Deltares

Enabling Delta Life

PMR monitoring natuurcompensatie Voordelta

Eindrapport 1e fase 2009-2013
Deel B



Deltares

PMR monitoring natuurcompensatie Voordelta

Eindrapport 1e fase 2009-2013
Deel B

1200672-000

© Deltares, 2014, B

Deltares

Titel
PMR monitoring natuurcompensatie Voordelta

Opdrachtgever	Project	Kenmerk	Pagina's
Rijkswaterstaat WVL	1200672-000	1200672-000-ZKS-0043	1

Trefwoorden
Monitoring Natuurcompensatie Tweede Maasvlakte, Voordelta, benthos, vis, zwarte zee-eend, visdief, grote stern, abiotiek, gebruik

Beknopte samenvatting
Het kabinet heeft in 2006 in een planologische kernbeslissing een besluit genomen over het Project Mainportontwikkeling Rotterdam (PMR). Onderdeel hiervan is de aanleg van de Tweede Maasvlakte, een nieuw haven- en industriegebied. De aanleg en aanwezigheid hiervan hebben mogelijk significant negatieve effecten op beschermde natuurwaarden in de Voordelta. Op grond van de Natuurbeschermingswet 1998 zijn hiervoor compensatiemaatregelen opgesteld. In het kader van dit project wordt het effect van de compensatiemaatregelen 5 jaar gemonitord en vervolgens geëvalueerd aan de hand van evaluatievragen. In 2009 is het Plan van Aanpak PMR monitoring natuurcompensatie Voordelta vastgesteld; van 2009 tot en met 2012 verschenen Jaarrapporten, waarin de inhoudelijke voortgang is vastgelegd en op grond waarvan tussentijds bijstelling van de monitoring heeft plaatsgevonden.

Het Eindrapport 1e fase 2009-2013 van het project monitoring natuurcompensatie Voordelta bestaat uit twee delen.

- Deel A van het Eindrapport 1e fase 2009-2013 geeft een beschrijving van de meetinspanning, en de belangrijkste resultaten, gericht op beantwoording van de hoofdvragen van het Monitoring - en Evaluatieprogramma Maasvlakte 2 – Natuurcompensatie Voordelta (kortweg de MEP vragen). Deze vragen worden beantwoord op basis van een aantal te toetsen indicatoren. Het complexe natuurlijke systeem in de Voordelta is daartoe vereenvoudigd weergegeven in effectketens. De MEP vragen kunnen aan de hand van de effectketens worden opgesplitst in onderliggende deelvragen. Beantwoording hiervan leidt tot beantwoording van de evaluatievragen. De invloed van autonome ontwikkelingen binnen en buiten het gebied en andere menselijke activiteiten worden als externe factoren in de effectketens meegenomen.
- Deel B van het Eindrapport 1e fase 2009-2013 bevat de rapportages van de vijf percelen: benthos, vis, vogels, abiotiek en gebruik. Hierin wordt verslag gedaan van het onderzoek dat tot en met 2013 is uitgevoerd en worden de resultaten gepresenteerd die in 2013 beschikbaar zijn gekomen.

Referenties
RWS-WD/Zaak 31019691/4500143146

Versie	Datum	Auteur	Paraaf	Review	Paraaf	Goedkeuring	Paraaf
	nov. 2014						

Status
definitief

Deltares

Titel
PMR monitoring natuurcompensatie Voordelta

Opdrachtgever	Project	Kenmerk	Pagina's
Rijkswaterstaat WVL	1200672-000	1200672-000-ZKS-0043	1

INHOUDSOPGAVE

1 Visserij 1
1.1 INLEIDING 1
1.1.1 Achtergrond 1
1.1.2 Bodemberoerende visserij 1
1.1.3 MEP vraag 1: habitattype 1110: bodemberoering 2
1.1.4 Beschikbare data 2
1.2 METHODEN 4
1.2.1 Methode opwerking VMS data 4
1.2.2 Methode opwerking AIS data 8
1.2.3 Veranderingen in de garnalenvisserij uit mortaliteitsschattingen 9
1.3 RESULTATEN 10
1.3.1 Ruimtelijke verspreiding van de visserijactiviteit op basis van VMS 10
1.3.2 Ruimtelijke verspreiding van de visserijactiviteit op basis van AIS 15
1.3.3 Veranderingen in de garnalenvisserij uit mortaliteitsschattingen 16
1.4 DISCUSSIE 16
1.5 REFERENTIES 18

2 Perceel Benthos 19
2.1 INLEIDING 19
2.2 METHODEN 21
2.2.1 Opzet van het onderzoek 21
2.2.2 Bodemdieren 21
2.2.3 Bemonsteringsplan 29
2.2.4 Veldverslagen 33
2.2.5 Analyses 35
2.3 RESULTATEN 51
2.3.1 Beschrijving van de dataset gebruikt voor de analyse 51
2.3.2 Temporele trends 71
2.3.3 Habitatmodellering 79
2.3.4 Effecten van instellen van bodembeschermingsgebied 84
2.4 DISCUSSIE 106
2.4.1 Samenvoegen van data box-corer en bodemschaaf 107
2.4.2 Effect instelling bodembeschermingsgebied 117
2.4.3 Hoe nu verder? 125
2.5 REFERENTIES 131

3 Perceel Vis 155
3.1 INLEIDING 155
3.1.1 Achtergrond 155
3.1.2 Evaluatievragen 155
3.1.3 Ingreep-effect relaties, onderzoeksvragen en werkhypothesen 157
3.1.4 Soorten 161
3.1.5 Introductie visfauna 161
3.1.6 Leeswijzer 166
3.2 METHODEN 171
3.2.1 Posities en timing van de visbemonsteringen 171
3.2.2 Vis- en epibenthos bemonstering 176
3.2.3 Maagbemonstering 178
3.2.4 Gewicht, lengte, leeftijd, geslacht en rijpheid 178
3.2.5 Abiotiek 178
3.2.6 Data uitwisseling andere percelen 179
3.2.7 Data-analyse en de BACI methode 179
3.2.8 Bonferroni correctie en meerdere vergelijkingen 180
3.2.9 Het gebruik van correlaties 181
3.3 RESULTATEN 182

3.3.1 Visgemeenschap 182
3.3.2 Verspreiding en voorkomen van vis en garnaal 193
3.3.3 Lengte-frequentie verdelingen 203
3.3.4 Leeftijdsbepaling en leeftijdsopbouw 208
3.3.5 Analyse visdichtheden in relatie tot de omgeving en instelling BBG 216
3.4 DISCUSSIE 293
3.4.1 Beantwoording van de MEP vragen 293
3.4.2 Vergelijking van signalen: verschil tussen MVR1 en BG 297
3.4.3 Schaal van de mechanismen van effecten bodemberoering op vis 298
3.4.4 Pelagische vis 299
3.4.5 Praktische zaken met betrekking tot de survey 299
3.5 DANKWOORD 300
3.6 REFERENTIES 300

4 Perceel Vogels – Zwarte zee-eend 305
4.1 INLEIDING 305
4.1.1 Achtergrond 305
4.1.2 Monitoring en Evaluatie Programma (MEP) vragen (op basis van het Hypothesedocument) 306
4.1.3 Ingreep-effectrelaties en hypothesen 307
4.1.4 Aanpak data verzameling / overzicht onderzoekmodules 308
4.1.5 Leeswijzer 310
4.2 METHODEN, INTEGRATIE EN STATISTIEK 310
4.2.1 Voorkomen binnen de Voordelta: vliegtuigtellingen Voordelta 310
4.2.2 Voorkomen Nederland: vliegtuigtellingen Noordzeekust Waddeneilanden 311
4.2.3 Gedrag: dagelijks gebruik Voordelta 312
4.2.4 Voedsel: dieet zwarte zee-eend en aanvullend voedselonderzoek 314
4.2.5 Integratie eigen veldonderzoek met gegevens andere percelen 318
4.2.6 Gegevensbewerking en statistiek 319
4.3 RESULTATEN 320
4.3.1 Voorkomen Voordelta: vliegtuigtellingen 320
4.3.2 Vliegtuigtellingen Noordzeekust Waddeneilanden en Hollandse kust 326
4.3.3 Gedrag: gebiedsgebruik – verspreiding binnen de Voordelta en dagpatroon 329
4.3.4 Dieet en voedsel 336
4.3.5 Voedselaanbod; benthosonderzoek op zee-eendlocaties 340
4.4 VOORKOMEN IN VOORDELTA IN PERSPECTIEF 346
4.4.1 Trends zwarte zee-eenden Voordelta – rest Nederland - internationaal 346
4.4.2 Ecologie in de Noordzeekustzone benoorden de Waddeneilanden als referentie voor de Voordelta 350
4.4.3 Historisch perspectief gebiedsgebruik zwarte zee-eenden in de Voordelta 353
4.5 NADERE ANALYSE VOORKOMEN BINNEN VOORDELTA 355
4.5.1 Gebiedsgebruik Voordelta aan de hand van vogeldagen 355
4.5.2 Verschil in gebiedsgebruik zwarte zee-eenden tussen dag en nacht 359
4.5.3 Dieet van zwarte zee-eenden in de Voordelta verklaard vanuit de energetica 362
4.5.4 Voorkomen zee-eenden in relatie tot menselijk gebruik, abiotiek en benthos 366
4.5.5 Benthos beschikbaarheid in de Voordelta 371
4.6 NADERE STATISTISCHE ANALYSE VOORKOMEN ZEE-EENDEN EN EFFECT INSTELLING RUSTGEBIEDEN 376
4.6.1 Opzet analyse zee-eenden in Voordelta in relatie tot covariaten 376
4.6.2 Resultaten voorkomen zee-eenden in Voordelta in relatie tot covariaten 379
4.6.3 Analyse effect ingestelde rustgebieden 384
4.6.4 Doorrekenen nieuwe scenario’s rustgebieden 387
4.7 TOETSING ONDERZOEKHYPOTHESEN EN BEANTWOORDING MEP-VRAGEN 389

4.7.1 Deelconclusies ecologie en trends zwarte zee-eenden Voordelta 390
4.7.2 Hoofdvraag MEP evaluatievraag 2 (zwarte zee-eenden) 396
4.8 REFERENTIES 398

5 Perceel Vogels – Grote stern en visdief 419
5.1 INLEIDING 419
5.1.1 Achtergrond 419
5.1.2 Monitoring en Evaluatie Programma - vragen uit MEP-MV2 420
5.1.3 Ingreep-effectrelaties en hypothesen 421
5.1.4 Aanpak data verzameling sterns / overzicht onderzoekmodulen 424
5.1.5 Leeswijzer 425
5.2 METHODEN, DATAVERWERKING EN STATISTIEK 426
5.2.1 Broedparen en broedsucces van sterns in de Delta 427
5.2.2 Aantallen en verspreiding van sterns in de Voordelta 427
5.2.3 Gebiedsgebruik en foerageergedrag van sterns 432
5.2.4 Tellingen van juveniele sterns op de platen en kleurringonderzoek 436
5.2.5 Gedetailleerd onderzoek broedecologie sterns in kolonies op de Scheelhoek, Markenje, en de Maasvlakte 437
5.2.6 Voedselecologie van sterns in kolonies op de Scheelhoek, Markenje, en de Maasvlakte 440
5.2.7 Aanvullend onderzoek voedselecologie – pelagische visbemonsteringen 442
5.3 RESULTATEN 446
5.3.1 Broedparen en broedsucces van sterns in de gehele Delta 446
5.3.2 Aantallen en verspreiding van sterns in de Voordelta 453
5.3.3 Gebiedsgebruik en foerageergedrag van sterns 463
5.3.4 Gebiedsgebruik juvenielen 473
5.3.5 Gedetailleerde broedecologie van sterns in kolonies op de Scheelhoek, Markenje, en de Maasvlakte 478
5.3.6 Gedetailleerd onderzoek voedselecologie van sterns in kolonies op de Scheelhoek, Markenje, en de Maasvlakte 489
5.4 NADERE ANALYSES EN VERBANDEN GEBIEDSGEBRUIK VOORDELTA 501
5.4.1 Analyse van de variatie in aantallen broedparen en het broedsucces in de gehele Delta 502
5.4.2 Analyse van de variatie in aantallen en verspreiding van sterns in de Voordelta 504
5.4.3 Variatie van het gebruik van rustgebieden door sterns in de Voordelta in relatie tot plaatbezoek 510
5.4.4 Gebiedsgebruik van de Voordelta door de sterns uitgedrukt in vogeldagen 515
5.4.5 Gebiedsgebruik grote sterns - nadere uitwerking GPS-loggers 2012 en 2013 519
5.4.6 Deelconclusies gebiedgebruik Voordelta 525
5.5 NADERE ANALYSES EN VERBANDEN BROEDBIOLOGIE, DIEET EN FOERAGEERGEDRAG 526
5.5.1 Energetische beperkingen van foeragerende grote sterns in relatie tot voedselkwaliteit en -beschikbaarheid 526
5.5.2 Relatie tussen voedselaanbod, weersomstandigheden en conditie/broedsucces 530
5.5.3 Relatie tussen het dieet van grote sterns en gegevens pelagische bemonsteringen 536
5.5.4 Effect van de zeewatertemperatuur op de voedselkwaliteit voor grote sterns 539
5.5.5 Deelconclusies onderzoek naar broedbiologie, dieet en foerageergedrag 543
5.6 BEANTWOORDING ONDERZOEKHYPOTHESEN EN MEP-VRAGEN 545
5.7 AANBEVELINGEN TEN AANZIEN VAN VERVOLGONDERZOEK 552
5.8 REFERENTIES 554

6 Perceel Vogels – Aalscholver **661**
6.1 INLEIDING 661
6.2 MATERIAAL EN METHODEN 664
6.2.1 Verspreiding en aantallen Voordelta 665
6.2.2 Broedparen en broedsucces Breede Water 665
6.2.3 Dieet onderzoek 666
6.2.4 Gebiedsgebruik van broedende aalscholvers 667
6.3 RESULTATEN 671
6.3.1 Verspreiding en aantallen Voordelta 671
6.3.2 Broedparen en broedsucces 678
6.3.3 Dieet onderzoek 680
6.3.4 Gebiedsgebruik broedende aalscholvers op basis GPS-data 701
6.4 DISCUSSIE EN INTEGRATIE 719
6.4.1 Verspreiding en aantallen Voordelta 719
6.4.2 Broedparen en broedsucces Breede Water 722
6.4.3 Dieet onderzoek 722
6.4.4 Gebiedsgebruik van broedende aalscholvers 727
6.6 REFERENTIES 731

7 Perceel Abiotiek **761**
7.1 INLEIDING 761
7.2 MODELOPZET 763
7.2.1 Overzicht gebruikte gegevens 763
7.2.2 Overzicht modelsimulaties 764
7.2.3 Synoptische beschrijving per jaar 775
7.2.4 Overzicht van extreme condities 782
7.3 VERGELIJKING MODELRESULTATEN MET METINGEN 786
7.4 VERGELIJKING MODELRESULTATEN MET METINGEN UIT DE ANDERE PERCELEN 787
7.4.1 Metingen uit perceel Vissen 787
7.4.2 Metingen uit perceel Benthos 789
7.5 AANVULLENDE VERGELIJKING MODELRESULTATEN MET SST SATELLIET METINGEN 795
7.6 MODELRESULTATEN JUNI 2004 – DECEMBER 2012 798
7.6.1 Inleiding 798
7.6.2 Modelresultaten waterstand 800
7.6.3 Modelresultaten saliniteit 813
7.6.4 Modelresultaten watertemperatuur 821
7.6.5 Modelresultaten bodemschuifspanning 826
7.7 VERGELIJKING VAN DE CONDITIES TUSSEN DE T0- EN DE T1-METINGEN 832
7.8 OPGELEVERDE MODELRESULTATEN AAN DE ANDERE PERCELEN 843
7.9 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN 846
7.9.1 Conclusies 846
7.9.2 Aanbevelingen 848
7.10 REFERENTIES 849

8 Perceel Gebruik **893**
8.1 UITGEVOERDE WERKZAAMHEDEN 893
8.1.1 Leeswijzer 893
8.1.2 Plangebied en gegevensverzameling 893
8.1.3 Meetperiode 895
8.1.4 Veldwaarnemingen 896
8.1.5 VMS 897
8.1.6 AIS 897
8.1.7 Model gebruik 898

8.1.8 Ontwikkelingen in de Voordelta 898
8.2 TREND PER GEBRUIKSFUNCTIE 899
8.2.1 Bodemberoerende visserij (A) 899
8.2.2 Visserij met vaste vistuigen (B) 900
8.2.3 Schelpdiervisserij (C1) 901
8.2.4 Sportvisserij (C2) 903
8.2.5 Gemotoriseerde waterrecreatie (D1) 904
8.2.6 Surfen (D2) 906
8.2.7 Zeilen in kleine open schepen zonder kajuit (D3) 910
8.2.8 Duiken (D4) 910
8.2.9 Kanoën en roeien (D5) 910
8.2.10 Plaatbezoek (D6) 911
8.2.11 Zeil- en motorjachten (E2) 912
8.2.12 Overige (beroeps)scheepvaart (E1) 913
8.2.13 Kleine luchtvaart (F1) 915
8.2.14 Militaire activiteiten (G) 916
8.2.15 Delfstoffen (H) 916
8.3 INTEGRAAL BEELD GEBRUIK IN DE VOORDELTA 916
8.3.1 Ruimte 916
8.3.2 Tijd 919
8.4 MEP 2: VERSTORING ZWARTE ZEE-EEND 921
8.4.1 Vraag 921
8.4.2 Producten ter beantwoording van de vraag 921
8.4.3 Resultaat MEP 2 (zwarte zee-eend in winterperiode) 922
8.4.4 Conclusie MEP 2 (zwarte zee-eend in winterperiode) 928
8.5 MEP 3/4: VERSTORING STERNS 929
8.5.1 Vraag 929
8.5.2 Producten ter beantwoording van de vraag 929
8.5.3 Resultaat MEP 3/4 (sterns in zomerperiode) 929
8.5.4 Conclusie MEP 3/4 (sterns in zomerperiode) 936
8.6 REFERENTIES 938

1 Visserij

Auteurs: H.C.M. Seegers (CSO) en J. Schuur (CSO), I. Tulp (IMARES), N.T. Hintzen (IMARES)

1.1 INLEIDING

1.1.1 Achtergrond

De invloed van de bodemberoerende visserij op de Voordelta speelt in het project Monitoring Natuurcompensatie Voordelta een belangrijke rol. De beheersmaatregel om natuurcompensatie te realiseren is onder meer gericht op een beperking van de bodemberoering door de visserij. De compensatie bestaat uit een verwachte toename van de bodemfauna na het uitsluiten van een deel van de commerciële visserij in het gebied. Daarnaast is er de verwachting dat het uitsluiten van de bodemberoerende visserij ook de verstoring in het gebied vermindert. Deze vermindering van de verstoring kan onder andere een positief effect hebben op de visgemeenschap.

1.1.2 Bodemberoerende visserij

Bodemberoerende visserij omvat binnen deze studie uitsluitend de volgende beroepsvisserijen: boomkorvisserij op platvis, garnalenvisserij, visserij met bordentrawls (inclusief twinrig en multirig) en zegenvisserij.

De impact die ieder type visserij op de bodem heeft verschilt per tuigtype (metier), het motorvermogen is hier ondergeschikt aan. Een boomkorschip trekt twee sleepnetten over de zeebodem waarbij de vangst vooral bestaat uit platvis. De netten worden opengehouden door een stalen balk, die de boom wordt genoemd. Aan de uiteinden van deze boom zitten zware stalen glijders (sloffen, een soort sleeën) die over de zeebodem glijden. Aan deze glijders zijn meerdere rijen kettingen (wekkerkettingen) bevestigd die over de grond slepen en zo de platvis uit het zand op laten schrikken. De glijders en wekkerkettingen veroorzaken bodemberoering. De boomkor en kettingen zijn gemiddeld 4,5 meter breed. Een schip trekt zodoende in totaal 9 meter breed tuig voort.
Bij garnalen(boom)korren wordt net als bij de gewone boomkor aan iedere kant van het schip een net voortgesleept over de bodem. Garnalenkorren zijn lichter in gewicht dan boomkorren. Bovendien zijn deze niet voorzien van wekkerkettingen, maar van klossenpezen die over de bodem rollen. Hierdoor is de bodemberoering minder groot dan bij boomkorren. De breedte van een garnalenkor is 4,5 of 9 meter.
Bij bordenvisserij worden bordentrawls gebruikt. Dit zijn netten waarbij aan de zijkanten scheerborden zijn bevestigd. Bij verplaatsing door het water scheren de borden naar buiten waardoor het net in de breedte wordt opengetrokken. Moderne vistuigen, zoals twin- of multirigging maken ook gebruik van scheerborden. De bordentrawl schraapt over de zeebodem. Bodemberoering wordt hier vooral veroorzaakt door de scheerborden. De sporen zijn meestal minder dan een meter breed en daarmee veroorzaken ze bodemberoering over een veel smaller spoor dan bij boomkorren.

1.1.3 MEP vraag 1: habitattype 1110: bodemberoering

De MEP vraag over habitattype 1110 gaat onder andere in op de relatie tussen bodemberoerende visserij en bodemdieren.

De voor perceel gebruik relevante subvraag is MEP-vraag 1d. i: “Is de toename [in bodemdierenbiomassa per soortgroep en in de hoeveelheid voedsel voor beschermde/typische soorten] toe te schrijven aan de getroffen maatregelen of ook aan andere factoren?”

De bijbehorende deelvraag is: “Wat is de intensiteit van de boomkorvisserij met schepen 260-300 pk[1] in het BBG en het referentiegebied in het jaar T_0 t.o.v. het jaar T_1?”

Door voortschrijdend inzicht is de deelvraag breder getrokken. Daarom is de verandering in visserij-intensiteit niet alleen onderzocht voor boomkorkotters 260-300 pk[2] maar ook voor garnalenkotters <300 pk.

1.1.4 Beschikbare data

In de hele looptijd van het project zijn VMS (Vessel Monitoring by Satellite) gegevens gebruikt om de bevissingsfrequentie te beschrijven.

Pas in de laatste jaren (vanaf medio 2009) zijn ook AIS (Automatic Identification System) gegevens beschikbaar gekomen, waarmee de bevissingsfrequentie op een veel hogere resolutie berekend kan worden. In 2009 is vanuit Beheerplan Voordelta subsidie verleend voor de aanschaf en installatie van AIS op vissersschepen. Hier heeft toen ruim een kwart van de Nederlandse vissersvloot gebruik van gemaakt. Daarna hebben vissers ook zonder subsidie AIS aangeschaft.

[1] Vóór instelling van het BBG was visserij <300 pk toegestaan. Sinds instelling van het BBG is voor boomkorvisserij de beperking aangescherpt tot <260 pk. Daarom is onderscheid gemaakt in boomkorvisserij met een motorvermogen groter en kleiner dan 260 pk. Voor de overige vismethoden geldt nog steeds de beperking van 300 pk.

[2] In het Beheerplan Voordelta (2008) wordt in de gebiedsbeperkingen gebruik gemaakt van pk. In visserij-vergunningen wordt gebruik gemaakt van kW. In deze rapportage is gekozen voor het gebruik van pk. Hierbij geldt als uitgangspunt 260 pk = 191 kW en 300 pk = 221 kW.

VMS

Het Nederlandse VMS systeem is in gebruik vanaf 1 januari 2000 en wordt beheerd door de Algemene Inspectie Dienst (AID), nu onderdeel van Nederlandse Voedsel- en Warenautoriteit (NVWA). De AID gebruikt de gegevens voornamelijk voor toezicht en opsporing maar ze zijn ook bruikbaar voor het bestuderen en analyseren van (grootschalige veranderingen in) ruimtelijke patronen in de visserij.

Een schip groter dan 15 meter moest vanaf 2005 VMS aan boord hebben en sinds 2012 zijn daar schepen groter dan 12 meter aan toegevoegd. Schepen kleiner dan 12 meter zijn niet VMS plichtig. Iedere twee uur (of een kortere intervaltijd indien dat gewenst is door de inspectie dienst) wordt er een VMS ping naar een satelliet gestuurd. Hierin ligt een scheeps-ID, positie, snelheid, tijd/datum en richting van het schip opgeslagen. Nederland heeft toegang tot alle VMS data van alle Nederlandse schepen, en van alle niet-Nederlandse schepen die op het Nederlands continentaal plat varen. Vaak worden VMS gegevens gekoppeld aan logboekregistraties, een ander administratief systeem waarin op detailniveau wordt bijgehouden wat een visser gevangen heeft gedurende een visreis. In deze logboeken staat onder andere het gebruikte tuig, breedte van het tuig, motorvermogen van het schip en de vangstsamenstelling. Ook wordt op ICES kwadrant niveau bijgehouden waar het grootste deel van vangst binnen een etmaal is gerealiseerd. Het invullen van een logboek is verplicht voor alle schepen groter dan 10 meter of wanneer er meer dan 50 kilo wordt aangeland. Door een koppeling tussen VMS en logboeken te maken is het mogelijk de bevissingsfrequentie voor een specifiek deel van de Nederlandse vloot te onderzoeken. Immers, op basis van de logboeken kan geselecteerd worden op tuigtype, motorvermogen of voornaamste doelsoort. Van buitenlandse schepen zijn deze logboeken niet tot nauwelijks beschikbaar. Hierdoor kan visserij door buitenlandse schepen minder eenvoudig worden geanalyseerd.

AIS

AIS (Automatic Identification System) is in 2009 geïntroduceerd voor vissersschepen maar dient een ander doel dan VMS en is derhalve ook niet exclusief voor vissersschepen bedoeld. AIS wordt voornamelijk als veiligheidssysteem gezien. Schepen kunnen zelf hun AIS aan- en uit zetten om wel of niet zichtbaar te zijn. Vanuit het oogpunt van de veiligheid geldt in een groot deel van de Nederlandse wateren de verplichting om AIS aan te hebben op het water. In praktijk blijkt dit echter niet altijd zo te zijn.

Iedere twee seconden wordt een AIS ping verstuurd die een groot aantal informatievelden bevat, waaronder een scheeps-ID, snelheid, tijd/datum en positie. Deze informatie wordt primair verzonden aan schepen in de nabijheid van het schip die ook AIS hebben, waar de ping als geïdentificeerd schip op de radar verschijnt. De kustwacht vangt met zenders langs de kust en op zee de AIS signalen van alle schepen op. Deze worden gebruikt om real-time de scheepvaart te monitoren, maar vervolgens ook opgeslagen. Deze opgeslagen data wordt beheerd door MARIN.

Vrijwel alle vissersschepen > 15 m hebben nu AIS. De kleinere vissersschepen hebben nog niet allemaal AIS. Vanuit de AIS gegevens is het mogelijk om vissersschepen te onderscheiden van reguliere vaart. AIS bevat geen informatie over het gebruikte visserstuig, wel is van ieder schip het MMSI (Maritime Mobile Service Identity) nummer opgenomen. Doordat MARIN niet beschikt over de logboekgegevens kunnen deze niet aan deze schepen gekoppeld worden. Dit betekent dat op basis van MMSI nummer wel een onderverdeling op basis van motorvermogen gemaakt kan worden, maar geen onderscheid op tuigtype.

1.2 METHODEN

1.2.1 Methode opwerking VMS data

Met behulp van VMS gegevens over de verspreiding van de visserijvloot kunnen activiteiten van vissersvaartuigen worden geanalyseerd. IMARES heeft toegang tot de VMS gegevens van alle Nederlandse visserijschepen die VMS-plichtig zijn. Dit jaar gebruiken de percelen Vis, Bodemdieren en Gebruik allen dezelfde opgewerkte VMS gegevens.

Opschonen VMS en logboek datasets

Het Ministerie van EZ levert VMS- en Logboekgegevens aan IMARES aan. Voordat beide datasets bruikbaar zijn voor verdere analyses, dienen beide sets opgeschoond te worden omdat deze ongeldige informatie kunnen bevatten (zie ook Hintzen *et al*. 2012). Zo worden VMS records verwijderd indien deze een exacte kopie zijn van reeds bestaande records, een geografische positie wordt vermeld die buiten de -180 – 180 graden Westerlengte en -90 – 90 graden Noorderbreedte vallen. Ook worden posities die in een haven of op land liggen verwijderd. Ook records met snelheid registraties boven de 20 knopen worden verwijderd. Deze ongeldige records worden vaak veroorzaakt door een fout in het VMS apparaat.

Ook de logboek gegevens worden gecontroleerd. Omdat de logboeken door vissers zelf worden ingevoerd, kunnen op dat niveau fouten ontstaan. De checks zijn dan ook ontwikkeld om te corrigeren voor de meest essentiële fouten. Ook bij de logboek gegevens worden exacte kopieën van reeds bestaande records verwijderd, wordt er een controle uitgevoerd op de vertrek en aankomstdatum van een schip en of een visreis een overlap vertoont met een andere visreis van hetzelfde schip. Deze overlap mag niet voorkomen.

Koppelen VMS en logboek gegevens

Uiteindelijk worden de opgeschoonde VMS en logboek gegevens aan elkaar gekoppeld. De link tussen de twee bestanden wordt gevormd door scheeps-ID en datum/tijdstip. Met andere woorden: records uit de VMS data, die wat betreft tijdstip vallen binnen de vertrek en aankomst tijden van een visreis uit het logboekbestand van hetzelfde schip, worden gelinkt. Van sommige schepen ontbreken echter logboek records waardoor een link tussen VMS en logboeken niet mogelijk is. Het ontbreken van logboekgegevens is een probleem dat al jaren bij het ministerie van EZ wordt aangegeven maar tot op heden nog niet is opgelost. Van de VMS records, die niet gekoppeld kunnen worden aan een logboek record, kan niet worden bepaald met welk tuigtype er is gevist. Zodoende wordt als alternatief de vaartuiggegevens en geregistreerde tuigtype uit het EU-vlootregister aangehouden. Als het vistuig boomkor, code TBB (FAO code voor “beam trawl”), en het motorvermogen van het vaartuig 300 pk of minder is wordt het VMS records in de analyse meegenomen onder de vistuig categorie TBU. TBU is geen officiële tuigcode maar geeft de uitzonderingspositie van deze gegevens aan.

Definitie van de activiteit.

Bevissingsfrequentie wordt alleen berekend aan de hand van VMS registraties waarvan verwacht wordt dat ze een vissende activiteit representeren. Om een onderverdeling te maken in wel en niet vissende activiteiten wordt de snelheidsregistratie in VMS gebruikt. De meeste schepen die vissen met een bepaald type tuig hebben een kenmerkend snelheidspatroon. Zo zijn lage snelheden representatief voor het invaren van een haven of het halen van het tuig na een trek. Hoge snelheden zijn vaak representatief voor stomen en registraties hier tussenin worden geassocieerd met vissen. Dit profiel verschilt binnen een groep van schepen die allen met hetzelfde tuig vissen nauwelijks. Vandaar dat deze snelheidsprofielen ook worden geanalyseerd op tuigtype basis, om de onderverdeling op halen, vissen, stomen te maken. Naast tuigtype wordt er nog een onderverdeling gemaakt in

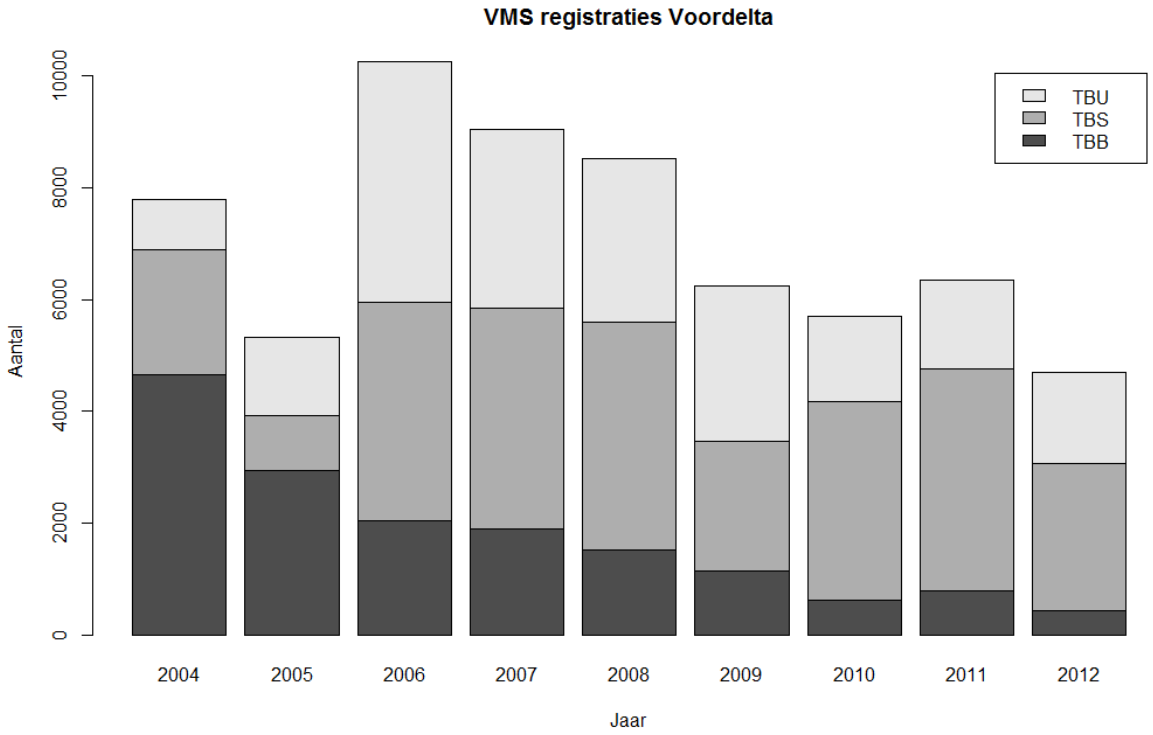
het motorvermogen omdat schepen met meer pk in staat zijn ook op hogere snelheden te vissen. Voor de verschillende en vaartuigvermogen (klein [≤260 pk], euro[260>≤300pk] en groter[>300pk]) zijn deze snelheidsprofielen gemaakt. Uit de analyse van de snelheidsprofielen worden de minimale vissnelheid en maximale vissnelheid verkregen. Wanneer een VMS record een snelheidsregistratie heeft tussen de minimale en maximale maat in, wordt dit record geassocieerd met vissende activiteit. De minimale en maximale vaarsnelheden die voor de verschillende vistuigcategorieën en vermogen combinaties als actief vissen beschouwd worden staan in Tabel 1.1. Voor de analyses in dit rapport is aangenomen dat vaartuigen die als TBU gecategoriseerd zijn als garnalenvisser actief zijn en derhalve tot de categorie TBS gerekend worden.

De snelheid is een goede graadmeter voor activiteit. Er kan echter nooit met zekerheid gesteld worden dat snelheid en activiteit gekoppeld zijn. Zo kan bijvoorbeeld een schip ook stomen met lagere snelheden. Daarom zijn de vaartuigen die zich in de vaargeul in aanloop naar Stellendam bevinden als niet vissend beschouwd, ondanks dat de snelheid wel binnen de minimale en maximale maat valt. De minimale en maximale vaarsnelheden zijn bepaald op basis van statistische analyses waarin een bepaalde onzekerheid ligt. Hoewel het effect op bevissingsfrequentie van het nemen van een wijdere of beperktere spreiding in vaarsnelheden niet onderzocht is, mag worden aangenomen dat de resultaten hier niet tot nauwelijks door worden beïnvloed. Dit omdat het aantal VMS registraties met een geassocieerde snelheid rondom de minimale of maximale waarde beperkt is.

Ruimtelijke verspreiding van de visserijactiviteit.
In deze studie is het Voordeltagebied onderverdeeld in kleine vakken van ongeveer 50 bij 50 meter. Om tot een kaart van bevissingsfrequentie te komen, worden VMS registraties per vak geaggregeerd. Alleen die VMS registraties waarvan bepaald is dat deze geassocieerd kunnen worden met actief vissen worden meegenomen in deze analyse (Figuur 1.1).

Tabel 1.1 Minimale en maximale vaarsnelheden (knopen) die geassocieerd worden met actief vissende vaartuigen op basis van vistuigcategorieën (TBB, boomkor; TBS, garnalenkor; TBU, kotter onbekend tuig & OTB, Bordenvissers) en motorvermogens

Categorie Vermogen	TBB	TBS	TBU	OTB
Groot (>300pk)	5-8	2-4	X	3-4
Euro (260><300pk)	3-6	2-4	2-4	3-4
Klein (>260pk)	3-6	2-4	2-4	3-4



Figuur 1.1 Aantal VMS pings in de Voordelta met vaarsnelheden die als 'vissend' worden beschouwd (zie Tabel 1.1) vanaf 2004, opgesplitst naar vistuig categorie.[3]

De dichtheid van de resterende VMS registraties, per vak, is dan een maat voor de bevissingsfrequentie. Naarmate de gekozen grootte van een individueel vak afneemt, neemt de variantie van de dichtheden toe totdat uiteindelijk een binair patroon ontstaat met wel of geen VMS registratie per vak. Bij grotere vak afmetingen zal de variantie van de dichtheden afnemen door "smoothing" of afvlakken. Dit leidt dan tot systematische afwijkingen van de bevissingsfrequenties, waarbij de frequentie voor vakken met geringe visserijactiviteiten wordt overschat en die voor vakken met veel visserijactiviteit wordt onderschat.

Voor onderdelen van deze studie (perceel Benthos) is het nodig om de bevissingsfrequentie per vak van 50 bij 50 m = 0,25 ha te bepalen. Het aantal VMS registraties in de Voordelta is onvoldoende om betrouwbaar de bevissingsfrequentie in de vakken te berekenen. Dit heeft te maken met de kleine afmetingen van ieder vak waardoor niet in ieder vak een VMS registratie ligt terwijl er op basis van de visserijpatronen wel visserij activiteit wordt verwacht. Het 2 uur interval van VMS zorgt er hier voor dat opvolgende VMS registraties ongeveer 400 vakken uit elkaar liggen, zonder dat bevissing in de tussenliggende vakken wordt geregistreerd. Om het bevissingspatroon bij deze hoge resolutie realistisch te schatten is gebruik gemaakt van de geostatistische methode *kriging*.

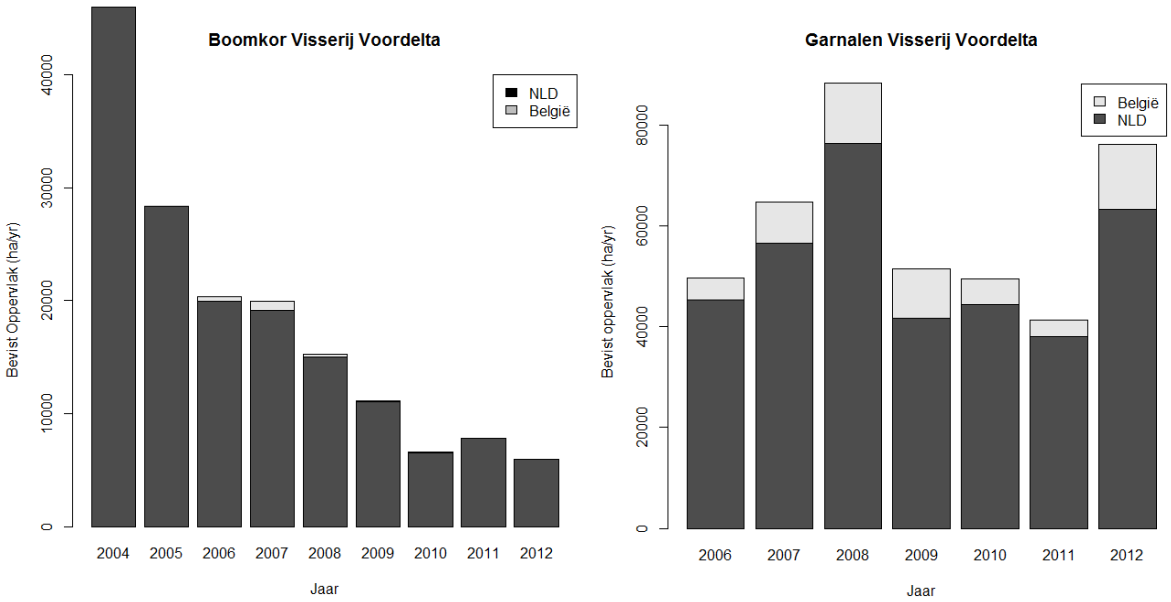
[3] Opgemerkt moet worden dat de logboekregistratie bij het ministerie van EZ is verbeterd, waardoor een groter deel van de garnalenvloot ook in de logboeken zijn terug te vinden, valt vanaf 2010 het aantal VMS regels die niet kunnen worden gekoppeld lager uit.

Kriging
Geostatistiek veronderstelt dat tussen verschillende waarnemingen een ruimtelijke samenhang en variabiliteit bestaat. Kriging is een interpolatiemethode die gebruik maakt van variogrammen. Een variogram beschrijft de ruimtelijke overeenkomst binnen de VMS waarnemingen als functie van de afstand tussen de waarnemingspunten. Met kriging wordt allereerst de ruimtelijke afhankelijkheid met een stochastisch model berekend. De resultaten van het model worden daarna gebruikt om de gewichten voor de interpolatie te schatten. Vervolgens kunnen de verspreide VMS punten tot een regelmatig vakkenpatroon worden geïnterpoleerd. Voor de geostatistiek is gebruik gemaakt van het R-pakket Spatstat versie 1.8-6.

De geschatte VMS-dichtheden per vak zijn vervolgens opgeschaald naar bevissingsfrequentie. De bevissingsfrequentie wordt berekend door het bevist oppervlak/bodemberoerd oppervlak per VMS registratie te bepalen op basis van tijdsduur, vissnelheid en vistuigbreedte, gedeeld door het oppervlak van ieder vak.

Eerdere jaren werden gegevens gepresenteerd van boomkorkotters 260-300 pk, garnalenkotters <300 pk, boomkorkotters <260 pk en bordenvisserij. Echter, van de twee laatstgenoemde visserijtypen was het aantal schepen in de meeste jaren te laag voor de nu gebruikte opwerkingsmethode. Daardoor zijn deze visserijtypen niet meegenomen in de voorliggende rapportage.

Van buitenlandse schepen zijn alleen gegevens van Belgische kotters beschikbaar. Het bevist oppervlak (ha/yr) als gevolg van actieve Belgische garnalenkotters is beschikbaar voor het gebied als geheel: maar niet per deelgebied. Voor de boomkorvisserij is de bijdrage aan het totale bevist oppervlak door Belgische schepen maar enkele procenten (Figuur 1.2). Voor de garnalenvisserij loopt dit in sommige jaren op tot 15% van het totale beviste oppervlak. Omdat een differentiatie naar gebied niet mogelijk is zijn buitenlandse schepen niet opgenomen in de in dit hoofdstuk beschreven analyses en resultaten.



Figuur 1.2 Bevist oppervlak op basis van VMS gegevens door Nederlandse en Belgische schepen in de boomkor- en garnalenvisserij in de Voordelta

Ter beantwoording van de MEP-vraag zijn kaarten gemaakt voor boomkorkotters 260-300 pk en garnalenkotters <300 pk (Figuur 1.3a en 1.3b). Deze visserijtypen zijn afzonderlijk weergegeven omdat de impact van bodemberoering verschilt. Voor beide visserijtypen en alle jaren is dezelfde schaalverdeling gebruikt in de legenda, zodat de figuren met elkaar te vergelijken zijn.
De verandering in bodemberoering door de jaren heen wordt getoond in staafdiagrammen. Het totaal aantal keren bevist per meetjaar (oktober-september)[4] is berekend door het bevist oppervlak van alle schepen in één meetjaar per vak op te tellen en te delen door het oppervlak van dat vak. Hierbij is onderscheid gemaakt in visserij binnen het BBG en buiten het BBG. Dit geeft een kwantitatief beeld van de bevissing door de jaren heen van boomkorkotters 260-300 pk en garnalenkotters <300 pk.[5]

1.2.2 Methode opwerking AIS data

Net als de VMS gegevens moeten de ruwe AIS gegevens eerst worden opgewerkt voor deze bruikbaar zijn voor de analyses.

Opschonen AIS dataset

Om zogenaamde “spookdata” uit AIS te verwijderen zijn alle pings geanalyseerd en zijn de pings van schepen die niet binnen een uur voorafgaand en na het tijdstip van de ping een nieuwe ping geven verwijderd. Vervolgens is voor elke ping de snelheid bepaald door de afstand tussen de voorgaande ping te delen door het tijdsinterval. Vervolgens zijn pings met een onrealistische snelheid verwijderd (zie ook CSO, 2013).

Voor beide selectiestappen geldt dat er slechts een zeer beperkt deel (<0,01% van de data) verwijderd is.

Definitie van activiteit

Op basis van de vaarsnelheid die voor AIS is bepaald aan de hand van het tijdsinterval tussen opeenvolgende pings, zijn de AIS posities (conform de methode die voor VMS is gebruikt) geclassificeerd als 'vissend' of 'niet-vissend'. Daarnaast zijn alle posities van eenzelfde schip vertaald naar “reizen” binnen de Voordelta door registraties die opeenvolgend zijn te koppelen. Hierbij is een grens van 30 minuten tussen 2 pings aangehouden om onderscheid te maken tussen twee “reizen”. Tot slot zijn deze reizen op basis van de classificatie vissend/niet vissend opgeknipt om individuele vistracks te onderscheiden.

Koppelen AIS en VMS gegevens

Om het ‘beste van twee werelden’ te verenigen (onderscheid in tuigtype uit logboeken (en deze weer gekoppeld aan VMS), en hoge spatio-temporele resolutie uit AIS) zijn de VMS en AIS gegevens aan elkaar gekoppeld. Het scheeps-ID geregistreerd in VMS kan niet direct gekoppeld worden aan het scheeps-ID aanwezig in AIS omdat beide datasets alleen geanonimiseerd voor scheeps-ID beschikbaar waren. Zodoende is op basis van overeenkomst in locatie en tijd/datum VMS en AIS aan elkaar gekoppeld. Hierbij moest het VMS en AIS signaal voor een uniek scheeps-ID in beide datasets op meerdere locaties en tijd/datum registraties overeen komen. Slechts een klein deel van de VMS punten kon worden gekoppeld aan een AIS punt. Dit doet vermoeden dat in één of beide gegevenssets fouten zitten. Echter, doordat voor zowel VMS als AIS voor deze analyse alleen geanonimiseerde

[4] *Deze periode is de standaard meetperiode gebaseerd op de indeling van perceel vogels. Voor de analyses die specifiek voor Benthos zijn uitgevoerd is een periode aangehouden die daarop is afgestemd.*

[5] *Met de beschikbare informatie is dit de meest betrouwbare methode aangezien in T_0 en het eerst meetjaar van T1 AIS nog niet voorhanden was.*

gegevens gebruikt konden worden, is niet achterhaald waardoor de koppeling niet succesvol was.

Ruimtelijke verspreiding van de visserijactiviteit.
De bevissingsfrequentie berekend op basis van AIS gegevens is op een andere wijze tot stand gekomen dan de overeenkomstige berekening op basis van VMS. Omdat AIS gegevens in hoog detail aanwezig zijn, is het mogelijk om de beviste route exact te volgen. Hierdoor is het niet nodig om AIS registraties te aggregeren op de onderverdeling in vakken van 50 bij 50 meter zoals voor de VMS analyse is uitgevoerd. Aannemende dat ieder schip een tuigbreedte van 30 meter heeft (2 bomen + breedte schip + afstand tussen tuig en schip), kan de bodemberoering vrij nauwkeurig bepaald worden. Dit betekent dat voor iedere GPS locatie (met een breedte van 30 meter) afkomstig uit AIS (en geassocieerd met actief vissen) de bevissingsfrequentie één is. Het kan voorkomen dat de visroutes elkaar overlappen waardoor de bevissingsfrequentie toe neemt. Op deze manier is met behulp van AIS per monsterpunt van perceel bodemdieren geïnventariseerd hoe vaak in het jaar voorafgaand aan een bemonstering is gevist (zie paragraaf 1.3.2).

Bij deze analyse moet worden opgemerkt dat:

- Voor de AIS data geen gegevens over metier beschikbaar zijn, en er één tuigbreedte is aangenomen wat mogelijk tot een overschatting leidt (bijv. wanneer smaller tuig wordt gebruikt dan aangenomen)
- In de weergave van de monsterpunten is geen onderscheid gemaakt tussen de gebruikte bemonsteringsmethoden (box-corer en bodemschaaf).
- De bemonsteringen van perceel bodemdieren zijn op meerdere dagen uitgevoerd, daarom is als peildatum de eerste bemonstering van het seizoen genomen.
- De analyse is uitgevoerd voor de jaren waarvan ten tijde van het uitvoeren van de analyse de monsterpunten beschikbaar waren: 2010 en 2011. Van 2009 zijn wel monsterpunten beschikbaar, maar doordat AIS pas medio 2009 op grote schaal in de Voordelta is toegepast zijn er onvoldoende AIS gegevens beschikbaar voor een analyse.

In tabelvorm is weergegeven hoeveel monsterpunten zijn bevist, en wat de bevissingsfrequentie is voorafgaand aan de eerste bemonstering van het seizoen (zie Tabel 1.2). Doel van deze analyse is te kijken of het mogelijk is om met AIS variaties die worden gevonden in de Benthos bemonstering te verklaren. Aangezien de tuigbreedte nu nog niet te onderscheiden is wordt deze analyse gezien als pilot voor de vervolgstudie waarin VMS en AIS vergeleken gaan worden. Deze studie zal begin 2014 worden uitgevoerd.

1.2.3 Veranderingen in de garnalenvisserij uit mortaliteitsschattingen

In aanvulling op de VMS analyses hebben we ook nog een alternatieve methode (die niet gebaseerd is op directe metingen aan de visserij intensiteit, maar op een afgeleide daarvan) gebruikt om te onderzoeken of de intensiteit van de garnalenvisserij is veranderd tussen de T0 en de T1. Hiervoor hebben we de totale sterfte (Z) van garnalen onderzocht. Dit is de optelsom van natuurlijke sterfte (predatie) (M) en visserijsterfte (F). Op basis van de lengte-frequentieverdelingen van garnaal in de vis bemonsteringen (zie Hoofdstuk 3 van deel B van dit rapport) is het mogelijk om de totale sterfte (Z) van garnaal te berekenen. De hier gebruikte methode is beschreven in een artikel waarin op basis van de gegevens van de Demersal Fish Survey (DFS) schattingen zijn gedaan van de sterfte van garnaal {Hufnagl, 2010 #1723}. Als input zijn de lengte-frequentieverdelingen gebruikt van garnaal gevangen in de vissurveys in de periode vóór en na de instelling van het Bodembeschermingsgebied, in

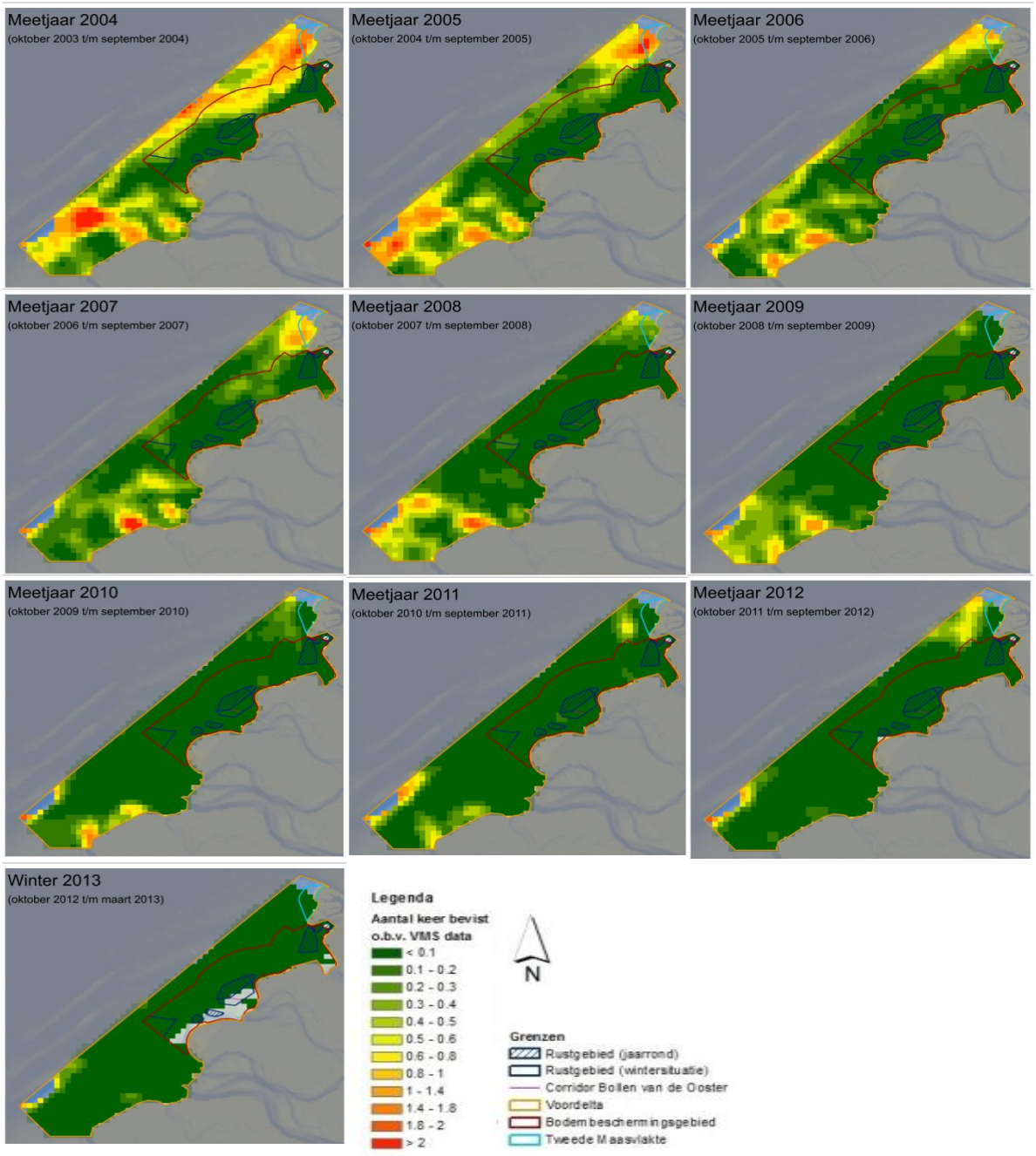
het Bodembeschermingsgebied en het referentiegebied zoals gehanteerd in de vissurvey (MVR1). Het artikel van Hufnagel *et al*. (2010) omschrijft een aantal schattingsmethoden van de totale sterfte. In overleg met de eerste auteur van bovengenoemde studie (M. Hufnagel pers. comm.) is voor de berekening het gemiddelde gebruikt van de resultaten van vijf schattingsmethoden: Wetherall *et al*. (1987), Beverton & Holt (1956), Ssentongo & Larkin (1973), en zowel de non-seasonal als de seasonal length converted catch curve (Pauly, 1983).

1.3 RESULTATEN

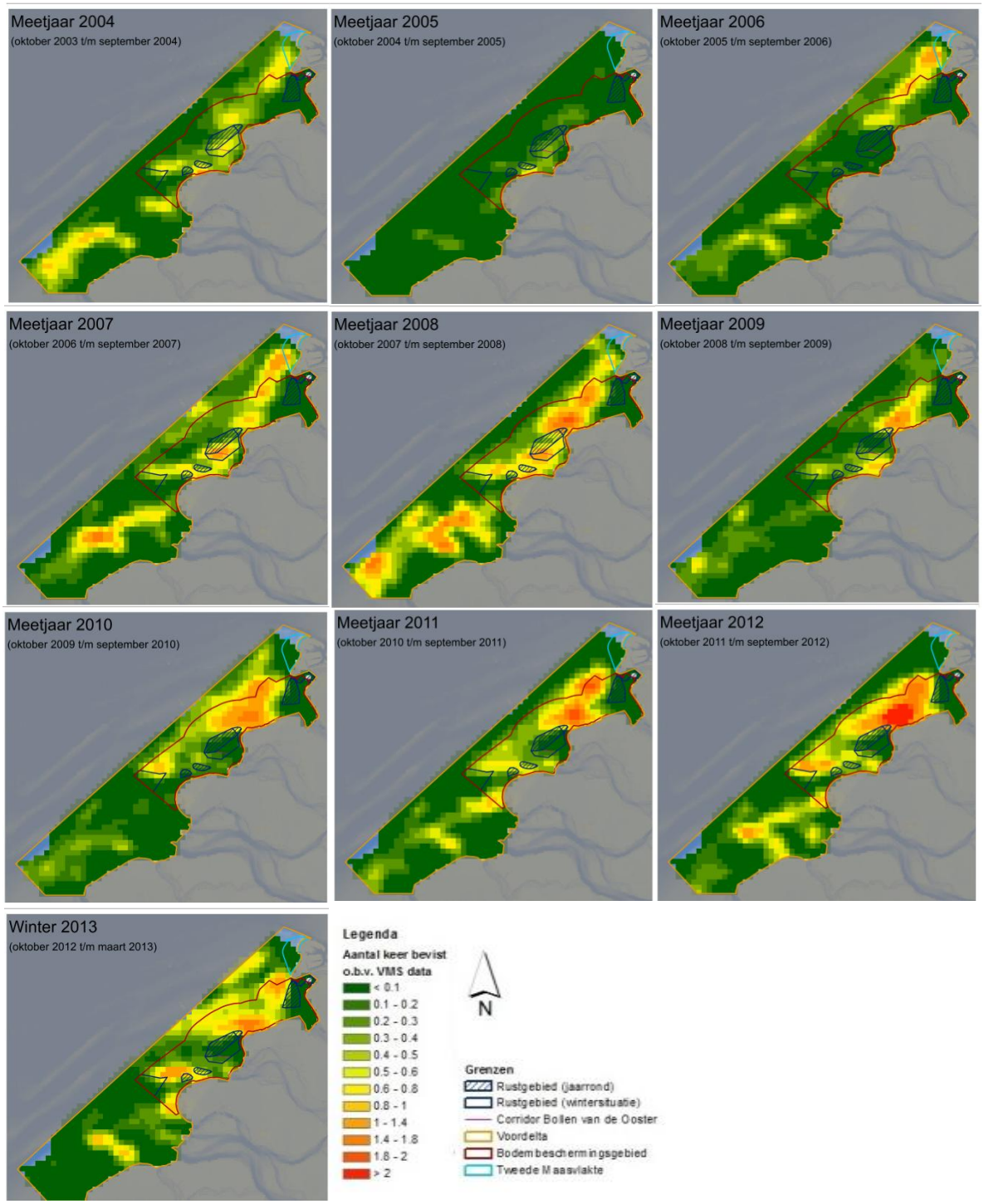
1.3.1 Ruimtelijke verspreiding van de visserijactiviteit op basis van VMS

Boomkorkotters 260-300 pk vissen in de Voordelta vooral in de diepere delen, hierdoor blijft het ruimtelijke patroon in de loop der jaren vrijwel gelijk (Figuur 1.3a). In de hele Voordelta neemt de visserij-intensiteit van boomkorkotters 260-300 pk af. In de periode 2004-2006 was de daling vooral goed zichtbaar in het noordelijke deel van de Voordelta. Daarna werd de daling in de gehele Voordelta steeds duidelijker, als laatste in het zuidelijke deel van het zuidelijk referentiegebied.

Garnalenvisserij vindt verspreid door de hele Voordelta plaats en het ruimtelijke patroon verschilt van jaar tot jaar (Figuur 1.3b). De volgende gebieden zijn door de jaren heen relatief druk: het gebied ten westen van Maasvlakte 2, het bodembeschermingsgebied tussen Bollen van de Ooster en Hinderplaat, het bodembeschermingsgebied tussen Bollen van het Nieuwe Zand en Bollen van de Ooster, en het midden van het zuidelijk referentiegebied. Het zwaartepunt verschuift tussen deze gebieden. Sinds meetjaar 2009 ligt het zwaartepunt in het bodembeschermingsgebied tussen Bollen van de Ooster en Hinderplaat.



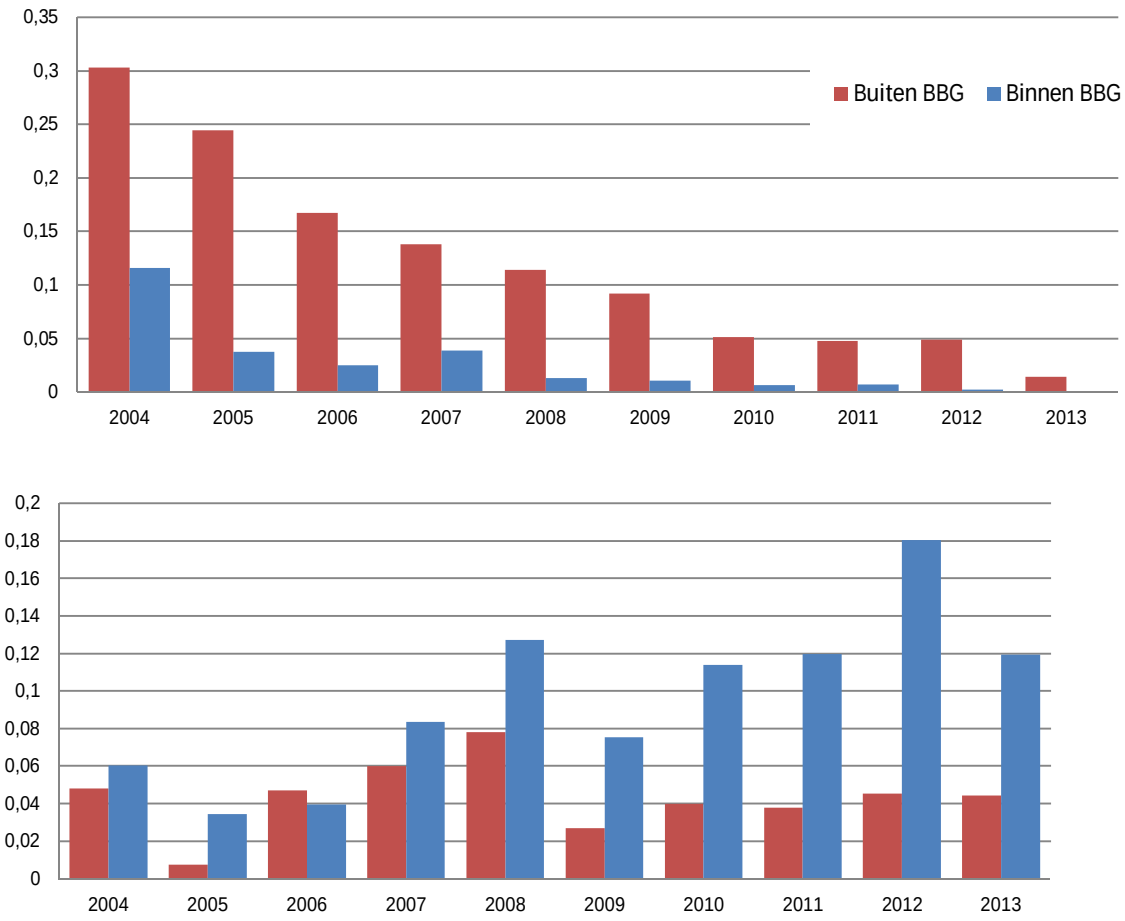
Figuur 1.3a Visserij intensiteit op basis van VMS voor boomkorkotters 260-300 pk, meetjaar 2004 – 2013 (2013 alleen winterhalfjaar van 10-2012 t/m 3-2013)



Figuur 1.3b Visserij intensiteit op basis van VMS voor garnalenkotters, meetjaar 2004 – 2013 (2013 alleen winterhalfjaar van 10-2012 t/m 3-2013)

De bevissing door boomkorkotters 260-300 pk buiten het BBG nam sterk af tot meetjaar 2010 en is sindsdien stabiel (Figuur 1.4, boven). Ook binnen het BBG nam de bevissing door boomkorkotters de eerste jaren sterk af. Sinds meetjaar 2008 is het vrijwel afwezig. Dit is opvallend omdat het BBG pas in de loop van dat meetjaar verboden gebied is voor dit scheepstype.
De daling sluit aan bij de discussie die leeft over het duurzamer maken van visserij. Het VIBEG-akkoord (Visserij In Beschermde Gebieden), regelt de visserij in de Natura 2000-gebieden van de Noordzee, waaronder de Voordelta. Bij de boomkorvisserij wordt nu nog gebruik gemaakt van wekkerkettingen. In het VIBEG-akkoord staat dat deze worden uitgefaseerd en dat nu onderzoek moet worden gedaan naar andere technieken zoals pulskor en pulstwinrig. Het is de bedoeling dat vanaf 2016 alle schepen die nu nog met de traditionele boomkor vissen in de Voordelta (en de andere kustgebonden Natura 2000-gebieden) hierop zijn overgestapt.

De bevissing door garnalenkotters fluctueert sterk door de jaren heen op basis van VMS-gegevens. (Figuur 1.4, onder). Voor dit scheepstype gelden geen extra beperkingen sinds instelling van het BBG. Mogelijk is hierdoor de bevissing door garnalenkotters binnen het BBG in T_1 toegenomen ten opzichte van T_0, terwijl de bevissing door deze kotters buiten het BBG in T_1 juist is afgenomen. Hier is echter geen onderzoek naar gedaan, waardoor hier geen harde uitspraken over kunnen worden gedaan. Daar komt bij dat de logboekgegevens de laatste jaren betrouwbaarder zijn geworden, wat mogelijk ook een deel van de fluctuatie en het verschil verklaart.
Voor de Boomkorren van 260-300 pk is een duidelijke daling van de visfrequentie zichtbaar in de gehele Voordelta. Daarbij valt op dat de bevissing binnen het BBG in 2012 en 2013 nagenoeg 0 is.

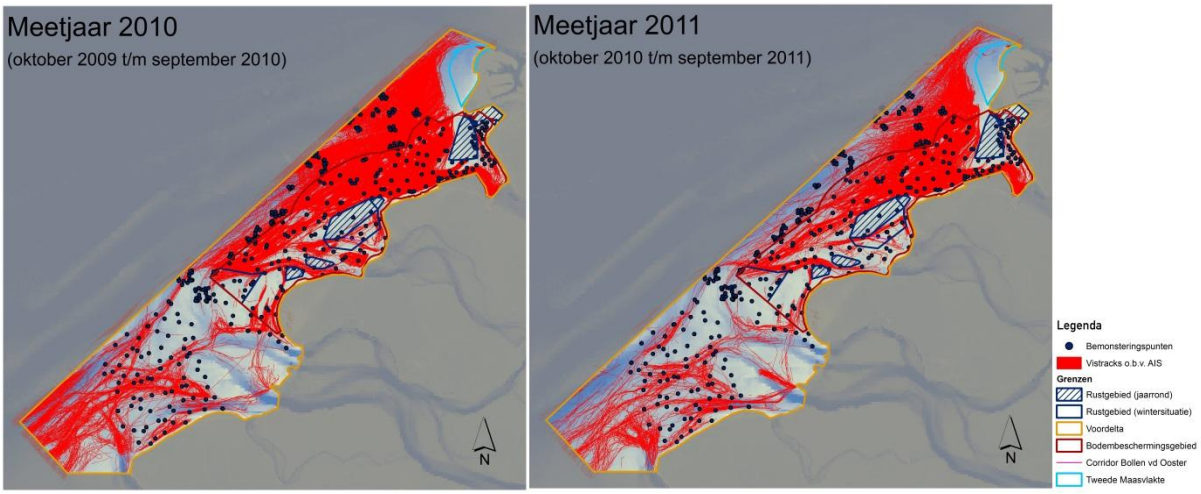


Figuur 1.4 Gemiddelde visfrequentie, op basis van VMS, totaal van alle gridcellen (1x1 km). Per meetjaar (2013 alleen winter) voor boomkorkotters 260-300 pk (boven) en garnalenkotters <300 pk (onder)

1.3.2 Ruimtelijke verspreiding van de visserijactiviteit op basis van AIS

Figuur 1.5 toont de ruimtelijke spreiding van de monsterpunten van perceel bodemdieren ten opzichte van de ruimtelijke spreiding van de AIS registraties geassocieerd met actief vissen. Nabij de kust, rondom rustgebieden en in het zuidelijk referentiegebied is er een grote spreiding in bevissingsfrequentie tussen naastgelegen gebieden. Hier overlapt de visserij niet met de monsterpunten. Dit geldt voor beide onderzochte jaren.

De noordelijke helft van de Voordelta is in het jaar voorafgaand aan de bemonstering van 2010 dusdanig bevist dat in dit gebied vrijwel alle monsterpunten zijn bevist. Het jaar erna is de westzijde van dit gebied minder bevist. Hier liggen veel monsterpunten waardoor het aantal beviste monsterpunten in 2011 lager dan in 2010 (Tabel 1.2). Ook de bevissingsfrequentie van monsterpunten ligt gemiddeld lager in 2011 dan in 2010.



Figuur 1.5 Vistracks op basis van AIS in het jaar voorafgaand aan een bemonstering van perceel bodemdieren met daaroverheen geplot de monsterpunten van 2010 (links) en 2011 (rechts)

Tabel 1.2 Aantal keer dat monsterpunten van perceel bodemdieren zijn bevist door boomkorren en garnalenkorren < 300 pk in het jaar voorafgaand aan de bemonstering

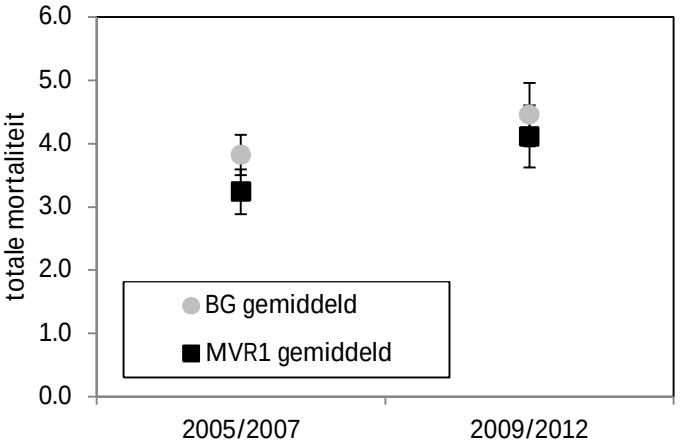
Bemonsteringsjaar	**2010**	**2011**
Aantal monsterpunten perceel bodemdieren (BC+T3)	822	814
Aantal monsterpunten waar is gevist	497	324
Totaal aantal keren bevissing van monsterpunten	1793	699
Gemiddeld aantal keer dat een monsterpunt is bevist (allen onbeviste monsterpunten zijn buiten de berekening gelaten)	3,61	2,16
Maximaal aantal keer dat één monsterpunt is bevist	77	54

Kanttekening bij bovenstaande resultaten is dat er een aanname is gedaan op de tuigbreedte en dat het niet mogelijk was om op basis van de beschikbare gegevens onderscheid te maken tussen de meer bodemberoerende boomkorren en garnalenkorren die minder beroering veroorzaken. Dit doet echter geen afbreuk aan de conclusie dat in 2011 minder

bevissing van benthosbemonsterlocaties heeft plaatsgevonden dan in 2010. Wel moet gesteld worden dat de absolute waarden uit Tabel 1.2 niet direct toepasbaar zijn in analyses van perceel Benthos. Dit kan in de toekomst als de gedetailleerde logboekgegevens van de boomkorren en garnalenkorren gekoppeld zouden worden aan AIS gegevens. Een vergelijkende studie waarin deze koppeling wordt onderzocht wordt begin 2014 uitgevoerd.

1.3.3 Veranderingen in de garnalenvisserij uit mortaliteitsschattingen

De totale mortaliteit is gedefinieerd als de fractie van de populatie die sterft. Die waarde kan hoger zijn dan 1 op jaarbasis omdat garnaal een hoge productie heeft: er kan in een jaar veel meer gevangen worden dan de biomassa garnaal die op een bepaald moment aanwezig is. Uit de analyse blijkt dat de totale mortaliteit van garnalen in zowel de T_0 als de T_1 hoger is geweest in het Bodembeschermingsgebied dan in het referentiegebied (Figuur 1.6). In beide gebieden is de totale sterfte bovendien toegenomen tussen de T_0 en de T_1. De ontwikkeling in de natuurlijke sterfte is onbekend, maar ervan uitgaande dat deze constant is gebleven (er zijn geen aanwijzingen dat er grote verschuivingen in predatoren zijn geweest), is het waarschijnlijk dat de visserijmortaliteit, en de garnalenvisserij, is toegenomen in beide gebieden.



Figuur 1.6 De geschatte totale mortaliteit Z (jaar^{-1}) (met standaard deviatie, gebaseerd op de variatie afkomstig van verschillende schattingsmethoden) van garnaal in het Bodembeschermingsgebied (BG) en referentiegebied (MVR1) in de periode voor en na de instelling van het Bodembeschermingsgebied

1.4 DISCUSSIE

De bevissing door boomkorkotters 260-300 pk is buiten het BBG in de periode 2004-2010 sterk afgenomen en is sindsdien stabiel. Binnen het BBG was de boomkorvisserij ook voordat deze verboden werd in 2008 vrijwel afwezig en nam daarna nog verder af.

De bevissing door garnalenkotters fluctueert sterk door de jaren heen. Hierbij dient opgemerkt te worden dat, door beperkte betrouwbaarheid van de logboekgegevens tot 2010, de resultaten door ontbrekende data mogelijk een vertekend beeld geven. Verder dient opgemerkt te worden dat het aantal meetjaren in T_0 ten opzichte van T_1 beperkt is, wat mogelijk voor een vertekend beeld zorgt.

Aannames in gebruik van VMS en AIS

Aan het gebruik van VMS en AIS systemen voor deze analyses liggen aannames ten grondslag. Zo beschikt niet ieder schip over een VMS of AIS systeem. Ook worden aannames gedaan over de activiteit van vissersschepen (wél of niet vissend), afhankelijk van de snelheid waarmee ze varen. Daarnaast is het tijdsinterval in het geval van VMS groot

(iedere 2 uur een signaal) waardoor er aannames over de gevolgde vaar / visroute gemaakt moeten worden tussen de twee VMS signalen in. Ook hangt het gebruik van VMS gegevens samen met de volledigheid van logboek gegevens, om zo een indeling te kunnen maken op tuigtype. Sinds 2010 wordt verwacht dat alle logboekdata goed bruikbaar is. In de periode daarvoor is bekend dat een deel van de logboeken van de garnalenvloot niet beschikbaar zijn.

Om VMS (inclusief logboekgegevens) en AIS efficiënt te koppelen is het gewenst dat beide datasets met origineel scheeps-ID worden aangeleverd. Met het maken van deze koppeling wordt niet alleen een volledig beeld van de bodemberoering verkregen, maar kan ook worden achterhaald waar VMS en/of AIS gegevens foutief of incompleet zijn.
Alle analyses van de percelen benthos en vis hebben gebruik gemaakt van schattingen van visserij-intensiteit op basis van VMS analyses. Hierbij is aangenomen dat dit een goede maat is voor de lokale visserij inspanning. De vergelijking tussen VMS en AIS kan antwoord geven op de vraag of VMS de visserij inspanning accuraat beschrijft. Een uitkomst uit deze vergelijking kan zijn dat VMS en AIS dezelfde ruimtelijke patronen laten zien, maar het niveau van de absolute visserij verschilt. Wanneer er echter grote ruimtelijke verschillen naar voren komen, heeft dat consequenties voor alle analyses door de andere percelen, waarbij visserij inspanning als verklarende factor gebruikt wordt.

Ondanks deze aannames worden VMS en AIS gegevens in de wetenschappelijke literatuur wel gezien als de, op dit moment, best mogelijke bron van informatie om bevissingsfrequentie te bepalen.

Visserij in de Voordelta in breder perspectief

De visserij in de Voordelta bestaat voornamelijk uit boomkorvissers en in mindere mate bordenvissers. Ook vindt er lijnvisserij, staandwant visserij en fuikenvisserij plaats. Vooral de boomkorvisserij heeft een duidelijke impact op de bodem. In totaal zijn er sinds 2001 zo'n 400 schepen actief geweest met aanlandingen tussen de 15 en 1500 kilo per etmaal / trip. Vooral schol en tong behoren tot de soorten die het meest worden aangeland (naast de aanlandingen van garnalen die deels ontbreken in de logboeken). Deze vangstsamenstelling in de Voordelta komt overeen met de dominante vangstsamenstelling van de hele bodemberoerende visserij in Nederland, alsook met de aanlandingen per etmaal / trip van alle Nederlandse schepen (ongeveer 1100 in de jaren 2001-2012).

Ten opzichte van de hele Nederlandse visserij op schol en tong betekent dit, dat ongeveer 2% van alle schol aanlandingen en 3% van alle tong aanlandingen in dit gebied gevangen wordt (hierbij gaan we ervan uit dat aanlandingen gelijk verdeeld zijn binnen de ICES kwadranten waarmee de Voordelta een overlap heeft). In totaal werd er ongeveer 800 zeedagen gevist in het Voordelta gebied in de afgelopen 3 jaar (jaarselectie op basis van beschikbaarheid aan VMS gegevens). Ook hier gaat het om gemiddeld 2 procent ten opzichte van de hele boomkorvisserij visserij in Nederland, een percentage dat stabiel is sinds 2003. Hoewel zeedagen geen directe maat voor bevissingsfrequentie is, stelt het ons in staat om de visserij in de Voordelta in perspectief te zien met de totale omvang van de bodemberoerende Nederlandse vissersvloot.

Deze bevissingsfrequentie (boomkor) is van groot belang in de tijdserie analyse van bodemleven (benthos) en vissoorten. De bevissingsfrequentie in de Voordelta loopt uiteen van minder dan eens in de 10 jaar tot meer dan 2 keer per jaar. Wanneer we dit vergelijken met bevissingsfrequentie van de hele Nederlandse EEZ (figuur 1.4 in Piet & Hintzen (2012))

zien we dat ruim 85% van het EEZ met een frequentie van minder dan 0,1 bevist wordt, terwijl de proportie van de Voordelta waar met eenzelfde frequentie wordt gevist lager ligt. Echter, ongeveer 5% van het EEZ wordt met een frequentie tussen de 2 en 5x per jaar bevist terwijl dit percentage lager ligt binnen het Voordelta gebied. Met andere woorden, de bevissingsfrequentie is gelijkmatiger verdeeld binnen het Voordelta gebied dan binnen de hele EEZ.

1.5 REFERENTIES

Beverton, R.J.H. & S.J. Holt (1956). A review of methods for estimating mortality rates in fish populations, with special reference to sources of bias in catch sampling. *Rapports et Procès-Verbaux des Réunions du Conseil Permanent International pour l'Exploration de la Mer* 140: 67-83.

Hufnagl, M., A. Temming, V. Siegel, I. Tulp & L. Bolle (2010). Estimating total mortality and asymptotic length of *Crangon crangon* between 1955 and 2006. *ICES Journal of Marine Science* 67: 875-884.

Pauly, D. (1983). Length converted catch curves: a powerful tool for fisheries research in the tropics (Part I) *ICLARM Fishbyte* 1: 9-13.

Piet, G.J. & N.T. Hintzen (2012). Indicators of fishing pressure and seafloor integrity. *ICES Journal of Marine Science* 69: 1850-1858.

Ssentongo, G.W. & P.A. Larkin (1973). Some simple methods of estimating mortality rates of exploited fish populations. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 24: 2355-2453.

Wetherall, J.A., J.J. Polovina & S. Ralston (1987). *Estimating growth and mortality in steady-state fish stocks from length frequency data*. Length-based Methods in Fishery Research, 13th ICLARM Conference, Manila.

2 Perceel Benthos

Auteurs: J.A. Craeymeersch (IMARES) en V. Escaravage (NIOZ)

2.1 INLEIDING

Achtergrond
In 2008 is een bodembeschermingsgebied ingesteld ter compensatie van de aanleg van de Maasvlakte 2. Het uitgangspunt bij het vaststellen van de omvang van het bodembeschermingsgebied was, dat door het beperken van bodemberoerende activiteiten in het gebied per oppervlakte-eenheid een winst in biomassa van bodemfauna (voedsel voor vissen en vogels) van ca. 10% te bereiken is.

Bodemdieren vormen een belangrijke voedselbron voor vissen en vogels (typische vissen en duikeenden, waaronder de zwarte zee-eend). Kennis over de ontwikkeling van de bodemfauna is nodig om vragen over veranderingen van voedselbeschikbaarheid te kunnen beantwoorden. Primair doel van het perceel Benthos is daarom het volgen van de bodemdieren in het bodembeschermingsgebied. Om te kunnen nagaan of een verhoogde biomassa een gevolg is van de instelling van het bodembeschermingsgebied worden trends van het bodembeschermingsgebied vergeleken met trends van referentiegebieden. Om zo antwoord te geven op evaluatievraag 1c:

- Treedt er voldoende toename van bodemdierbiomassa per soortgroep (als primaire maat voor de kwaliteit van habitattype 1110 in termen van voedselbeschikbaarheid voor vissen en vogels) op in het bodembeschermingsgebied t.o.v. de situatie voor de aanleg van Maasvlakte 2?

Naast een verhoging van de bodemdierbiomassa is ook te verwachten dat door de afname in visserijsterfte een verschuiving plaats vindt in het groottespectrum van bodemdieren, waarbij het aandeel van grote soorten toeneemt (Rijnsdorp et al 2006). Bij een toenemende visserijdruk neemt de soortsdiverisiteit af (Hiddink et al 2006a, 2006b). Daarnaast neemt met de toename van de dichtheden van de al aanwezige soorten de kans dat deze op een bepaald bodemoppervlak en daarmee in bodemmonsters kan worden aangetroffen toe. Rijnsdorp et al (2006) verwachten daarom dat een verlaging van de visserijsterfte in het bodembeschermingsgebied zal leiden tot een toename van de diversiteit.
Bij de analyses is er daarom niet alleen gefocust op de bodemdierbiomassa maar zijn ook de volgende karakteristieken als indicatoren meegenomen: maximale lengte van het meest voorkomende schelpdier (Amerikaanse zwaardschede), het gemiddeld individueel gewicht, het aantal soorten, het aandeel grote soorten en de productiviteit.

De karakteristieken m.b.t. structuur en functie van de bodemdiergemeenschappen hangen in grote mate af van de abiotische omstandigheden, die jaarlijks kunnen veranderen en mogelijk geheel of gedeeltelijk blijvend veranderen door de aanleg van het bodembeschermingsgebied. Voor de interpretatie van gevonden trends in de karakteristieken van de bodemdiergemeenschappen is kennis van de relatie tussen de abiotische kenmerken van het gebied en de hierboven genoemde indicatoren voor de toestand van de bodemdiergemeenschappen onontbeerlijk om onderscheid te kunnen maken tussen

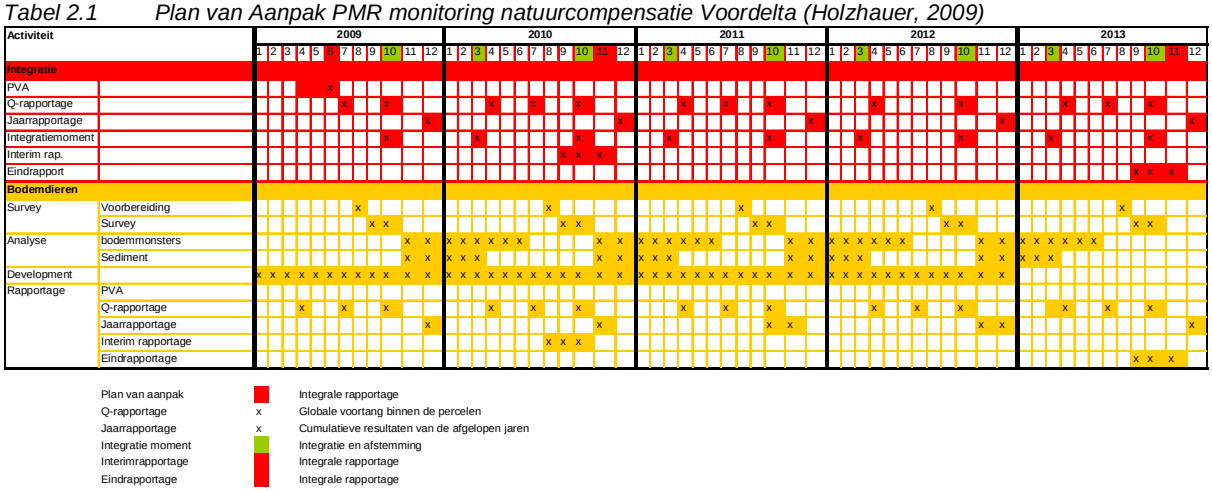
veranderingen toe te schrijven aan abiotische factoren en veranderingen toe te schrijven aan de getroffen maatregel (het instellen van het bodembeschermingsgebied). Deze aspecten staan centraal in de evaluatievraag 1d:

- Is de waargenomen toename toe te schrijven aan de getroffen maatregelen (afgenomen bodemberoering in het bodem-beschermingsgebied) of ook aan andere factoren?

Daarbij focussen we wat betreft die andere factoren op veranderingen in abiotiek.

Het tijdschema voor het perceel Benthos uit het Plan van Aanpak PMR monitoring natuurcompensatie Voordelta (Holzhauer & Prins 2009) is als volgt (Tabel 2.1):

Tabel 2.1 Plan van Aanpak PMR monitoring natuurcompensatie Voordelta (Holzhauer, 2009)



Een groot deel van de monsters genomen in 2012 met de box-corer waren nog niet nader geanalyseerd bij het uitvoeren van de analyses. Ook de monsters genomen in 2013 zijn nog niet verwerkt. Daarom gaat dit rapport enkel over de data ingewonnen in de periode 2004 t/m 2011.

Leeswijzer

Hoofdstuk 2 beschrijft de gebruikte methodieken in meer detail, zowel wat betreft het veldwerk (opzet en uitvoering) als de analyses. Bij de analyses hebben we ons in dit jaarrapport geconcentreerd op de hierboven genoemde evaluatievragen, dus op de vaststelling van veranderingen in biomassa (totaal en als prooi voor typische vissen en zwarte zee-eenden). Aanvullend zijn zoals gezegd ook andere aspecten van de bodemdiergemeenschappen bekeken zoals het aantal soorten, het aandeel grote soorten, het gemiddeld individueel gewicht en de maximale lengte van de meest talrijke schelpdiersoort, de Amerikaanse zwaardschede.

De bodemdieren worden bemonsterd met twee, elkaar aanvullende, monstertuigen: box-corer en bodemschaaf. Om tot één schatting van de biomassa te komen, zijn beide datasets samengevoegd. In hoofdstuk 2 wordt uitgebreid beschreven hoe dit is gebeurd en welke aannamen hierbij gemaakt zijn.

Hoofdstuk 2 beschrijft verder de selectie van abiotische variabelen en hoe de relatie tussen de indicatoren voor de toestand van de bodemdiergemeenschappen en abiotiek is gelegd (habitatanalyse). Tot slot is aangegeven hoe we op 3 verschillende manieren geprobeerd hebben om na te gaan of de trends van deze indicatoren in het bodembeschermingsgebied

en de referentiegebieden van elkaar verschillen en correleren met het instellen van het bodembeschermingsgebied.

Hoofdstuk 3 beschrijft de resultaten. Eerst wordt de dataset resulterend uit het samenvoegen van de datasets verkregen met box-corer en bodemschaaf beschreven. Vervolgens wordt in gegaan op de trendanalyses en modelleringen.

Tot slot worden in Hoofdstuk 4 de resultaten bediscussieerd en wordt ingegaan op mogelijke vervolgstappen.

2.2 METHODEN

2.2.1 Opzet van het onderzoek

Voor het beantwoorden van de evaluatievragen worden verschillende grootheden van de bodemfauna bepaald met behulp van een box-corer en een bodemschaaf en worden abiotische variabelen op de meetlocatie gemeten of bepaald uit modellen.

2.2.2 Bodemdieren

De bodemdiersoorten aanwezig in de bovenste laag van het sediment die achterblijven op een zeef met een maaswijdte van 1 mm worden bemonsterd met een box-corer. Met een boxcorer worden in het algemeen kleine, talrijke infaunasoorten bemonsterd die een grote fractie van de soortendiversiteit vertegenwoordigen, en waaronder zich vele vissenprooien bevinden. In het lab worden de soorten gedetermineerd en de aantallen en biomassa bepaald. Dit levert data over soortensamenstelling, diversiteit, verspreiding, dichtheid en biomassa. Deze data worden aan perceel Vis aangeleverd voor verdere analyse van de relatie tussen de aanwezigheid van de vissen en van hun prooien.

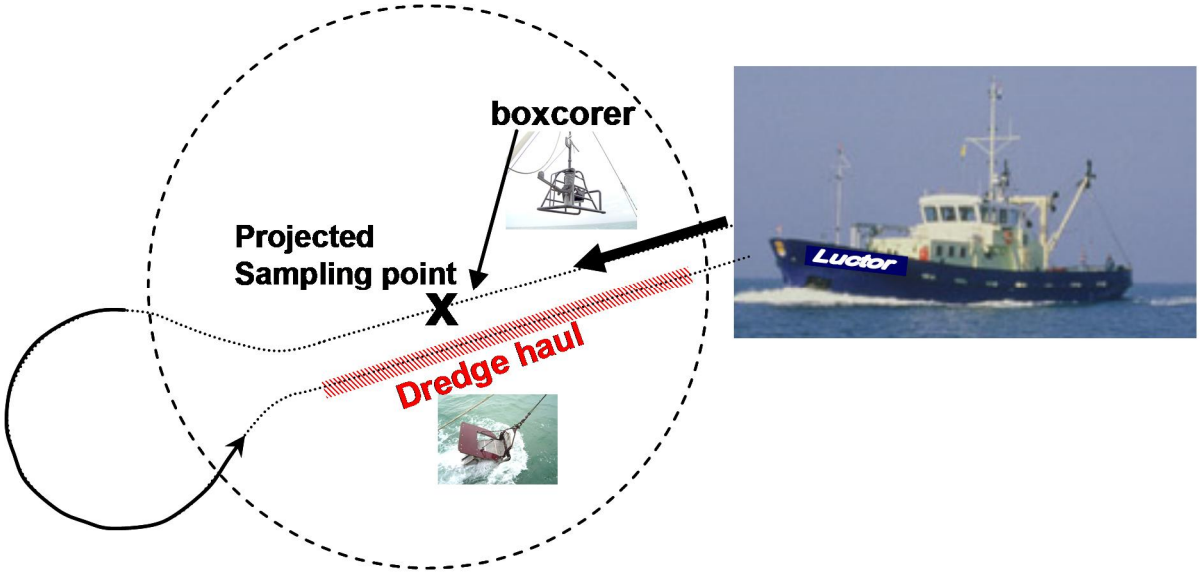
Bemonstering met de bodemschaaf richt zich op de epifauna en op specifieke informatie over schelpdieren, als voedsel voor zee-eenden, zoals dichtheid, biomassa, verspreiding en grootteklasse. De bodemschaaf levert ook data over verspreiding en aantallen zandspiering, een voedselbron voor sterns. De zandspiering leeft immers tussen actieve periodes van voedsel zoeken door veelal ingegraven in de zandbodem (Winslade, 1974; Wright et al., 2000). De data van de zandspiering worden aan perceel Vis aangeleverd voor verdere analyse in het kader van aanwezigheid en hoeveelheid voedsel voor deze vogels. Vervolgens worden deze data samen met andere data van perceel Vis door perceel Vogels gebruikt.

2.2.2.1 Abiotische variabelen

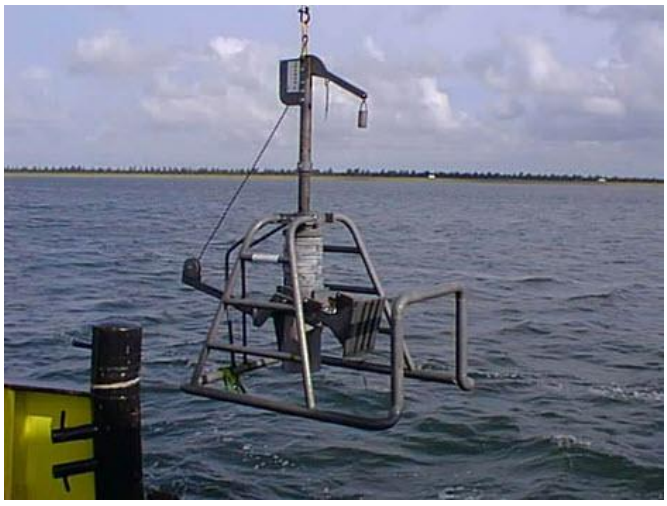
Op iedere monsterlocatie worden tijdens de bemonstering met de box-corer ook enkele fysische kenmerken van de meetlocatie gemeten. Met een CTD worden diepte, watertemperatuur en saliniteit bepaald. Het doorzicht wordt bepaald met een Secchi-schijf. Van het sediment aanwezig in de box-corer wordt, op basis van een standaardlijst van sedimenttypering (Bijlage), een beschrijving vastgelegd in het monsterformulier (zoals ‘slibbig fijn zand’, ‘middelfijn zand’ of ‘grof zand met schelpen’, etc.). Daarnaast wordt ook een sedimentmonster uit de box-corer genomen voor analyse van de korrelgrootte d.m.v. een laser diffractie methode later in het laboratorium .

2.2.2.2 *Meetmethoden*

De bodemdieren werden op alle meetlocaties bemonsterd met een box-corer en een bodemschaaf. Bemonsteringen gebeuren vanaf de Luctor, het onderzoeksschip van NIOZ, volgens het schema in Figuur 2.1.



Figuur 2.1 Bemonstering per meetlocatie met box-corer en bodemschaaf vanaf het onderzoeksschip "Luctor"



Figuur 2.2 Box-corer in staat van paraatheid voor de bemonstering

2.2.2.3 Box-corer

Veldwerk

Met behulp van een box-corer (Figuur 2.2.) worden monsters met een oppervlak van ca. 0.078 m^2 en een diepte van 20 tot 30 cm van de bodem genomen. De inhoud wordt op het dek over een zeef met een maaswijdte van 1 mm gespoeld, en het residu gefixeerd in pH-geneutraliseerde formaline voor latere analyse in het laboratorium. Alle informatie m.b.t. de box-corer bemonstering zoals datum, tijd, monsternummer, steekdiepte, sediment beschrijving, aantal pogingen, aantal potten en overige opmerkingen worden vastgelegd in het monsterformulier. De bemonstering wordt uitgevoerd volgens de standaard methoden in gebruik bij de Monitor Taakgroep van het NIOZ (kwaliteitsmanagement NEN-ISO 9001:2008).

Determinatie en bepaling van dichtheid

De determinatie en het tellen van de soorten in de monsters vindt plaats in het laboratorium. Hier worden alle monsters gespoeld op een zeef met een maaswijdte van 0.5 mm en gekleurd met bengaals roze. Alle individuen worden gedetermineerd tot op soortniveau of het eerstvolgende hogere niveau waarop determinatie op basis van de aanwezige externe kenmerken mogelijk is. Geen soortendeterminatie vindt plaats voor de soortgroepen Oligochaeta en de Nemertea omdat, voor deze groepen, het tot op soort brengen gebaseerd is op inwendige kenmerken. Ook de Actiniaria worden niet tot op soort gedetermineerd omdat voor de Actiniaria de externe kenmerken niet meer zichtbaar zijn na de fixatie met formaline. Zwaardscheden (*Ensis* sp.), kleiner dan 60 mm worden niet op soort gebracht omdat de daarvoor vereiste kenmerken nog onvoldoende ontwikkeld zijn. De genera *Mya* en *Lutraria* zijn niet op basis van morfologische kenmerken maar op basis van gegevens over voorkomen en verspreiding op soortsnaam gebracht (*Mya arenaria*, *Lutraria lutraria*).
Voor elke soort is een minimale lengte gehanteerd waaronder de determinatie op het genusniveau ophoudt omdat die individuen (juvenielen) te klein zijn om tot een betrouwbare soortsdeterminatie te komen. Het uitzoeken van de monsters gebeurt volgens dezelfde standaardprocedures als gebruikt voor de nulmeting.

Biomassabepaling

<u>Directe meting van het asvrij drooggewicht en alternatieven:</u> Bodemdieren biomassa wordt standaard uitgedrukt als asvrij drooggewicht (Engels: AFDW) en uiteindelijk omgerekend tot mg AFDW per m^2. Voor deze bepaling worden dieren in porseleinen kroezen gedaan, minimaal 2 dagen gedroogd bij 80°C en nadien gedurende 2 uur verast bij 560-580°C. Het asvrij drooggewicht is het verschil (afname) tussen de gewichten gemeten voor en na het verassen.
Voor de meest accurate biomassabepaling zou ieder individu verast dienen te worden, dat zou echter een enorme toename van de verwerkingstijd tot gevolg hebben. Er is daarom een compromis gesloten waarbij de betrouwbaarheid van de bepaling gegarandeerd blijft maar de inzet niet buitensporig is.
Per soort zijn directe asvrij drooggewicht bepalingen uitgevoerd totdat een betrouwbare schatting van de biomassa kon worden uitgevoerd op basis van AFDW/lengte regressies (minimaal 45 metingen met 4 meetpunten per lengteklasse en een R^2 van minimaal 0.6) dan wel AFDW/natgewicht conversiefactoren (minimaal 10 meetpunten en St. dev.<0.002). In bijlage 1 zijn de gebruikte regressies en conversies gegeven. Alle wegingen zijn uitgevoerd met een Sartorius analytische balans met een nauwkeurigheid van 0.1 mg. Bij het bepalen van het natgewicht zijn de organismen eerst op filtreerpapier drooggedept (1 tot 10 seconden, of langer voor grotere individuen) totdat het aan het lichaam hangende vocht door het papier is opgenomen.

Werkwijze bij gebruik van lengte-gewichtregressie: Bij schelp- en schaaldieren kan het asvrij drooggewicht bepaald worden met behulp van formules ($W=aL^b$) op basis van waarnemingen van het asvrij drooggewicht (W, mgAFDW) als functie van de lengte van de schaal of schelp (L, mm). Voor deze verassingen zijn de individuen van elke lengteklasse zo nodig samengevoegd in verschillende kroezen tot minimaal 25 mg natgewicht per kroes i.v.m. de nauwkeurigheid van de weging. Er wordt getracht (bij beschikbaarheid van voldoende materiaal) om vier wegingen per lengteklasse uit te voeren bij tien lengteklassen per soort.

Werkwijze bij gebruik van nat/drooggewicht conversiefactor: Bij de andere taxonomische groepen dan de schelp- en schaaldieren kan het asvrij drooggewicht berekend worden met behulp van conversiefactoren van natgewicht naar asvrij drooggewicht in plaats van met behulp van een lengte-gewichtregressie. Voor het bepalen van conversiefactoren wordt getracht (bij aanwezigheid van voldoende materiaal) om tien metingen per soort uit te voeren met voor elke verassing, i.v.m. de nauwkeurigheid van de weging, minimaal 500 mg natgewicht.

Gebruik van eerder bepaalde factoren: Indien van een soort niet voldoende exemplaren voor een nauwkeurige bepaling (gewicht te gering t.o.v. van de nauwkeurigheid van de weegschaal) gevonden zijn, of wanneer de spreiding bij de lengte-gewichtregressie dan wel nat-droogconversiefactor te groot is, wordt gebruik gemaakt van eerder bepaalde relaties:

- Bij het toekennen van een lengte-gewichtregressie wordt zo veel mogelijk gebruik gemaakt van een regressie gebaseerd op metingen van hetzelfde gebied en seizoen.
- Bij het toekennen van een soortspecifieke conversiefactor van natgewicht naar drooggewicht is gebruik gemaakt van een voor dit doel uitgevoerde metingenreeks uit 1991. In deze lijst zijn vele kleine (lichte) soorten met een gelijke lichaamsbouw samengevoegd (Craeymeersch, 1993a).
- In uitzonderlijke gevallen waar de lengte noch het natgewicht correct bepaald kunnen worden wordt een geschat asvrij drooggewicht toegekend.

2.2.2.4 Bodemschaaf

Voor een goede beschrijving van de epifauna en lokale dichtheden van schelpdieren wordt op alle monsterlocaties ook een monster met de bodemschaaf genomen (Figuur 2.3). De schaaf geeft t.o.v. de box-corer extra informatie over epifauna en minder abundante (en veelal grotere) infauna-soorten.

Veldwerk

De bodemschaaf vist over een afstand van ca. 150 m, met een mesbreedte van 0.1 m waarbij de bovenste 7 cm van het sediment bemonsterd wordt. De kooi van de bodemschaaf is voorzien van gaas met een maaswijdte van 5 mm. Om er zeker van te zijn dat de bodemschaaf goed op de bodem blijft wordt 3,5 maal de waterdiepte aan vislijn gevierd. De beviste afstand wordt bepaald door een elektronische teller die verbonden is aan een meetwiel dat over de bodem gaat. Deze elektronische teller telt het aantal omwentelingen van het wiel. Eén omwenteling van het wiel komt overeen met 1,5 meter.
De gebruikte schaaf is dezelfde als gebruikt tijdens de nulmetingen. Wel is de configuratie op een aantal punten gewijzigd om een betere werking te krijgen. De plaat bedoeld voor het creëren van neerwaartse druk is vervangen door een extra gewicht van 280 kg, waardoor er een beter bodemcontact is. Verder is, om dezelfde reden, het voorste deel van de kooi is niet meer scharnierend met het achterste deel.

Determinatie en biomassabepaling
De monsters genomen met de bodemschaaf worden gezeefd over een 5 mm zeef. Alle levende dieren worden aan boord geïdentificeerd tot soort (indien mogelijk- anders tot laagst mogelijk taxonniveau), waarna het versgewicht (inclusief schelp) wordt bepaald. De biomassa, als versgewicht, van kapotte dieren wordt bepaald aan de hand van het gemiddelde gewicht van hele dieren van dezelfde grootteklasse. Vervolgens wordt via conversiefactoren het AFDW bepaald (Bijlage 2).
Voor 2 taxa wordt geen biomassa bepaald: de otterschelp (*Lutraria lutraria*) en de grote strandschelp (*Mactra stultorum*). De voornaamste reden is dat er enkel kapotte exemplaren gevonden worden en er dus geen versgewicht bepaald kan worden.

Verdeling in leeftijd en lengteklassen
Van enkele schelpdieren wordt (vanaf 2010 direct aan boord) de leeftijd en/of de individuele lengte bepaald met een digitale schuifmaat. Leeftijd wordt aan boord bepaald aan de hand van groeiringen. Kokkels (*Cerastoderma edule*) worden gesorteerd op leeftijd (0+, 1+, 2+, >2+ jaar). Nonnetjes (*Macoma balthica*) worden gesorteerd op afmeting (<5 mm, 5-10 mm, >10 mm). Strandschelpen (*Spisula subtruncata*) worden gesorteerd op leeftijd (0+, 1+, >1+ jaar). Mosselen (*Mytilus edulis*) worden op leeftijd (0+, >0+ jaar) en afmeting (< 45 mm, > 45 mm) gesorteerd. Van alle andere schelpdiersoorten wordt geen verdere verdeling in leeftijd of lengteklassen gemaakt.

Alle zandspieringen worden opgeslagen (diepgevroren), voor verdere determinatie door perceel Vissen.



Figuur 2.3 De bodemschaaf tijdens het vieren naar de zeebodem

Bepaling bemonsterde oppervlakte
De met de bodemschaaf bemonsterde oppervlakte is afhankelijk van de breedte van de schaaf (10 cm) en de treklengte. De werkelijke treklengte wordt als gemiddelde van de volgende twee berekeningen bepaald:

1) Uitgaande van het aantal pulsen van de elektronische teller maal de omtrek van het wiel op de bodem (= 1,5 m * aantal pulsen) *(treklengte_wiel*).
2) Uitgaande van de positie van de GPS-antenne op het schip (DGPS) en de tijdstippen van start en einde van het vieren en halen van de bodemschaaf. De afgelegde route van het schip en de start- en eindtijdstippen van het vieren en halen zijn vastgelegd in het navigatieprogramma MaxSea. De afstand tussen de start en het einde van het vieren, het einde van het vieren en de start van het halen, en de start van het halen en het einde van het halen wordt handmatig vastgelegd in het navigatieprogramma.
   De treklengte (*treklengte_bodemcontact_gecorrigeerd*) wordt vervolgens bepaald als de optelsom van:
   - De afgelegde weg tijdens het vieren, aannemende dat de schaaf gedurende 60% van de afgelegde weg tijden het vieren op de bodem is;
   - De afgelegde weg tijdens het halen, aannemende dat de schaaf gedurende 40% van de afgelegde weg tijden het halen op de bodem is;
   - De afgelegde weg tussen einde vieren en begin halen.

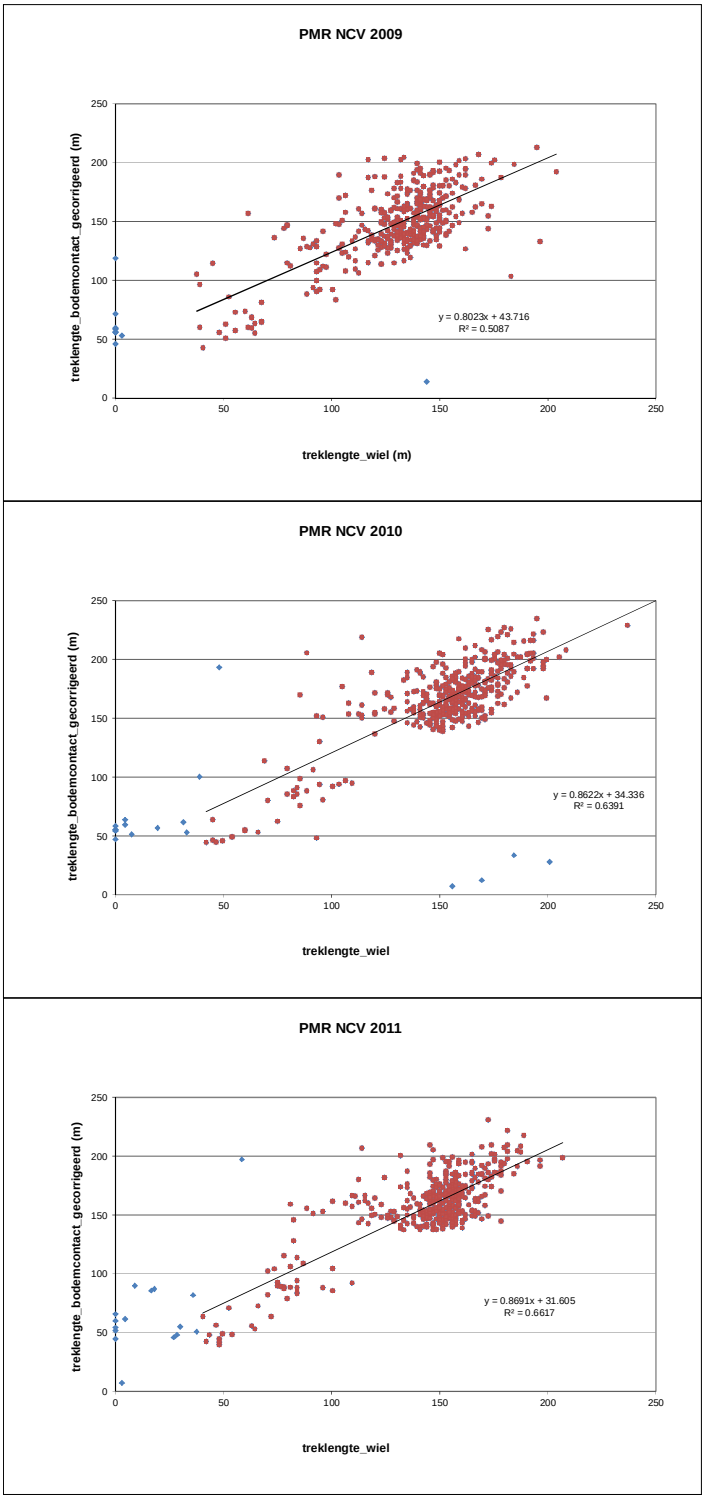
   Het resultaat wordt nog gecorrigeerd voor het feit dat het effectieve bodemcontact van de bodemschaaf tijdens het trekken op de bodem niet 100% maar 79,4% bedraagt.

De correctiepercentages voor het bodemcontact zijn gebaseerd op bemonsteringen in de Nederlandse kustzone in opdracht van het Havenbedrijf Rotterdam waarbij de schaaf uitgerust was met een Aquadopp stroommeter (Craeymeersch and Escaravage, 2010a). Daardoor was het mogelijk om voor iedere trek de precieze momenten van bodemcontact te bepalen. De hier gebruikte correctie percentages voor de afgelegde weg over de bodem zijn gemiddelde percentages van het daadwerkelijk gemeten bodemcontact tijdens deze bemonsteringen.

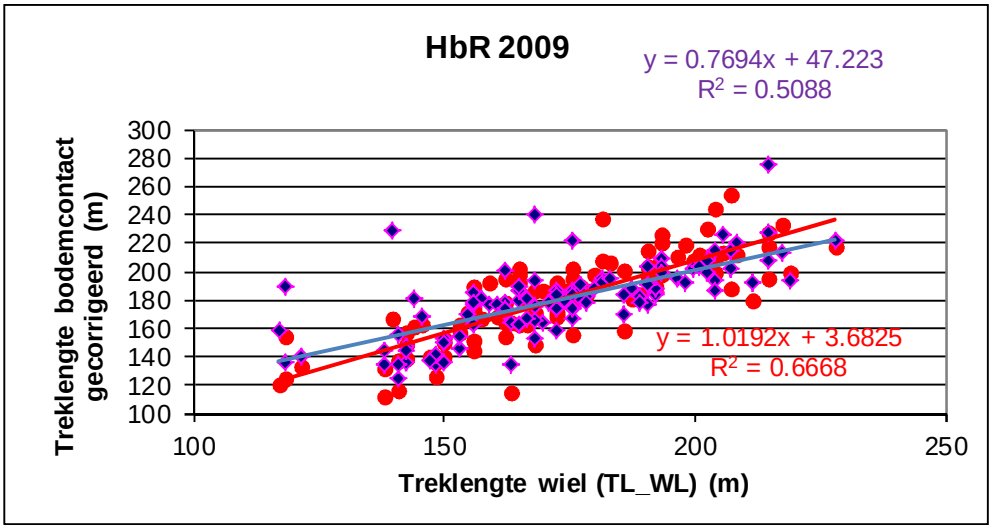
Figuur 2.4 geeft de relatie tussen de treklengte bepaald met beide methodieken. De reden voor het feit dat richtingscoëfficiënt en intercept van de regressie tussen beide methodieken afwijkt van respectievelijk 1 en 0, ligt ons inziens in het gebruik van gemiddelde percentages.

Eenzelfde verschil wordt namelijk gevonden bij gebruik van gemiddelde percentages op de data van de bemonsteringen in opdracht van het Havenbedrijf in 2010 (Craeymeersch & Escaravage, 2010a) (Figuur 2.5).

Zowel in 2009, 2010 als in 2011 functioneerde het wiel een aantal malen niet (in blauw gemarkeerd in Figuur 2.4). Een enkele keer blijkt het aantal omwentelingen te hoog, vaak te laag. Dat laatste was met name het geval bij de slibrijke bodem in het mondingsgebied van het Haringvliet, ten oosten van de Hinderplaat. In 2010 is een aantal maal de start van het vieren, het einde van het vieren, de start van het halen of het einde van het halen niet in het navigatieprogramma vastgelegd. Daardoor is de treklengte op basis van de DGPS van het schip enkel berekend over het wel vastgelegde traject, dus te kort. In al deze gevallen is de treklengte enkel bepaald aan de hand van de het aantal omwentelingen van het wiel.



Figuur 2.4 *Treklengte van bodemcontact bepaald volgens berekeningswijze 2 (treklengte_bodemcontact _gecorrigeerd) en berekengingswijze 1 (treklengte_wiel) (in blauw gemarkeerde punten zijn locaties waar het wiel niet goed functioneerde; deze zijn niet meegenomen bij de regressie)*



Figuur 2.5 *Treklengte van effectief bodemcontact tegenover treklengte bepaald op basis van het aantal wielomwentelingen tijdens metingen in opdracht van Havenbedrijf Rotterdam in 2009 (Craeymeersch & Escaravage 2010a). Het effectief bodemcontact is bepaald op twee manieren: op basis van de Aquadopp-metingen per locatie (rood), en op basis van gemiddelde percentages van bodemcontact (blauw)*

2.2.2.5 *Sedimentmonster*

Voor de analyse van de sedimentkarakteristieken zijn met een steekbuisje uit iedere box-corer drie deelmonsters van 1 cm doorsnede en 5 cm diep genomen en samengevoegd tot één sedimentmonster. Het monster is diepgevroren bewaard tot nadere analyse van de korrelgrootte d.m.v. laser diffractie uitgevoerd met een Malvern particle size analyzer. Voor deze meting worden de sedimentdeeltjes in suspensie gebracht en de optische eigenschappen daarvan (absorptie, refractie, diffractie) geanalyseerd op basis van hun interactie met (verstoring van) een laserstraal. Bij de interpretatie van die verstoringen zijn de sedimentdeeltjes beschouwd als bolvormige objecten.. Voor de standaard datalevering zijn die berekende volumes geïntegreerd over de volgende standaard intervallen van doorsnede (als procent van het totale volume) voor slib en zand deeltjes:

- Slib:<2 µm, <8 µm, <16 µm, <32 µm, <50 µm, <63 µm
- Zand: 63 µm<Zeer Fijn Zand<125 µm, 125 µm<Fijn Zand<250 µm, 250 µm <Medium Zand<500 µm en Grof Zand>500 µm.

2.2.2.6 *CTD*

De temperatuur, waterdiepte en conductiviteit zijn gemeten met behulp van een CTD-sonde (CTD: conductivity, temperature, and depth) over de waterkolom vanaf ca. 20 cm onder het water oppervlak tot ca. 1 m boven de zeebodem, met elke 10 à 20 cm een meting als functie van de dalingsnelheid en de meetfrequentie (5 s^{-1}). De meetgegevens zijn opgeslagen in de datalogger van de CTD en worden via een laptop aan boord dagelijks gekopieerd op een USB memory-stick om vervolgens bij terugkeer in het lab op een netwerkschijf te worden opgeslagen. Kopieën van de gegevens blijven op de laptop en de USB sticks tot het einde van de bemonsteringsperiode als back-up. De data worden aan perceel Abiotiek aangeleverd voor gebruik bij validatie van modelberekeningen.

2.2.2.7 *Secchischijf*

De doorzichtmeting is uitgevoerd m.b.v. een Secchischijf. Het resultaat van deze meting, de gemiddelde diepte waarop de schijf uit zicht verdwijnt/weer zichtbaar wordt, is vastgelegd in het monsterformulier.

2.2.2.8 *Overige metagegevens*

De waterdiepte, de coördinaten van de monsterlocatie en het tijdstip van bemonstering zijn vastgelegd in logboekformulieren door de gezagvoerder van het schip. De gemeten waterdiepte wordt later gecorrigeerd op basis van van de waterhoogte gemeten op het tijdstip van bemonstering door de RWS meetpalen (http://live.waterbase.nl/) naar diepte t.o.v. NAP.

2.2.3 Bemonsteringsplan

Gebiedskeuze

De unieke ecologie in het gebied rondom de Maasvlakte maakt het moeilijk referentiegebieden te vinden. Zo heeft de Rijn een significante invloed op de ecologie in het noorden van het gebied en de Schelde in het zuiden van het gebied. Tussen de Oosterschelde en de Voordelta is, als gevolg van de Oosterscheldekering, de in- en uitstroom van water met 28% afgenomen (Nienhuis & Smaal, 1994). Met de Grevelingen is er nog slechts een beperkte uitwisseling. In de gehele Voordelta zijn er verschillen in de topografie.
In de Voordelta kunnen op basis van gegevens van de infauna verzameld op 855 locaties een aantal gebieden onderscheiden worden met een andere soortensamenstelling (Craeymeersch et al., 1990). Gekoppeld aan omgevingsgradiënten (diepte en korrelgrootte, geografische locatie) leidt dit tot het onderscheiden van drie geomorfologische gebieden: Haringvlietmonding, open wateren Voordelta en ondiepe zandbanken (Figuur 2.6). Bij de opzet van het monitoringsprogramma is daarom rekening gehouden met deze verschillen in habitat en bodemdiergemeenschappen.

Bodembeschermingsgebied

In het bodembeschermingsgebied zijn de drie genoemde geomorfologische gebieden aanwezig: Haringvlietmonding (verder als BB_mond aangeduid), open wateren Voordelta (BB_zrb) en ondiepe zandbanken (BB_zra) (Figuur 2.6).

Referentiegebieden

Om na te gaan of de verbetering van de bodemfauna al dan niet het gevolg is van het weren van boomkorvisserij met wekkerkettingen door schepen met een motorvermogen groter dan 260 pk wordt de ontwikkeling in de bodemfauna ook gevolgd in drie referentiegebieden.

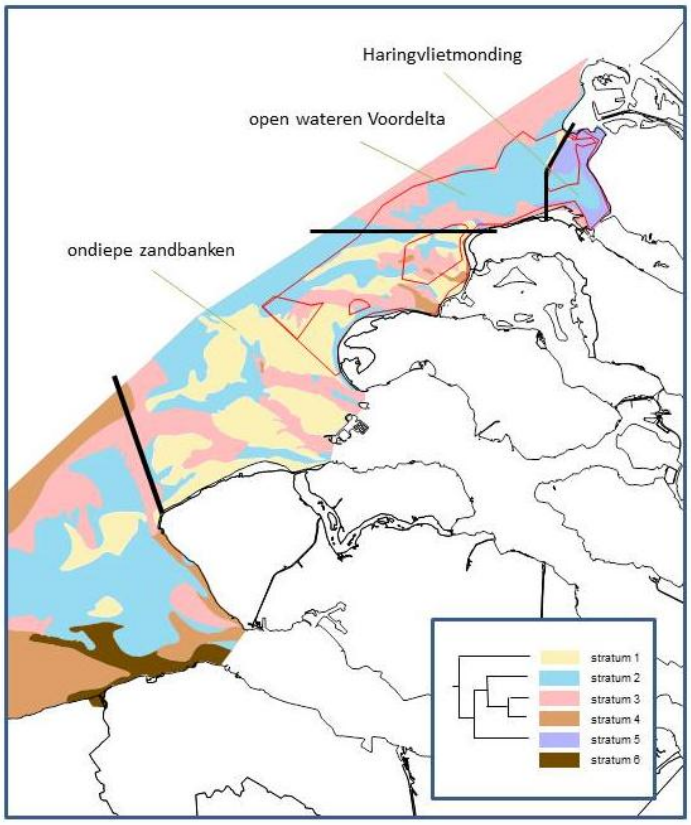
Bij de nulmetingen was de exacte ligging en omvang van het bodembeschermingsgebied nog niet bekend. Het zoekgebied voor het bodembeschermingsgebied was iets groter dan de uiteindelijke realisatie, en werd onderverdeel in 3 studiegebieden, overeenkomstig de drie geomorfologische deelgebieden: de studiegebieden zra (ondiepe zandbanken), zrb (open wateren Voordelta) en mond (Haringvlietmonding) (Figuur 2.7).

Er zijn toen twee referentiegebieden geselecteerd, gelegen ten zuiden (RefZuid) en ten noorden van het zoekgebied. Deze laatste (MV2), in het noorden begrensd door de vaargeul naar de Rotterdamse haven, omvatte het landaanwinningsgebied en was bedoeld om de invloed van het nieuw aan te leggen gebied op zijn omgeving te volgen.

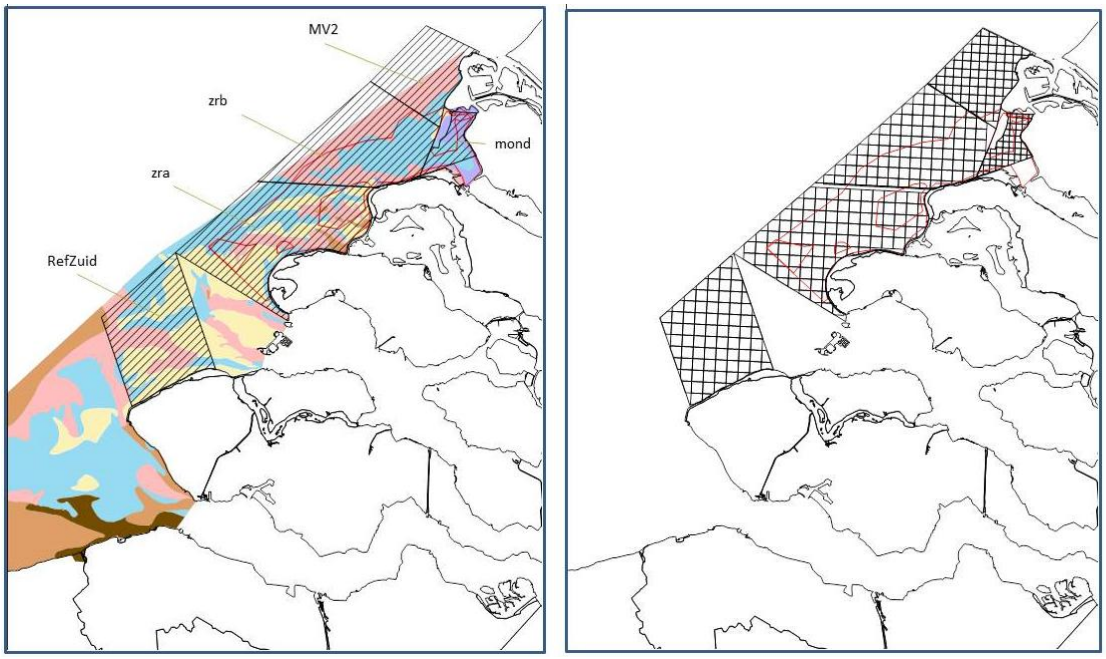
Het zuidelijke referentiegebied (RefZuid), gelegen ten noordwesten van Walcheren, diende als (onbeschermd) controlegebied voor de effecten in het bodembeschermingsgebied op de benthische macrofauna. Omdat het niet aan het bodembeschermingsgebied grenst, zou het niet beïnvloed worden door migratie vanuit het beschermde gebied en/of intensieve menselijke activiteiten die verwacht werden aan de grenzen van het bodembeschermingsgebied.

De vijf studiegebieden werden verdeeld in 50 tot 100 vakken met een ongeveer gelijke oppervlakte, met een totaal van 402 vakken (Tabel 2.2). Doordat het noordelijke referentiegebied (MVII) en het mondingsgebied (BB_mond) kleiner zijn dan de overige gebieden is de oppervlakte van de vakken er kleiner.

De monsterpunten gelegen in het zoekgebied maar buiten het bodembeschermingsgebied vormen uiteindelijk een derde en vierde referentiegebied, gelegen aan de west- en de zuidzijde van het bodembeschermingsgebied.



Figuur 2.6 *Gemeenschappen (strata) onderscheiden door Craeymeersch et al. (1990) en ligging van de drie geomorfologische gebieden (ondiepe zandbanken, open wateren Voordelta en Haringvlietmonding). Het bodembeschermingsgebied (inclusief rustgebieden) is in rood weergegeven*



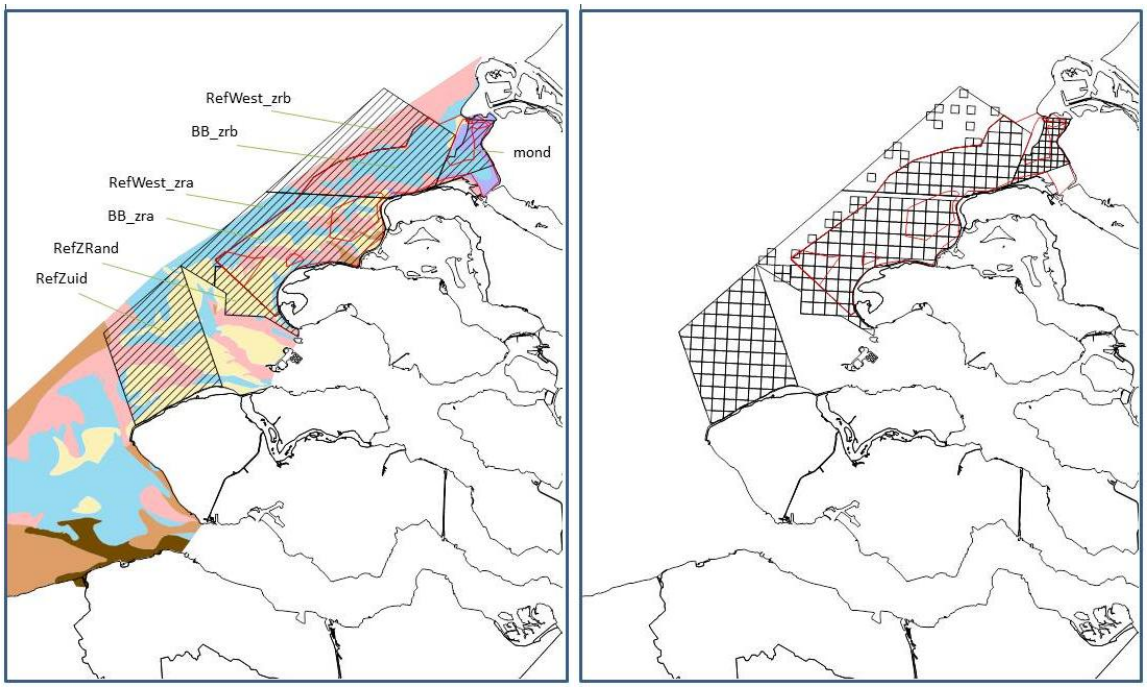
Figuur 2.7 *Bemonsteringsopzet tijdens de nulmetingen. Links: ligging van de vijf studiegebieden (zoekgebied voor bodembeschermingsgebied verdeeld volgens de geomorfologische eenheden (zra, zrb, mond) en referentiegebieden RefZuid en MV2). Rechts: Monstervakken binnen elk studiegebied. In ieder vak is één monsterlocatie gelegen*

Tabel 2.2 *Monsterprogramma per deelgebied per jaar*

Jaar en methode	Gebied	Geomorfologisch deelgebied	Aantal monsterpunten	Totaal per deelgebied	Totaal per jaar
2004 – 2005 • Nulmeting • Box-corer • Bodemschaaf	Zoekgebied bodembeschermingsgebied	zra	99	243	402
		zrb	91		
		mond	53		
	Referentiegebied	RefZuid	78	159	
		MVII	81		
2007 • Nulmeting • Box-corer	Zoekgebied bodembeschermingsgebied	zra	98	242	401
		zrb	91		
		mond	53		
	Referentiegebied	RefZuid	159	159	
		MVII	-		
2009 -2011 • T_1 t/m T_3 meting • Box-corer • Bodemschaaf	Bodembeschermingsgebied	BB_zra	70	171	411
		BB_zrb	48		
		BB_mond	53		
	Referentiegebied	RefZuid	78	240	
		MVII	-		
		RefZRand	12		
		RefWest_zra	75		
		RefWest_zrb	75		

In 2007 is de bemonsteringsopzet aangepast. Het referentiegebied MV2 is op verzoek van opdrachtgever vervallen, wegens de aanleg van Maasvlakte 2.
In 2009 is de bemonsteringsopzet nogmaals aangepast (Figuur 2.8, Tabel 2.3). In het gebied ten westen van het bodembeschermingsgebied zijn 30 nieuwe vakken geselecteerd van 1 km^2 (RefWest). Het noordelijk deel van RefWest behoort tot de open wateren in de Voordelta (RefWest_zrb), het zuidelijke deel tot de ondiepe zandbanken (RefWest_zra). De vakken zijn gelegen in gebieden met een verschillende bodemdiersamenstelling (Craeymeersch et al 1990) en een verschillende visserij-intensiteit (periode 2001-2005), waarbij drie vormen van visserij (boomkorvisserij op platvis, bordenvisserij op rondvis en visserij op garnalen) werden onderscheiden (Rijnsdorp et al 2006).

Voorts werd vanaf 2009 ook de zuidelijke rand van het zoekgebied verder bemonsterd, waardoor er ten zuiden van het bodembeschermingsgebied nog een extra referentiegebied (RefZRand) bijgekomen is. De locaties in dit gebied zijn gelijk aan de locaties in de nulmeting. Omdat ter hoogte van de Zeehondenplaat en Petroleumbol (ondiepe gebieden voor de kop van Schouwen) tijdens de nulmeting zwarte zee-eenden waargenomen zijn, zijn er 2 extra vakken toegevoegd. De referentiegebieden liggen nabij het bodembeschermingsgebied en voor alle referentiegebieden is er vanaf de nulmeting kennis van de bodemfauna.



Figuur 2.8 *Bemonsteringsopzet vanaf 2009. Links: ligging van de studiegebieden. Rechts: Monstervakken binnen elk studiegebied. In ieder vak is één monsterlocatie gelegen, met uitzondering van de gebieden RefWest_zra en RefWestZ_zrb (5 bemonsteringslocaties per vak)*

Meetlocaties
Tijdens de nulmetingen is binnen alle vakken willekeurig een monsterpunt bepaald. Tijdens de nulmeting zijn er in totaal 402 punten bemonsterd (Tabel 2.2), in de herfst van 2004 en 2005. Op ieder monsterpunt werden 2 monsters genomen, een met de box-corer en een met de bodemschaaf (Craeymeersch et al, 2005; Steenbergen & Escaravage, 2006).

In 2007 is de bemonsteringsinzet in twee opzichten aangepast. Er is enkel bemonsterd met een box-corer en de 81 locaties gelegen in het voorgenomen aanleggebied van Maasvlakte 2, het noordelijk referentiegebied (MVII), zijn verplaatst naar het zuidelijke referentiegebied (RefZuid) (Escaravage et al, 2008). Op één locatie nabij de monding van de Oosterschelde kon geen monster genomen worden als gevolg van zandcompactie, waardoor in totaal 401 i.p.v. 402 punten bemonsterd zijn.

Van 2009 t/m 2013 was de bemonsteringsopzet weer anders dan tijdens de nulmetingen. Alle locaties die bemonsterd zijn tijdens de nulmeting die zich in het bodembeschermingsgebied bevonden, werden herbemonsterd (studiegebieden BB_zra, BB_zrb, BB_mond) net als de monsters in het zuidelijk referentiegebied (RefZuid) en langs de zuidelijke rand van het bodembeschermingsgebied (RefZRand) inclusief de 2 extra monsterpunten op de Zeehondenplaat en de Petroleumbol. In het nieuwe referentiegebied ten westen van het bodembeschermingsgebied (RefWest_zra en RefWest_zrb) zijn in de 30 gebieden van 1 km^2, 5 locaties per gebied bemonsterd (in totaal dus 150 locaties). In totaal werden dus 411 locaties vastgelegd (Tabel 2.2).
In 2009 en 2010 zijn alle 411 locaties bemonsterd. In 2011 konden vier locaties (281, 288, 289, 324) nabij de Hinderplaat (BB_mond) niet meer bemonsterd worden omdat deze te ondiep waren komen te liggen door de natuurlijke verplaatsing van de zandbanken in de monding van het Haringvliet.

2.2.4 Veldverslagen

De bemonstering is jaarlijks herhaald over de periode 2009-2013. De verwerking en analyse van de monsters uit 2013 zal gezien de contracttermijn niet volledig worden uitgevoerd. Daarom zullen de monsters van dat jaar worden opgeslagen voor latere analyse.

Inventarisatie 2009
De inventarisatie in 2009 is uitgevoerd tussen 1 september en 29 oktober. Gepland was dat er 28 dagen nodig zouden zijn. Het aantal dagen dat er niet gemonsterd kon worden (13 dagen) wegens slechte weersomstandigheden – teveel wind en/of te hoge golven (>1,5 m) – was meer dan gepland. Uitgaande van de KNMI-gegevens voor september was geschat dat er 30% van de dagen niet gemonsterd zou kunnen worden. In de praktijk is dat 39% geweest. Anderzijds was het aantal monsters dat per gewone vaardag (waarop de hele dag gewerkt kon worden) genomen werd veelal hoger dan gepland (20 i.p.v. 16 per dag), omdat er op die dagen (20 dagen in totaal) extra lang doorgewerkt werd. Derhalve is de algehele realisatie conform de planning geweest.

In verband met het leggen van een elektriciteitskabel (BritNed project) in het noorden van het onderzoeksgebied hebben 4 locaties gelegen in RefWest (543, 544, 546, 547) een andere positie gekregen dan gepland. Deze locaties zijn 8 tot 160 m verplaatst t.o.v. de oorspronkelijk geplande positie: i.p.v. in het kabeltraject, net buiten het kabeltraject (Tabel 2.3.). Dit zijn locaties die niet eerder (tijdens de nulmeting) bemonsterd zijn waardoor er geen effect van deze aanpassing op het monitoringsprogramma verwacht wordt.

Daarnaast werden vijf locaties bij de kop van Schouwen (128) op de Aardapellenbult (177, 189) en bij de Haringvlietmonding (283, 312) gemiddeld 200 m verplaatst naar diepere i.v.m. een te geringe diepte voor de bemonstering.

Na drie bemonsteringen (2004, 2005, 2007) verliepen de werkzaamheden aan boord met de box-corer en de bodemschaaf geroutineerd. Hierdoor zijn er tijdens de uitvoering geen noemenswaardige problemen opgetreden. Er zijn wel aanpassingen nodig geweest voor het veilig werken met de bodemschaaf bij golfhoogtes groter dan 1,2 meter. De gecombineerde uitvoering van de CTD- en Secchi-bepalingen kon ook zonder probleem worden uitgevoerd. De CTD-meting die tot de basiswerkzaamheden aan boord van de Luctor behoort, was onder de verantwoordelijkheid van de bootbemanning (van het manoeuvreren van de CTD tot de aflevering van de resultaten in digitale vorm). De Secchi-bepaling werd uitgevoerd door de Monitor Taakgroep medewerkers volgens gestandaardiseerde procedures en opgenomen in het monsterboek.

Inventarisatie 2010
Net als in 2009 kon de bemonstering afgerond worden in 23 vaardagen tussen 1 september en 9 november met ca. 30% van de geplande vaardagen waar niet gewerkt kon worden i.v.m. slechte weersomstandigheden. Met gemiddeld 18 monsters per dag was de productie conform de planning.

Twaalf van de 411 monsterpunten zijn met meer dan 200 m (mediaan=300 m) t.o.v. de geplande locatie verlegd als gevolg van te geringe diepte (Tabel 2.3.).
In tegenstelling tot 2009 zijn bij de bemonstering met de bodemschaaf de lengtes van de schelpen direct aan boord bepaald met behulp van een digitale schuifmaat gekoppeld aan de invoerdatabase.
De gecombineerde uitvoering van de CTD- en Secchi-bepalingen kon ook zonder probleem worden uitgevoerd zoals in 2009

Inventarisatie 2011
In 2011 kon de bemonstering afgerond worden in 21 vaardagen tussen 1 september en 27 oktober. Er waren 11 geplande vaardagen waarop niet gewerkt kon worden i.v.m. slechte weersomstandigheden. Met gemiddeld 19 monsters per dag was de productie conform de planning.

Vier monsterpunten gelegen nabij het Slijkgat konden wegens te geringe diepte niet bemonsterd worden. Gezien de hoge dichtheid aan monsterpunten in dat gebied zou het verplaatste punt heel dicht bij een ander punt gelegen hebben. Daarom is besloten om deze monsterpunten niet te verplaatsen maar te laten vervallen. Verder moest een aantal locaties verlegd worden t.o.v. de geplande locatie als gevolg van te geringe diepte. De meeste van deze punten waren ook al in eerdere jaren, en voor een deel al vanaf 2009, verplaatst. In dit geval is gepoogd om zo dicht mogelijk bij de gerealiseerde positie van het voorafgaande jaar te bemonsteren. Tabel 2.3 geeft een overzicht van de locaties die verplaatst zijn, of niet bemonsterd zijn, inclusief de vanaf 2012 geplande positie.

Tabel 2.3 Overzicht van locaties bemonsterd in periode 2009-2011 waarvan de gerealiseerde positie vrij veel (veelal >200 m) afweek van de in 2009 geplande positie. Gegeven is: afstand tot de geplande positie, afstand tot de gerealiseerde positie in een van de voorafgaande surveys, commentaar m.b.t. de beoogde positie: nieuwe beoogde positie vanaf bepaald jaar, en oorspronkelijke noorderbreedte (LAT) en oosterlengte (LON)

oorspronkelijke planning			afstand t.o.v. oorspronkelijke planning			afstand t.o.v. pos 2009		afstand t.o.v. pos 2010	commentaar
locnr	LAT	LON	2009	2010	2011	2010	2011	2011	m.b.t. beoogde positie
1	51.82982	3.903.72	96	262	261	180	177	10	nieuwe positie vanaf 2010
13	51.83142	3.90906	259	146	140	144	159	15	nieuwe positie vanaf 2010
94	51.6635	3.69514	468	15	34	473	473	19	oorspronkelijke positie behouden
127	51.74492	3.72114	143	131	75	12	71	59	vanaf 2012 gemiddelde positie 2009-2011
128	51.74141	3.75548	83	52	74	32	39	39	nieuwe positie vanaf 2009
155	51.77073	3.85825	164	45	79	128	205	83	nieuwe positie vanaf 2010
177	51.78827	3.78304	283	269	208	88	92	64	nieuwe positie vanaf 2009
189	51.80468	3.80393	151	81	147	89	5	87	nieuwe positie vanaf 2009
273	51.84576	3.96549	144	83	126	148	133	53	vanaf 2012 gemiddelde positie 2009-2011
277	51.85437	3.97972	172	39	158	134	102	131	vanaf 2012 gemiddelde positie 2009-2011
281	51.8633	3.97605	49	6		46			nieuwe positie vanaf 2012
283	51.86151	3.99774	339	251	335	89	27	84	nieuwe positie vanaf 2009
288	51.86775	3.98128	38	284		257			nieuwe positie vanaf 2012
289	51.86821	3.99046	154	195		195			nieuwe positie vanaf 2012
300	51.88384	3.99818	341	659	668	469	490	30	nieuwe positie vanaf 2010
301	51.88155	4.00045	202	735	776	534	575	60	nieuwe positie vanaf 2010
302	51.88305	4.00739	77	92	200	87	124	187	nieuwe positie vanaf 2011
304	51.89202	4.00556	98	124	242	28	150	122	vanaf 2012 gemiddelde positie 2009-2011
306	51.88965	4.0254	130	42	44	89	88	20	vanaf 2012 gemiddelde positie 2009-2011
312	51.90809	4.01643	296	290	300	23	22	44	nieuwe positie vanaf 2009
318	51.90366	4.02081	116	47	327	135	211	341	nieuwe positie vanaf 2011
321	51.84374	3.95096	225	27	92	243	204	85	oorspronkelijke positie behouden
324	51.86378	3.97259	3	17		21			nieuwe positie vanaf 2012
328	51.57002	3.455	44	149	149	184	184	0	nieuwe positie vanaf 2010
334	51.58416	3.48635	21	217	298	224	305	82	nieuwe positie vanaf 2011
357	51.62317	3.44229	19	456	448	439	432	8	nieuwe positie vanaf 2010
478	51.83237	3.695737	188	21	13	202	199	10	oorspronkelijke positie behouden

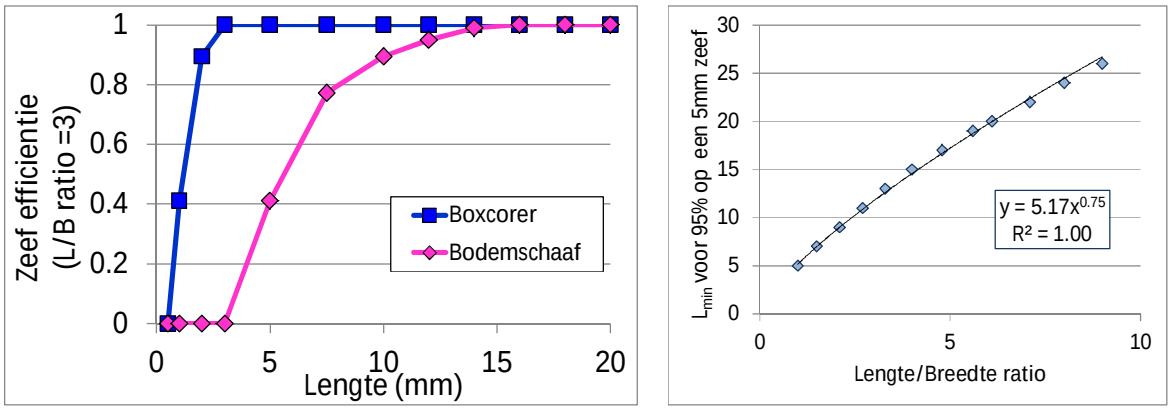
2.2.5 Analyses

2.2.5.1 Samenvoegen box-corer en bodemschaaf

De boxcorer monsters, met een oppervlakte van 0.078 m^2 en een diepte van ca 20 cm, worden op een zeef met een maaswijdte van 1mm gezeefd. De bodemschaafmonsters hebben een groter oppervlak (ca 15 m^2), maar steken minder diep (7-9 cm) en worden op een 5mm-zeef gespoeld. Deze karakteristieken hangen samen met de doelgroepen van de twee bemonsteringstuigen: de kleine, talrijke en dieper levende soorten voor de box-corer, de minder abundante in en op het bodemoppervlak levende grotere soorten voor de bodemschaaf. In de praktijk is de kwantitatieve waarneming van bodemdierenpopulaties belemmerd door lage dichtheden in de boxcorer en door de minimale grootte die betrouwbaar wordt bemonsterd in de bodemschaaf.
Omdat de twee apparaten niet alle grootteklassen even efficiënt bemonsteren, zijn beide datasets samengevoegd om zo een beter beeld te krijgen van de totale biomassa, en van de populatieopbouw van een aantal soorten.

Bij de kwantitatieve samenvoeging (gemiddelde) van de datasets is het van belang om rekening te houden met de betrouwbaarheid van de waarnemingen als functie van de bijbehorende zeefefficiëntie. Bij de berekening van de zeefefficiëntie is gebruik gemaakt van een eenvoudig geometrische model (Bijlage 5) op basis van de omvang (lengte-breedteverhouding) van een organisme onder verschillende valhoeken en de gebruikte

maaswijdte, 1 mm bij de boxcorer en 5 mm bij de bodemschaaf (Figuur 2.9.). Voor de monsters van de bodemschaaf is van elke soort de minimale lengte (L_{min}) bepaald waarbij minder dan 95% van de individuen op de 5mm-zeef achter blijven.



Figuur 2.9 *Links.-Zeefefficiëntie als functie van de lengte (voor een lengte-breedteverhouding van 3) voor de boxcorer en de bodemschaaf. Rechts.-Minimale lengte waarbij 95% van de individuen verzameld kan worden met een zeef van 5 mm (bodemschaaf) als functie van de lengte-breedteverhouding*

De volgende procedure is gebruikt voor het integreren van de twee datasets:

1. Voorbereiding van de datasets
2. Selectie van de waarnemingen
3. Opstellen verdeelsleutel

[1] Voorbereiding van de datasets

De eerste stap is het uniformeren van de boxcorer en bodemschaaf waarnemingen door het klassificeren van de 181 verschillende lengtes (mm) in 36 lengteklassen. Alle soorten zonder lengtemeting en/of fragmenten vallen onder lengteklasse '000_000'. De overige organismen zijn ingedeeld in lengteklassen met een omvang van 5mm (001_005, 006_010, ..., 171_>>).
Vervolgens is het van belang dat er een dichtheid en biomassa (als AFDW) beschikbaar is per soort en per lengteklasse. Voor de boxcorer dataset zijn deze gegevens voor alle soorten en alle jaren met onderscheid van lengtes reeds beschikbaar. Voor de bodemschaaf dataset zijn de biomassametingen per soort uitgedrukt als natgewicht van alle individuen samen zonder onderscheid van lengte. Bovendien is tijdens de nulmetingen (2004-2005) van *Ensis* sp. en *Angulus fabula* enkel het aantal individuen geteld, en zijn er geen lengtemetingen beschikbaar. Van *Ensis* sp. zijn er ook geen biomassabepalingen uitgevoerd.
De volgende benadering werd toegepast om de bodemschaafgegevens geschikt te maken voor de integratie:

1) Van de soorten met dichtheid per lengteklasse en totale biomassa is de biomassa per lengteklasse als volgt berekend:
   a) Op basis van de dichtheden binnen elke lengteklasse is de biomassaverhouding tussen de verschillende klassen bepaald op basis van de AFDW-gewicht/lengte regressies berekend m.b.v. de boxcorergegevens.
   b) Voor iedere lengteklasse is vervolgens de totale biomassa (AFDW) bepaald aan de hand van de verhouding in biomassa tussen de lengteklassen berekend in stap a.

2) Voor de twee overige soorten *Ensis* sp. en *Angulus fa*bula is voor de gegevens 2004-2005, in afwezigheid van numerieke lengteverdeling en/of totale biomassa, gebruik gemaakt van de volgende alternatieve methodes:

   a) De numerieke lengteverdeling van Ensis sp. (2004-2005) is gereconstrueerd op basis van de lengteverdeling in de schaafmonsters van 2009-2011 en van de mediane lengte in de boxcorermonsters van 2004-2005 volgens de procedure beschreven in Bijlage 4

   b) De numerieke lengteverdeling van *A. fabula* (2004-2005) is gereconstrueerd op basis van de lengteverdeling in de schaafmonsters van 2009-2011 volgens de procedure beschreven in Bijlage 5

Voor beide soorten is de biomassa vervolgens berekend per lengteklasse m.b.v. de AFDW-gewicht/lengte regressies.

[2] Selectie van de waarnemingen

De soorten van de boxcorer en bodemschaaf datasets zijn ingedeeld in drie hoofdcategorieën:

1. Soorten die enkel in de boxcorer voorkomen.
2. Soorten die enkel in de bodemschaaf voorkomen.
3. Soorten die gevonden zijn in beide monstertuigen.

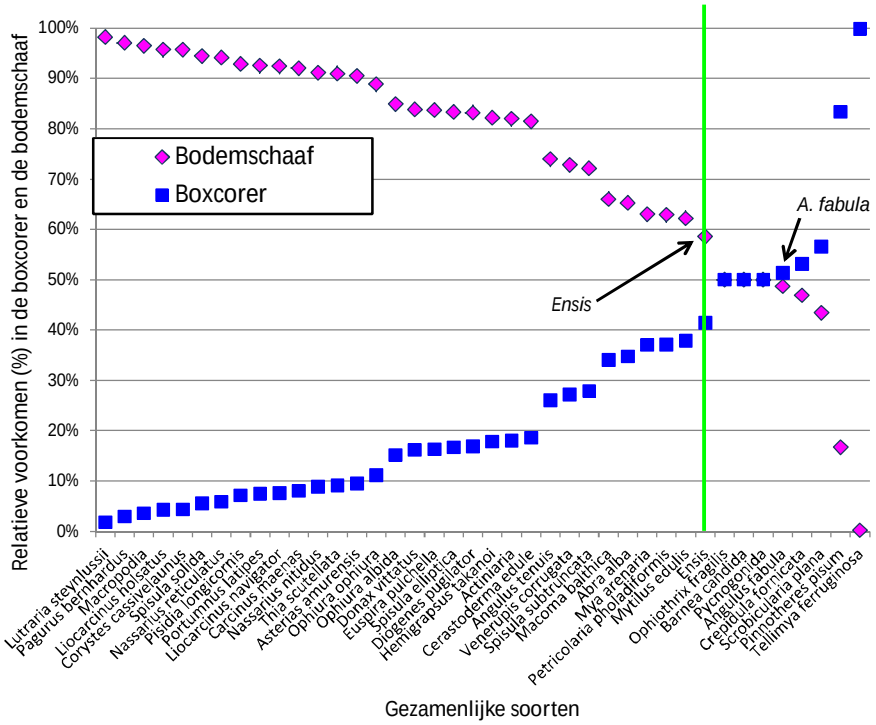
De soorten uit de eerste twee groepen kunnen probleemloos in een dataset ingevoerd worden. Voor de soorten die in beide monstertuigen gevonden zijn is er een onderscheid gemaakt tussen twee groepen:

3a. Voor soorten die efficiënter (i.v.m. lengte en/of dichtheid) waargenomen worden met de bodemschaaf of de boxcorer wordt gebruik gemaakt van de gegevens van het meest efficiënt monstertuig (zie hieronder).

3b. Voor soorten die met beide tuigen efficiënt bemonsterd worden, en waar door uitsluiting van deze soort vele waarnemingen verloren zouden gaan, wordt een gemiddelde bepaald van de bodemschaaf en de boxcorer waarnemingen.

Van de 374 onderscheiden taxa uit beide monstertuigen (2004-2011) komen respectievelijk 23 en 311 taxa uitsluitend in de bodemschaaf en in de boxcorer voor. De overige 40 onderscheiden taxa komen in beide monstertuigen voor.

Voor de 40 ‘gezamenlijke’ soorten is het relatief voorkomen in alle boxcorer- en bodemschaafmonsters beschouwd als een maat voor de bemonsteringsefficiëntie van de twee monstertuigen (Figuur 2.10). Deze maat is gebruikt bij het selecteren van de soorten waarvoor exclusief gebruik wordt gemaakt van de bodemschaaf of van de boxcorer waarnemingen dan wel van een gemiddelde ervan



Figuur 2.10 *Relatieve voorkomen (% aanwezigheid in alle monsters) van de gezamenlijke soorten in de bodemschaaf en in de boxcorer. De soorten op de X-as zijn gesorteerd op afnemende bijdrage van de bodemschaaf. Aan de linkse en rechtse kant van de groene lijn (bij Ensis), respectievelijk de bodemschaaf soorten en de boxcorer soorten (m.u.v. A. fabula, zie tekst voor verder uitleg)*

Selectie van de 'bodemschaaf soorten'

In Figuur 2.10 zijn de soorten op de X-as gesorteerd zijn op hun afnemende voorkomen in de bodemschaafmonsters is een omslagpunt bereikt bij Ensis, waar nog 60% van de waarnemingen afkomstig zijn uit de bodemschaaf. Van de 31 soorten met meer dan 60% van de waarnemingen uit de bodemschaaf (links van *Ensis* in Figuur 2.10) zijn de boxcorer waarnemingen gekenmerkt door geringe dichtheden met, voor drie kwart van de waarnemingen minder dan 3 individuen per locatie. Voor deze 31 soorten is ervoor gekozen om enkel de bodemschaaf waarnemingen mee te nemen in de samengevoegde dataset.

Selectie van de 'boxcorer soorten'

Van de acht soorten met 50% of meer van de waarnemingen uit de boxcorer (rechts van *Ensis* in Figuur 2.10) valt de soort *Angulus fabula* op door het grote aantal waarnemingen in beide monstertuigen. De zeven overige soorten zijn gekenmerkt door geringe dichtheden in de bodemschaaf waarnemingen met, voor drie kwart van de waarnemingen minder dan 2 individuen per locatie. Voor deze zeven soorten is ervoor gekozen om enkel de boxcorer waarnemingen mee te nemen in de samengevoegde dataset.

Ensis en *Angulus fabula*

Voor die twee soorten die gekenmerkt zijn door een hoog aantal waarnemingen in beide monstertuigen worden de waarnemingen in de samengevoegde dataset berekend als het gemiddelde van de boxcorer- en de bodemschaafwaarnemingen.

Samengevat zijn er uiteindelijk vijf verschillende groepen van soorten onderscheiden als voorbereiding op de samenvoeging van de boxcorer- en bodemschaafgegevens:

1. SCHF: 23 soorten die enkel in de bodemschaaf voorkomen
2. BOX: 311 soorten die enkel in de boxcorer voorkomen
3. SCHF_SELECT: 31 soorten waarvan enkel de bodemschaafdata zijn overgenomen in de samengevoegde dataset
4. BOX_SELECT: 7 soorten waarvan enkel de boxcorerdata zijn overgenomen in de samengevoegde dataset
5. BOX_SCHF_COMBI: 2 soorten waarvan een gemiddelde bepaald is uit de boxcorer en bodemschaaf

[3] Opstellen verdeelsleutel

Bij de samenvoeging van de records is er, naast het behoren tot een van die bovengenoemde groepen, rekening gehouden met de zeefefficiëntie van de bodemschaaf door de waarnemingen van individuen met een lengte kleiner dan L_{min} (zie bijlage 5) in de bodemschaaf niet over te nemen in de samengevoegde dataset. De verdeelsleutel gebruikt voor het combineren van de boxcorer en bodemschaaf datasets is weergegeven in Tabel 2.4.

Tabel 2.4 Overzicht van de criteria (Soort, Lengte>L_{min}, SOORT_GROEP) gebruikt bij de samenvoeging (COMBI) van de boxcorer (BOX) en bodemschaaf (SCHF) dichtheid en biomassa

Soort	*Individuele lengte*	*SOORT_GROEP*	*Gegevens gebruikt in de gecombineerde dataset*
Ensis en A.fabula	> L_{min}	*BOX_SCHF_COMBI*	Gemiddelde Box corer, Bodemschaaf
	< L_{min}	*BOX_SCHF_COMBI*	Box corer
Overige soorten	> L_{min}	*BOX_SELECT*	Box corer
	< L_{min}	*BOX_SELECT*	Box corer
	> L_{min}	*SCHF_SELECT*	Bodemschaaf
	< L_{min}	*SCHF_SELECT*	Box corer

2.2.5.2 *Habitattypering*

Eventuele ruimtelijke en temporele verschillen in abiotische karakteristieken zullen een effect hebben op de aanwezige bodemfauna . Dit effect is wellicht zelfs groter dan het effect van het instellen van het bodembeschermingsgebied. We hebben daarom geanalyseerd welke abiotische omstandigheden significant gecorreleerd zijn met de geselecteerde indicatoren voor de beschrijving van de toestand van de bodemdiergemeenschappen (zie 2.2.5.4).

Het habitat bij de metingen (2004-2011) is beschreven op basis van de volgende gemeten of berekende waarden per locatie: diepte t.o.v. NAP, mediane korrelgrootte (Sed_med), en enkele abiotische variabelen bepaald uit modelberekeningen (perceel Abiotiek):

- De bodemtemperatuur die in de voorafgaande winter 5 dagen onderschreden is (T5_winter)
- De gemiddelde saliniteit aan de bodem in de periode maart-me (AvgSalSpring)
- De minimale saliniteit aan de bodem in de periode februari-juni (minimum van maandelijks 5-percentiel; MinSal)
- De standaardeviatie (RMS) van de saliniteit per seizoen (VarSalSpring, enz.) als maat voor de schommelingen (lengte: maart-mei, zomer: juni-augustus, herfst: september-november, winter: december-februari)

- Aantal dagen dat saliniteit in de voorafgaande winter kleiner was dan 25 ppt (S25_Winter)
- De maximale stroomsnelheid (maximum van maandelijks 95-percentiel in de periode januari-december) (VelMax)
- De maximale bodemschuifspanning t.g.v. stroming (maximum van maandelijks 95-percentiel in de periode januari-december) (TauMaxVel)
- De maximale bodemschuifspanning t.g.v. golven (maximum van maandelijks 95-percentiel in de periode januari-december) (MaxTauGolf)
- De gemiddelde bodemschuifspanning t.g.v. golven (gemiddelde van maandelijks gemiddelde waardes in de periode januari-december; in 2004 vanaf juli).(AvgTauGolf)

2.2.5.3 Visserij-intensiteit

De visserij-intensiteit is per jaar geschat op basis van VMS-data en logboekgegevens (zie Deel B, Visserij voor meer details). Deze zijn vanaf september 2003 per jaar (sept-aug) verwerkt tot visserij-intensiteitskaarten (ascii-gridbestanden met gridgrootte van 0.25 ha) voor de volgende twee visserij-types: (1) boomkorvisserij voor de euroklasse (260-300pk) en maaswijdtes 16-31 mm; (2) boomkorvisserij voor de euroklasse (260-300pk) en maaswijdtes 70-99 mm. De visserij-intensiteit is uitgedrukt als aantal maal bevist (som van de beviste oppervlakte / oppervlakte van de gridcel). Wegens de nog lagere visserij-intensiteiten van de bordenvisserij (zie perceel gebruik), in feite praktisch afwezig, is dit visserijtype niet in de analyses meegenomen.

Voor iedere bemonsterde locatie is de visserijintensiteit door eurokotters vissend op platvis (TBB_70-99_euro) en garnalenvissers (TBB_16-31_euro) in het voorafgaande jaar bepaald als de waarde van de gridcel waarin de locatie zich bevond. De koppeling tussen de bemonsterde locaties en de visserij-intensiteitsdata is gelegd met behulp van de R-bibliotheek *maptools* (Nicholas et al 2012).

De bemonstering beslaat een lange periode, startend in september en lopend tot begin november, en per jaar in een andere volgorde. De visserij met boomkorren vindt vooral plaats in de periode april-augustus, de garnalenvisserij juist in de maanden september, oktober en november. Voor deze laatste is het dus onmogelijk om een periode te kiezen die niet samenvalt met de bemonsteringsperiode. Het is dus mogelijk dat een locatie net bevist is, terwijl dat uit de visserijdata niet blijkt. Andere keuzes, zoals jan-dec van het jaar van bemonstering, had dan kunnen leiden tot locaties die bij bemonstering nog niet bevist waren, maar wel volgens de visserij-data. Voor de boomkorvisserij valt de meeste visserij voorafgaand aan de bemonstering in de gekozen periode voor bepaling van visserij-intensiteit. We hebben uiteindelijk pragmatisch gekozen voor eenzelfde periode voor de bepaling van de visserij-intensiteit (september – augustus).

2.2.5.4 Statistische modellen

<u>Bodemdieren</u>

De volgende indicatoren zijn per locatie berekend (op basis van de dataset waarin data van box-corer en bodemschaaf gecombineerd zijn):

- Totale biomassa bodemdieren
- Totale biomassa prooien voor zwarte zee-eenden
- Totale biomassa prooien voor typische vissen
- Maximale lengte schelpdieren (in feite uitgedrukt als 95% percentiel)
- Aantal soorten
- Gemiddeld individueel gewicht

- Aandeel grote soorten (in feite 95% percentielen individueel gewicht)
- Productiviteit (berekend volgens het Multiple-Parameter P/B-model van Brey (1999. 2001):

$\log_{10}P/B = 7.947 - 2.294*\log_{10}M - 2409.856*1/(T + 273) + 0.168*1/D + 0.194*SubT + 0.180*InEpi + 0.277*MoEpi + 0.174*Taxon1 - 0.188*Taxon2 + 0.330*Taxon3 - 0.062*Habitat1 + 582.851*\log_{10}M*1/(T + 273)$

met:

- T (watertemperatuur aan de bodem) : 10°C
- D (waterdiepte) : 10m
- InEpi (Infauna, Epifauna): Ja = 1, Neen = 0
- MoEpi (mobiele epifauna): Ja = 1, Neen = 0
- M : gemiddeld individueel gewicht (kJ)
- SubT (sublitoraal): Ja = 1, Neen = 0
- Habitat1 (Lake) : Ja = 1, Neen = 0
- Taxon1 (Annelida of Crustacea) : Ja = 1, Neen = 0
- Taxon2 (Echinodermata) : Ja = 1, Neen = 0
- Taxon3 (Insecta) : Ja = 1, Neen = 0

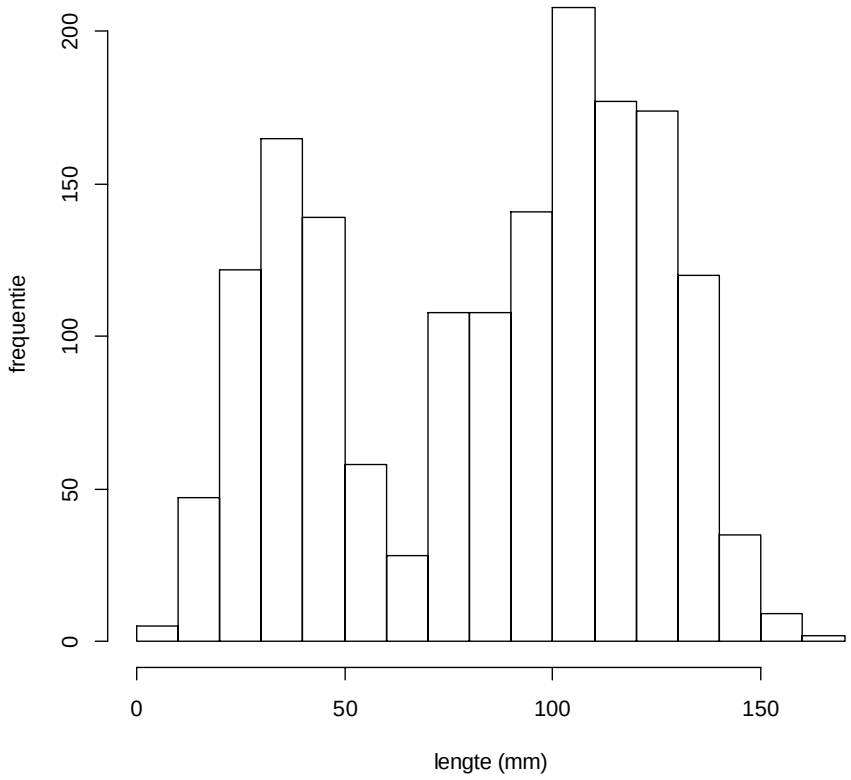
Deze methodiek houdt dus rekening met de soortensamenstelling. Dit model blijkt zeer betrouwbaar en robuust (Cusson and Bourget, 2005; Dolbeth et al., 2005).

De hoofdvraag is of er een voldoende toename is van de biomassa van bodemdieren, en met name voor zover het gaat om voedsel voor typische vissen en zwarte zee-eenden.

De selectie van voedselprooien voor typische vissen is gebeurd op basis van de maaganalyses. Perceel Vis heeft een lijst van gevonden bodemdieren aangeleverd van de volgende vissen: schar, schol, bot, schurftvis, tong, dwergtong, pitvis, wijting, kleine pieterman en grondel. Deze zijn gekoppeld aan de soorten geïdentificeerd binnen perceel Benthos. In het geval dat de in de magen gevonden dieren op een hoger taxonniveau geïdentificeerd waren, zijn alle soorten die tot dat taxon behoren, bij de analyses meegenomen. Uiteindelijk zijn er slechts 35 van de 373 taxa niet als prooi aangemerkt, o.a. Ascidiacea (zakpijpen) en Phoronida (hoefijzerwormen). Binnen perceel Vis is het dieet van vissen in de monitoring gemeten aan de hand van analyses van maaginhouden van een reeks van vissoorten. Daarbij zijn de bodemdieren niet op soortsniveau geïdentificeerd maar ingedeeld in twaalf groepen, op verschillende taxonomische niveaus (zie Deel B, perceel Vissen). De benthosdata moesten derhalve opgewerkt worden naar dezelfde taxonomische niveau's als de maagdata. Uiteindelijk bleek mede daardoor dat bijna alle bodemdieren als prooi aangemerkt konden worden, en de totale biomassa aan prooien voor vis bijna gelijk is als de totale biomassa bodemdieren. Er zijn daarom geen afzonderlijke analyses voor deze indicator uitgevoerd.

De selectie van voedselprooien voor zwarte zee-eenden is gedaan zoals in eerdere jaarrapporten, met toevoeging van nonnetjes:

- Zwaardschedes (*Ensis*) met een schelplengte tussen 40 en 90 mm
- Halfgeknotte strandschelpen (*Spisula subtruncata*), nonnetjes (*Macoma balthica*), rechtsgestreepte platschelpen (*Tellina fabula*) en witte dunschalen (*Abra alba*) met een lengte tussen 15 en 35mm.



Figuur 2.11 Frequentieverdeling van de maximale lengte van zwaardschedes

Op veel locaties komen enkel 0-jarige Amerikaanse zwaardschedes voor. De berekende maximale lengte op deze locaties is uiteraard niet de te realiseren maximale lengte. In een histogram van maximale lengte is deze piek van 0-jarige dieren duidelijk te zien (Figuur 2.11). We hebben daarom de monsterpunten met maximale lengte < 70 cm niet in de analyses van maximale lengte meegenomen.

Habitatanalyse

Omdat de biotische data niet normaal verdeeld waren (gebaseerd op histogrammen en QQ-plots; zie bijv. Figuur 2.12 en 2.13 voor totale biomassa en biomassa prooidieren voor zwarte zee-eenden), zijn deze voorafgaand aan de modellering getransformeerd. Daarbij is die transformatie gekozen die resulteerde in een dichtst bij de gewenste normaalverdeling: B^0.15 voor de biomassa (B) (totaal en prooidieren voor zwarte zee-eenden), sqrt(S+1) voor aantal soorten (S), log(indw) voor individueel gewicht (indw). Data van aandeel grote soorten en de maximale lengte werden niet getransformeerd.

De (getransformeerde) data werden geanalyseerd aan de hand van lineaire modellen, waarbij de biomassa aan prooidieren gerelateerd is aan de abiotische variabelen. In het geval dat de resultaten van een ‘gewoon’ lineair model op heterogeniteit van de varianties wezen, is gecorrigeerd voor heteroskedasticiteit (heterogeniteit van de variantie) door het toelaten van

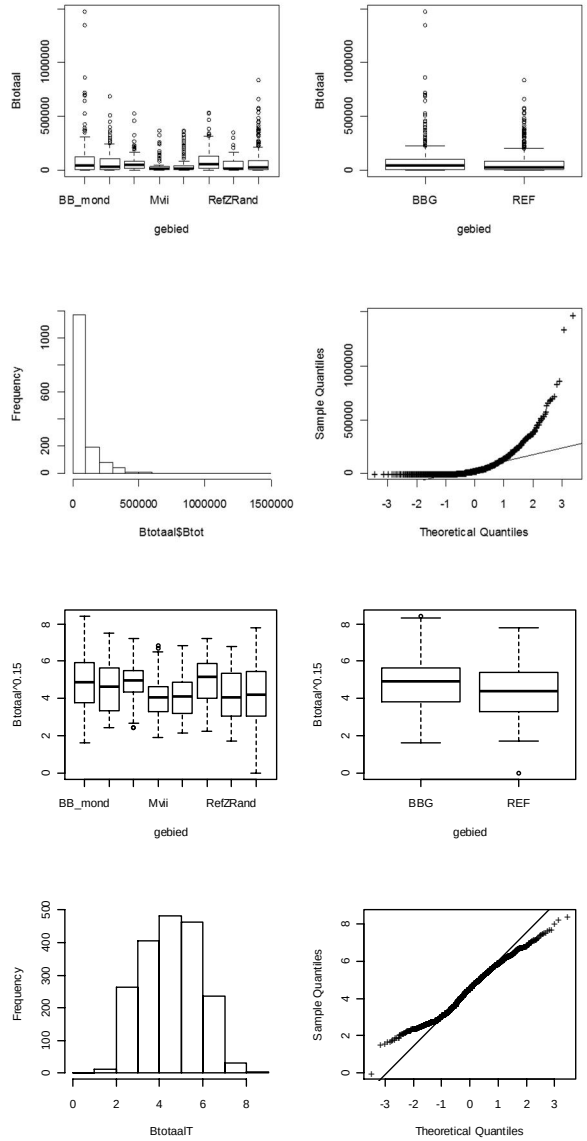
een andere variantie-structuur per deelgebied (argument weights=varIdent() bij functie gls() van de bibliotheek nlme in R; Pinheiro, 2008). Dat bleek in alle gevallen tot een beter model te leiden. Verder is ook nagegaan of het model verbeterd kon worden door toe te laten dat de relatie per locatie anders is (random intercept plus slope model). Daarbij wordt voor iedere locatie en/of jaar een andere intercept berekend; dus, er wordt rekening gehouden met verschillen tussen locaties en/of jaren om zo – beter – te voldoen aan de assumptie van onafhankelijkheid van de data). Een random intercept model bleek altijd beter en daarom is voor alle analyses gebruikt gemaakt van modellen met zowel *fixed* factoren (die factoren waar we in geïnteresseerd zijn) als een of meerdere *random* factoren (factoren waar we niet in geïnteresseerd zijn maar die wel bijdragen aan de variatie, bijv. locatie), zogenaamde LME-modellen (*Linear Mixed Effects*) (ook bekend als *multilevel analysis*, *hierarchical linear models* en *repeated measures*). Ook is nagegaan of het model beter werd door ruimtelijke autocorrelatie per locatie of temporele autocorrelatie in te bouwen. Als maat van ruimtelijke autocorrelatie is Moran's I berekend, en er is getest in hoeverre de nulhypothese (geen ruimtelijke autocorrelatie) verworpen kon worden. Het voorkomen van temporele autocorrelatie is nagegaan met behulp van een autocorrelatiefunctie (ACF) van de residuen van een statistisch model met de biotische index als functie van de bemonsteringsdatum. Enkel wanneer dit zo was, zijn correlatiestructuren aan het model toegevoegd. Daarbij zijn modellen met verschillende ruimtelijke correlatiefuncties (sferisch, lineair, exponentieel, ...) vergeleken. Voor de temporele autocorrelatie is de een eerste-orde autoregressief (AR-1) model getest.
Voor de validatie van de lineaire modellen is nagegaan of de residuen normaal verdeeld waren (via histogrammen en QQ-plots), of er geen patronen waren in een grafiek van residuelen tegenover berekende waardes (nagaan van homogeniteit), en of er geen patronen waren in grafieken van residuen tegenover de gebruikte variabelen jaar en deelgebied (onafhankelijkheid van de residuen) (zie bijvoorbeeld Figuur 2.14 voor totale biomassa).

Op basis van het Akaike Information Criterion (AIC) is het meest eenvoudige model (d.i. met minst aantal abiotische variabelen) van de variatie gekozen dat niet significant ($p > 0.05$) verschilde van een model met meer abiotische variabelen. Dit model wordt in de resultaten het 'beste' model genoemd.

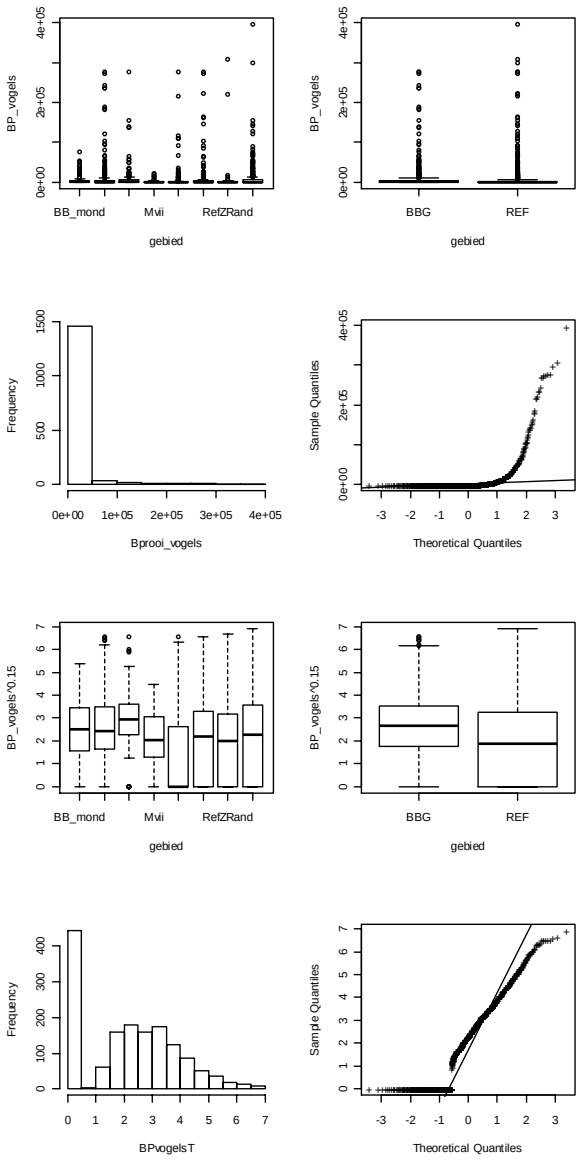
We zijn tevens nagegaan of er nog een ruimtelijke patroon aanwezig was in de residuen, wat op een ontbrekende covariaat zou wijzen (zie als voorbeeld Figuur 2.15 voor modellering van het aandeel grote soorten met abiotische variabelen en boomkorvisserij op platvis).

Data analyses zijn uitgevoerd met R (R Core Team, 2013) en we hebben volgende bibliotheken gebruikt: nlme (Pinheiro et al., 2011), RODBC (Ripley & Lapsley 2012), scales (Wickham 2012), ggplot2 (Wickham 2009), gridExtra (Auguie 2012), pastecs (Ibanez et al 2013), lattice (Sarkar 2008), stats (R Core Team 2013), gstat (Pebesma 2004) en ape (Paradis et al 2004).

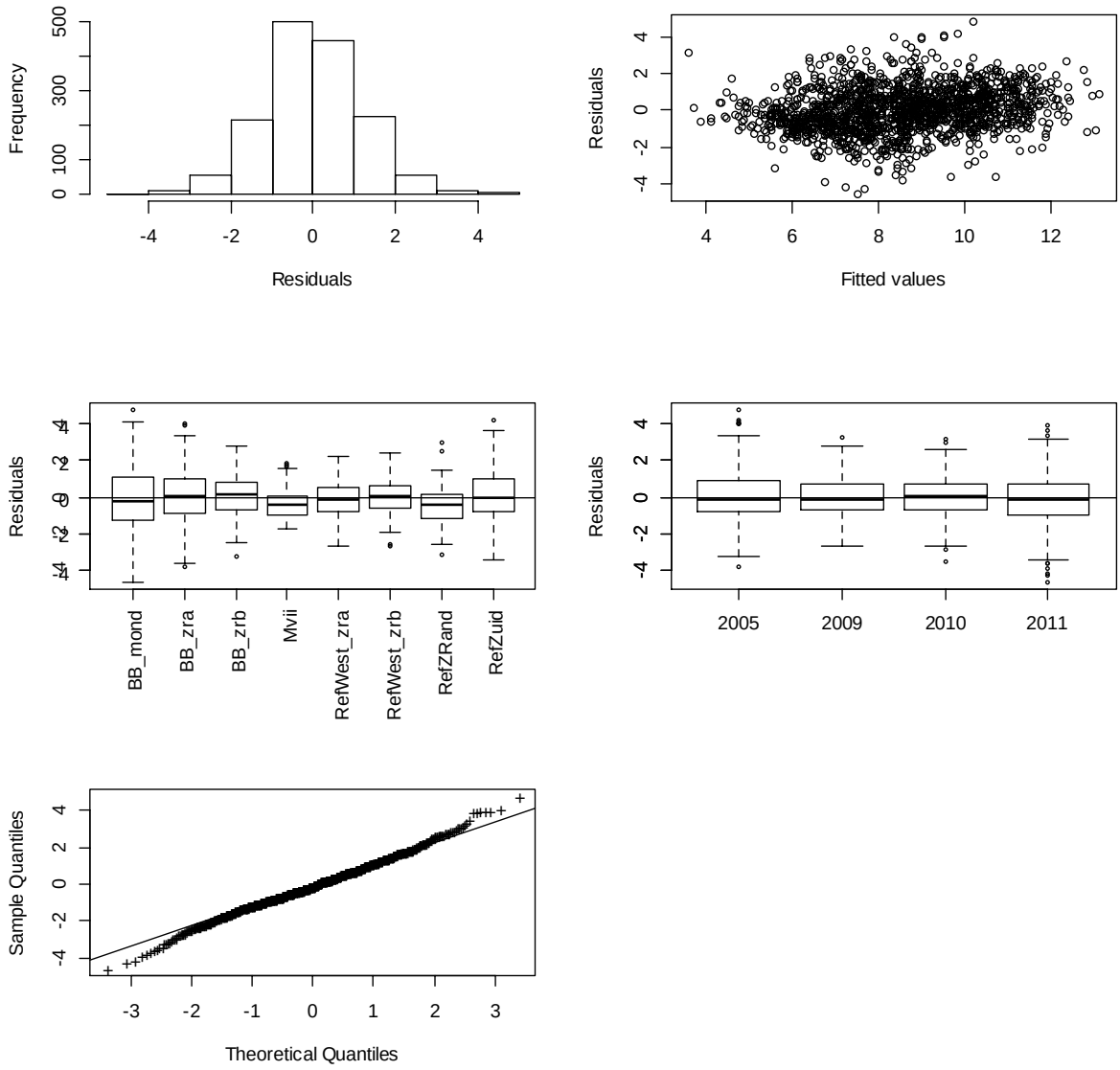
De door de modellen verklaarde variantie is berekend volgens (Nakagawa and Schielzeth, 2013). Daarbij wordt onderscheid gemaakt tussen de variantie verklaard door *fixed factors* alleen ('marginal R^{2}') en variantie verklaard door zowel *fixed* als *random* factors ('conditional R^{2}'). Het script is gedownload van: http://jslefche.wordpress.com/2013/03/13/r2-for-linear-mixed-effects-models/.



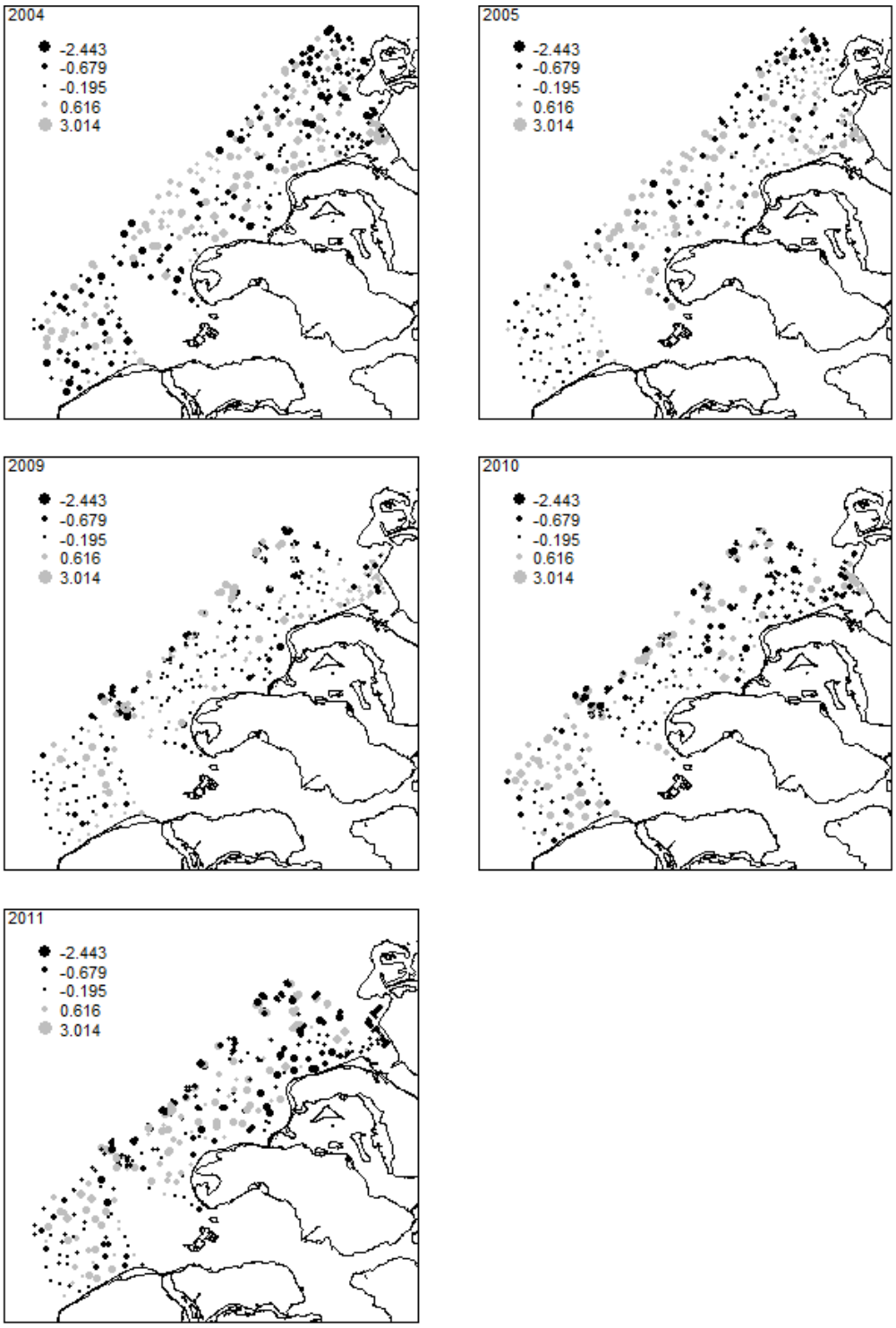
Figuur 2.12 Box-and-whisker plots van de totale biomassa bodemdieren (Btotaal) per deelgebied en jaar, en histogram en QQ-plot van deze biomassa. Links de niet getransformeerde waardes, rechts de getransformeerde waardes (biomassa^0.15)



Figuur 2.13 Box-and-whisker plots van de totale biomassa aan prooien voor zee-eenden (BP_vogels) per deelgebied en jaar, en histogram en QQ-plot van deze biomassa. Links de niet getransformeerde waardes, rechts de getransformeerde waardes (biomassa^0.15)



Figuur 2.14 Grafische output van finale LME-model voor de totale biomassa aan bodemdieren, ter verificatie van assumpties met betrekking tot de verdeling, de homogeniteit en de onafhankelijkheid van de residuen



Figuur 2.15 Ruimtelijke weergave van de genormaliseerde residueen van het LME-model van het aandeel grote soorten met abiotische variabelen en platvisvisserij. De grootte van iedere stip is proportioneel tot de waarde, en de kleur reflecteert het teken van de residuelen

Effect bodembeschermingsgebied

Voor het vaststellen van een mogelijk effect van het uitsluiten van boomkorvisserij zijn drie benaderingen gevolgd.

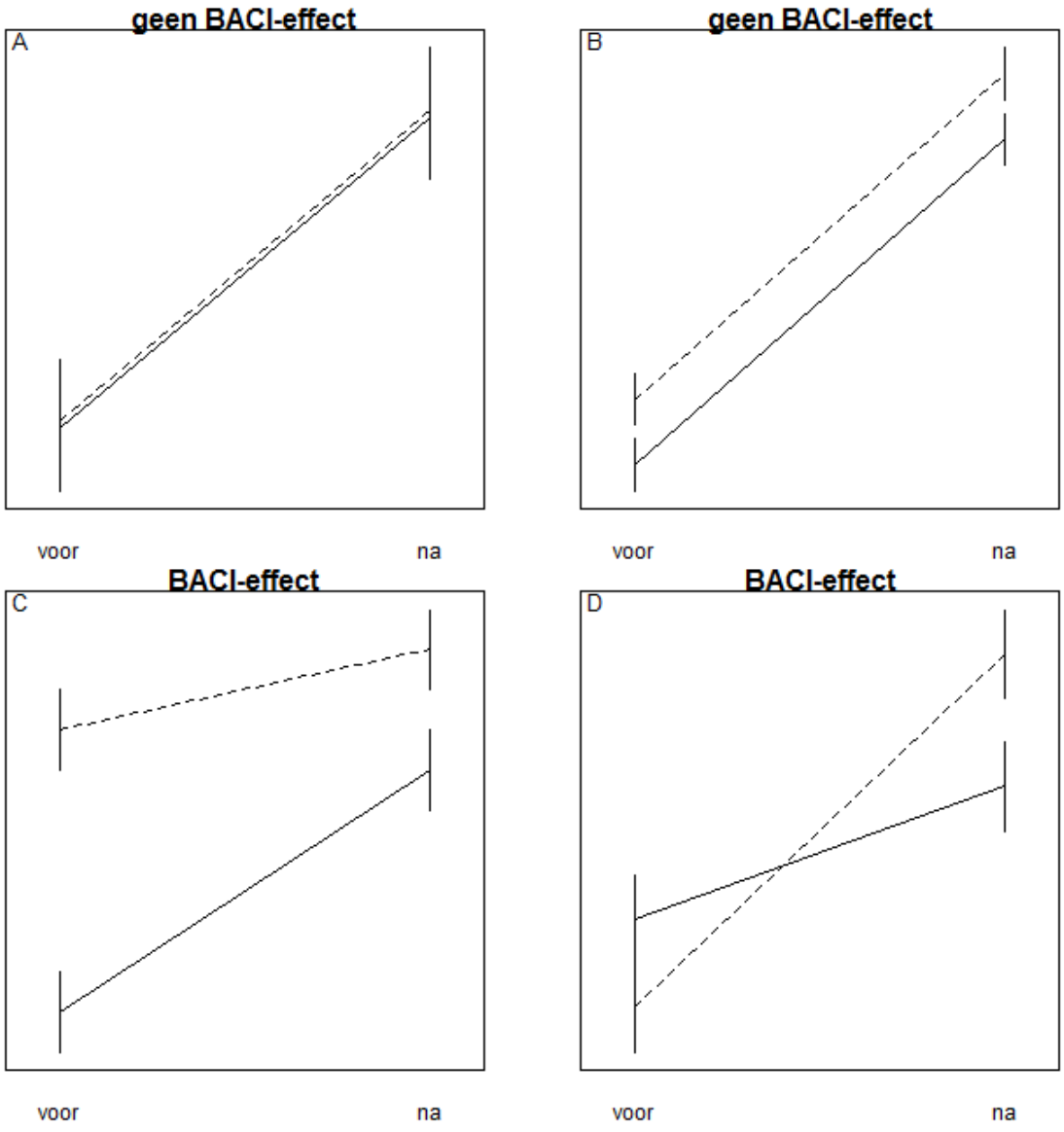
1) BACI-analyse

Aansluitend bij de oorspronkelijke opzet (BACI) zijn de hierboven genoemde indicatoren in het bodembeschermingsgebied (BBG) en de referentiegebieden (REF) voor en na het instellen van het bodembeschermingsgebied vergeleken. Ook hierbij is gebruik gemaakt van LME-modellen (*Linear Mixed Effects).* De hoofdvraag is of de ontwikkeling tussen T_0 en T_1 in de twee gebieden verschillend is geweest. Statistisch kan dit onderzocht worden door de significantie van de interactie tussen gebied (referentiegebied en bodembeschermingsgebied) en tijdstip (voor of na het instellen van het bodembeschermingsgebied) te onderzoeken. Als de interactieterm significant is, kan dit wijzen op een effect van de maatregel. Overigens is de (impliciete) assumptie bij een BACI-opzet dat de verandering in het gemiddelde sprongsgewijs, groot en permanent is (Schwarz, 2013).
Ten opzichte van de traditionele ANOVA-modellen zijn LME-modellen een geschikt alternatief (Lai and Helser, 2004; Lewis, 1998; Schwarz, 2013; Snijders and Bosker, 1999; Winter, 2013; Zuur et al., 2009), omdat

1. deze modellen kunnen omgaan met *unbalanced* data (bijv. als het aantal bemonsterde locaties over de tijd varieert) en ontbrekende data
2. abiotische variabelen als verklarende variabelen kunnen worden toegevoegd
3. het model zowel zogenaamde *fixed effects* (bijv. een behandeling als het instellen van het BBG) kan bevatten als *random effects* (rekening houdend met bijv. individuele verschillen tussen locaties in de relatie met fixed parameters. Simpel gezegd worden *fixed effects* veroorzaakt door factoren waar je in geïnteresseerd bent, en *random effects* door factoren die wel variantie veroorzaken maar waarin je niet geïnteresseerd bent))
4. en er rekening gehouden kan worden met heterogeniteit van de variantie (heteroscedasticiteit) door toevoegen van een bepaalde variantiestructuur
5. en er ook ruimtelijke en temporele correlatiestructuren kunnen worden toegevoegd.

In deze studie hebben we als variabelen voor d*e fixed effects* naast de behandeling (REF en BBG), tijd (voor en na het instellen van het BBG) en de interactieterm tussen beide ook een aantal abiotische variabelen meegenomen. We hebben als abiotische variabelen deze genomen die in het habitatmodel significant bleken.Net als in het habitatmodel, is er gecorrigeerd voor heteroscedasticiteit door het toelaten van een andere variantiestructuur per deelgebied. Zowel locatie als jaar (nested in de tijd) zijn als random effects meegenomen, zoals aangeraden door Schwarz (2013). Tenslotte is getest of er sprake is van ruimtelijke en/of temporele autocorrelatie.

Indien de biotische en abiotische variabelen niet normaal verdeeld waren, zijn deze voorafgaand aan de modellering getransformeerd.
Voor de validatie van de lineaire modellen is nagegaan of de residuen normaal verdeeld waren (via histogrammen en QQ-plots), of er geen patronen waren in een grafiek van residuen in relatie tot berekende waardes (nagaan van homogeniteit), en of er geen patronen waren in grafieken van residuen in relatie tot de variabelen jaar en deelgebied (onafhankelijkheid van de residuen).
We hebben tevens nagegaan of er nog een ruimtelijke patroon aanwezig was in de residuen, wat op een ontbrekende covariaat zou wijzen.



Figuur 2.16 Grafische weergave van mogelijke verschillen in ontwikkeling in de tijd (voor en na het instellen van het BBG) en BBG (bijv. stippellijn) en REF. De bovenste ontwikkelingen duiden niet op een effect van het instellen, de onderste twee wel

Op basis van het Akaike Information Criterion (AIC) is het meest eenvoudige model (d.i. met minst aantal abiotische variabelen) van de variatie gekozen dat niet significant ($p > 0.05$) verschilde van een model met meer abiotische variabelen. Dit model wordt in de resultaten het 'beste' model genoemd.

Visueel kan de verandering die in een BACI-opzet getoetst wordt, eenvoudig weergegeven worden in een zogenaamd interactieplot: een grafiek met de 4 gemiddelde waardes (voor en na instellen van BBG in referentie- en bodembeschermingsgebied) en de bijhorende betrouwbaarheidsintervallen. De gemiddeldes van verschillende behandelingswijzen (REF en

BBG) op de twee tijdstippen worden met een lijn verbonden. Bij een significante interactie zullen de lijnen niet parallel zijn (zie Figuur 2.16, C en D).

Data analyses zijn uitgevoerd met R (R Core Team, 2013) en volgende bibliotheek: nlme (Pinheiro et al., 2011),

2) Visserij-intensiteit

Ten tweede is nagegaan of toevoeging van visserijintensiteit als verklarende variabele tot een beter model leidde, in vergelijking met een model met alleen abiotische variabelen.
Dit is gedaan met de visserij-intensiteit van op platvis vissende eurokotters, met de visserij-intensiteit van op garnalen vissende eurokotters, en (als beide afzonderlijk significant) met beide als *fixed factors* naast de abiotische variabelen. Verder zijn dezelfde toevoegingen aan de error term gecheckt als bij de BACI-analyses (mbt hetroscedasticiteit, random effects, ruimtelijke en temporele autocorrelatie). Alleen is jaar niet als random factor meegenomen, omdat temporele en ruimtelijke verschillen in visserij-intensiteit hiermee zouden kunnen correleren. Het effect van visserij zou daardoor gemaskeerd kunnen worden, bijvoorbeeld als visserij vooral in referentiegebieden plaatsvindt kan het meenemen van een nominale variable voor deelgebied ervoor zorgen dat visserij in het model niet significant is, met name als deelgebied een grotere verklarende waarde heeft dan visserij op zich.

Voor alle benthische indicatoren is de analyse uitgevoerd met visserij-intensiteiten in het voorafgaande jaar, op basis van alle data en op basis van selectie van de diepte van de locaties (>10m, 5-10m en <5m), omdat de visserij afhankelijk van het type ook vooral in een van deze strata gebeurt.

Voor 2 indicatoren (totale biomassa en aantal soorten) is de analyse ook uitgevoerd met de jaarlijkse visserij-intensiteiten tot 6 jaar voorafgaand aan de bemonstering, en alle bemonsterde locaties. Kortom, met de data vanaf 2009 en bijhorende visserij-intensiteiten vanaf september 2003. Omdat de visserij-intensiteit ook zeer variabel is in de tijd, zijn de visserijdata van de aan de bemonstering voorafgaande jaren ieder als een afzonderlijke variabele gehouden, dus niet gesommeerd over alle jaren. Voor elke locatie kan de visserij immers een verschillend verloop kennen wat van belang kan zijn voor het effect op de bodemdieren.

De door de modellen verklaarde variantie is berekend volgens Nakagawa & Schielzeth (2013). Daarbij wordt onderscheid gemaakt tussen de variantie verklaard door *fixed factors* alleen ('marginal R^{2}') en variantie verklaard door zowel *fixed* als *random* factors ('conditional R^{2}'). Het script is gedownload van : http://jslefche.wordpress.com/2013/03/13/r2-for-linear-mixed-effects-models/.

3) Verschillenanalyse

Ten derde zijn de verschillen in biomassa per locatie vergeleken (totale biomassa en biomassa prooien voor zwarte zee-eenden). Er is gekozen voor een non-parametrische toets vanwege de ongevoeligheid voor afwijkingen t.o.v. de normale verdeling van de gegevens waardoor een dergelijke toets robuuster is dan parametrische toetsen (verdelingsafhankelijk). Er is gebruik gemaakt van de Wilcoxon signed rank sum toets waar de gemiddelde biomassa's die verkregen zijn tijdens de bemonsteringen voor het instellen van het

bodembeschermingsgebied (2004-2005) en na het instellen ervan (2009-2011) paarsgewijs worden vergeleken (op niveau van monsterlocatie).
De analyse is beperkt tot de locaties waarvan boxcorer en bodemschaaf waarnemingen verzameld zijn tussen 2004 en 2011 waardoor het jaar 2007 en het gebied Mv2 (2004-2005) buiten beschouwing gelaten zijn. De 152 locaties uit RefWest_zra en RefWest_zrb bemonsterd sinds 2009, zijn aan de dichtsbijzijnde locaties uit de T_0 periode (binnen het zoekgebied maar buiten de finale BBG) gekoppeld.

Om rekening te houden met habitatverschillen binnen het onderzoeksgebied is de analyse ook voor elk van de 7 deelgebieden binnen de bodembeschermings- en referentiegebieden herhaald.

2.3 RESULTATEN

2.3.1 Beschrijving van de dataset gebruikt voor de analyse

Boxcorer en bodemschaaf waarnemingen zijn samengevoegd volgens de procedure beschreven in paragraaf 2.2.5.1. De PMR-Benthos_2004-2011 dataset bestaat uiteindelijk uit 57.848 records met betrekking tot 1.870 monsterlocaties verzameld tussen 2004 en 2011 in de 3 deelgebieden binnen het bodembeschermigsgebied (BB_mond, BB_zra, BB_zrb) en de 4 deelgebieden binnen de referentie gebieden (RefWest_zra, RefWest_zrb, RefZRand, RefZuid).

Hieronder is er een overzicht weergegeven van de dataset karakteristieken m.b.t. de volgende aspecten:

- Taxonomische samenstelling van de soorten gevonden in de huidige studie.
- Relatieve bijdrage van de taxonomische klassen aan de gemiddelde bodemdieren biomassa in de 7 deelgebieden.
- Bijdrage van de soorten aan de gemiddelde biomassa's waargenomen in de 7 deelgebieden met een selectie van de dominante soorten
- Temporele trends in de biomassa van de dominante soorten en van de prooisoorten voor vogels
- Ruimtelijke spreiding van de soorten waarvoor een temporele trend gedetecteerd kon worden.

Taxonomische samenstelling

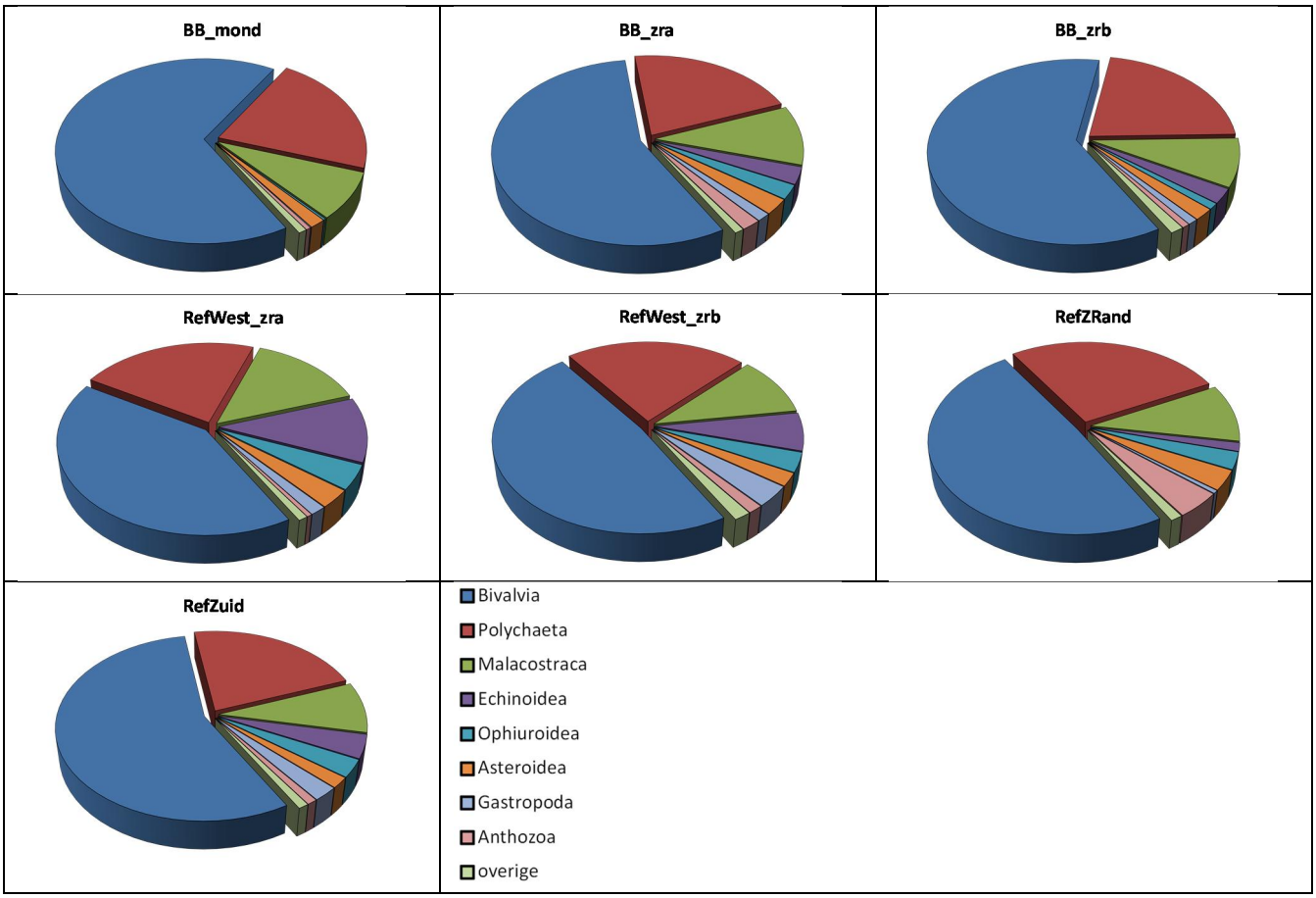
In totaal zijn er, tussen 2004 en 2011, 256 soorten op naam gebracht in de 1.870 monsters opgenomen in de huidige dataset. Negentig procent van de soorten behoren tot de vier taxonomische klassen Polychaeta, Crustacea, Bivalvia en Gastropoda (Tabel 2.5).

Relatieve bijdrage van de taxonomische klassen aan de biomassa in de 7 deelgebieden

De bodemdieren biomassa is sterk gedomineerd door de Bivalvia, vooral in het bodembescher-mingsgebied (en daarin het meeste in BB_mond) en in Ref_Zuid (Figuur 2.17). Daarmee vergeleken onderscheidt het gebied RefWest_zra zich door een lagere dominantie aan Bivalvia wat vooral ten gunste gaat van de Malacostraca, de Echinoida en de Ophiuroida. De overige referentie gebieden RefWest_zrb en RefZrand waar de bijdrage van de Bivalvia hoger is dan in RefWest_zra zijn ook gekenmerkt door relatieve hogere biomassa aan Gastropoda (RefWest_zrb), Asteroida en Anthozoa (RefZRand).

Tabel 2.5 Aantal onderscheiden soorten per taxon tijdens de bemonstering 2004-2011 (boxcorer + bodemschaaf)

Taxonomische klasse	Aantal soorten	% t.o.v. totaal
Polychaeta	104	40.6%
Malacostraca	89	34.8%
Bivalvia	26	10.2%
Gastropoda	14	5.5%
Pycnogonida	6	2.3%
Ophiuroidea	5	2.0%
Ascidiacea	2	0.8%
Echinoidea	2	0.8%
PH-Nemertea	1	0.4%
Maxillopoda	1	0.4%
PH-Platyhelminthes	1	0.4%
Anthozoa	1	0.4%
Overige	4	1.6%

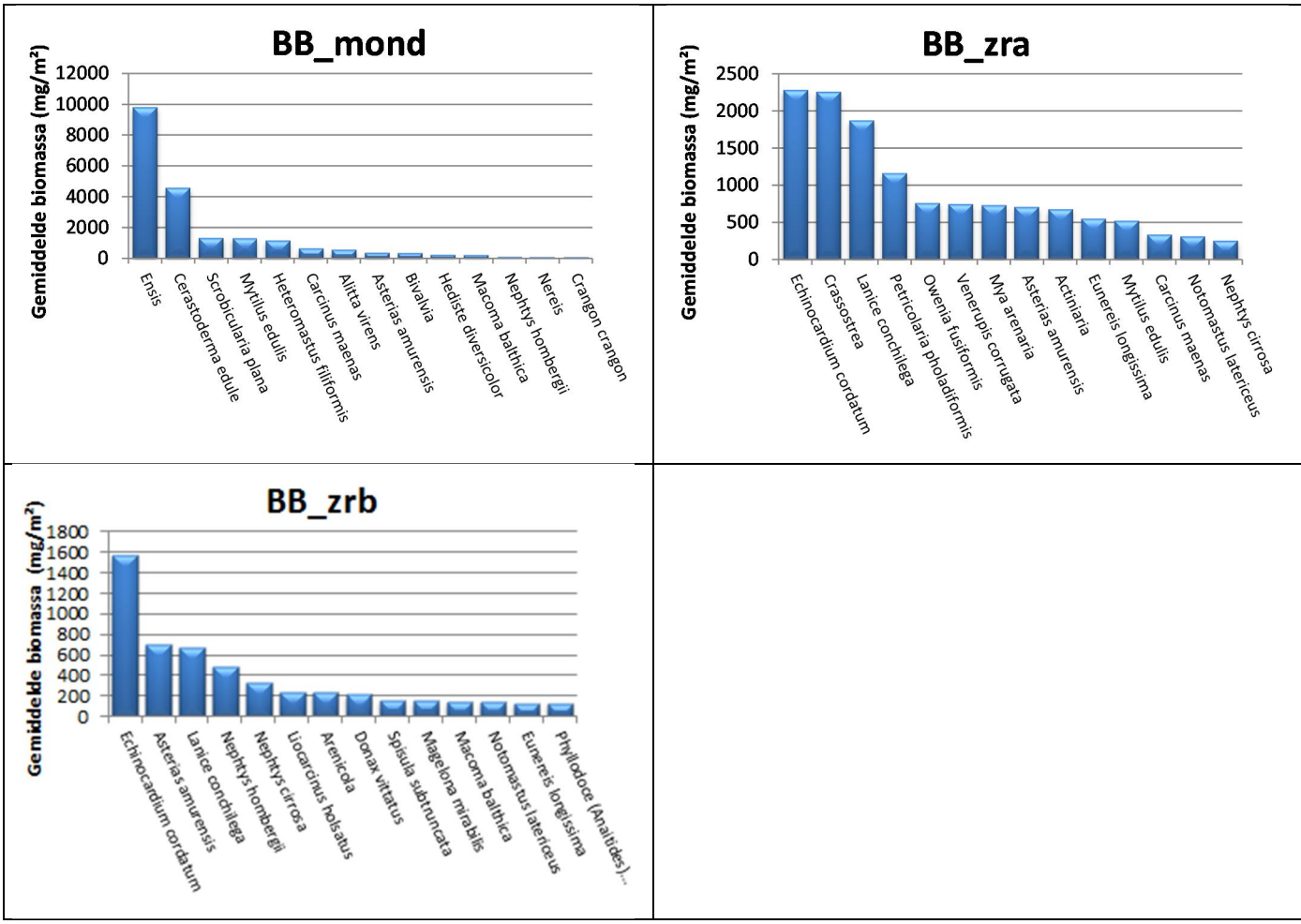


Figuur 2.17 Relatieve gemiddelde biomassa ([mgAFDW/m²]0.25) van de taxonomische taxa in de 7 deelgebieden. Door de dubbel transformatie zijn de veranderingen van de groepen met lage biomassa's beter zichtbaar gemaakt

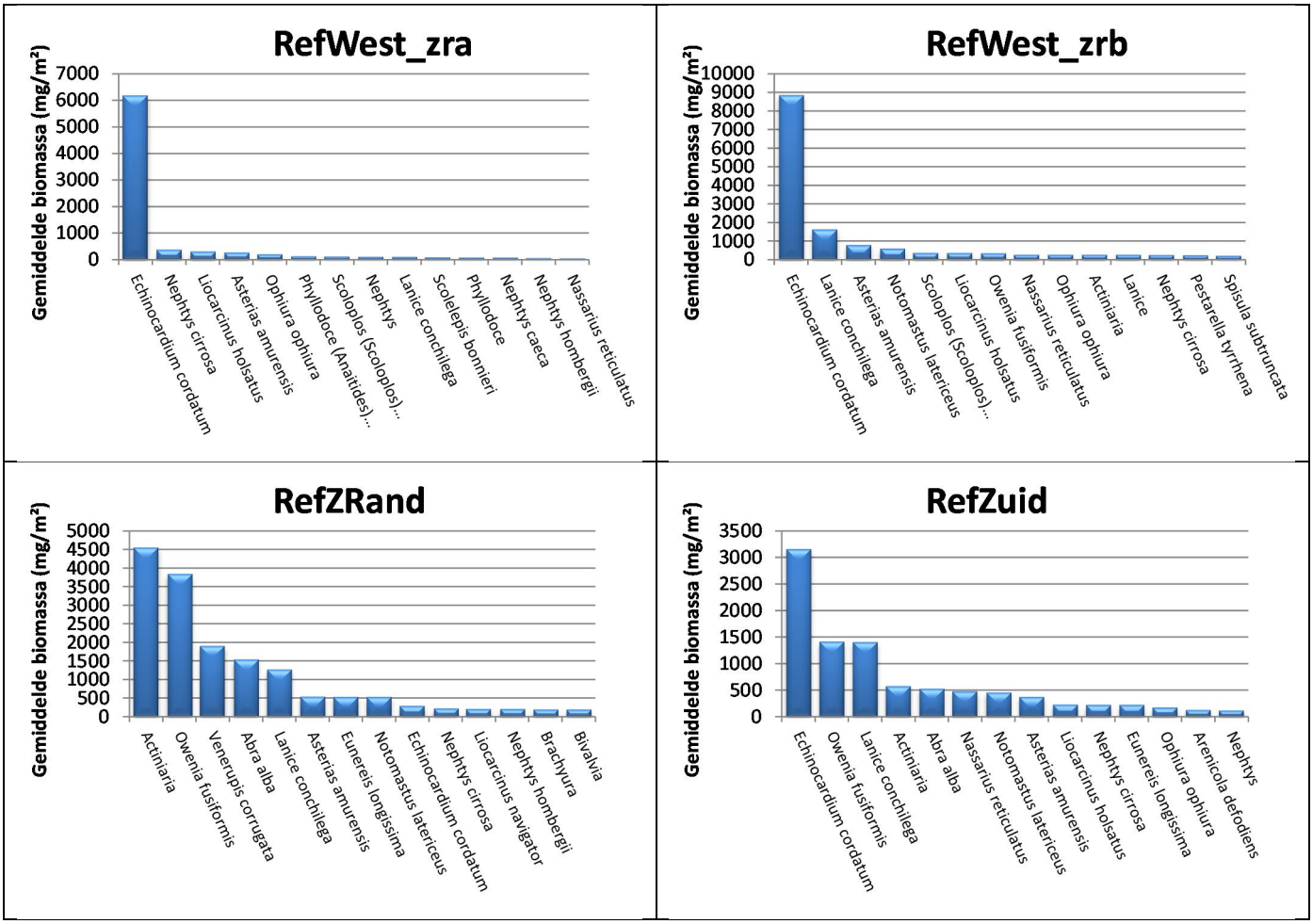
Bijdrage van de soorten aan gemiddelde biomassa's in de 7 deelgebieden

In alle deelgebieden met uitzondering van BB_mond bereikt *Ensis* de hoogste gemiddelde biomassa van alle aangetroffen soorten. In BB_mond is de hoogste gemiddelde biomassa gekregen voor *Mya arenaria* als gevolg van een aantal uitschieters. Wanneer de gemiddeldes berekend worden op basis van dubbelwortel getransformeerde biomassa's bereikt *Ensis* in BB_mond wel de hoogste waarden, zoals in de overige deelgebieden. Voor de leesbaarheid zijn de soorten met de hoogste gemiddelde biomassa's, *M. arenaria* in BB_mond en *Ensis* in de overige deelgebieden niet weergegeven in de grafieken met de gemiddelde biomassa's per soort per deelgebied (Figuur 2.18 en Figuur 2.19).

De grafieken met de gemiddelde biomassa's per soort per deelgebied (Figuur 2.18 en Figuur 2.19) laten een sterke dominantie zien van enkele soorten. De eerste zes soorten, inclusief *M. arenaria* in BB_mond en *Ensis* in de overige deelgebieden (die op die grafieken niet zijn weergegeven) vertegenwoordigen gemiddeld 90% van de gemiddelde biomassa in de verschillende deelgebieden. Rekening houdend met de significante bijdrage van die soorten aan de totale biomassa is een analyse gedaan van de temporele trend in de biomassa van deze individuele soorten in elk deelgebied.



Figuur 2.18 Gemiddelde biomassa's verkregen voor de 15 meest dominante soorten gesorteerd op basis van afnemende biomassa in BB_mond, BB_zra en BB_zrb. Voor een beter leesbaarheid is de soort met de hoogste gemiddelde biomassa's, M. arenaria in BB_mond en Ensis in de overige deelgebieden niet weergegeven



Figuur 2.19 Gemiddelde biomassa's verkregen voor de 15 meest dominante soorten gesorteerd op basis van afnemende biomassa in RefWest_zra, RefWest_zrb, RefZRand en RefZuid. Voor een beter leesbaarheid is Ensis (soort met de hoogste gemiddelde biomassa's) niet weergegeven

Temporele trends in de biomassa van de dominante soorten en van de prooisoorten voor vogels over de periode 2004-2011

Aanvullend op de eerste zes dominante soorten per deelgebied (Tabel 2.6) zijn ook de volgende prooisoorten voor zee-eenden meegenomen in de temporele analyse van de biomassa's in de verschillende deelgebied: *Ensis* (60 tot 90 mm), *Echinocardium cordatum*, *Spisula* spp., *Abra alba, Macoma balthica, Tellina* en *Donax vittatus*. De benaming *Tellina* is hier gebruikt als een samenvoeging van de volgende taxonomische eenheden aanwezig in de dataset: *Angulus fabula, Angulus tenuis, Tellina*, Tellinidae, Tellininae, Tellinoidea.

Tabel 2.6 Selectie van de eerste zes dominante soorten gesorteerd op basis van afnemende gemiddelde biomassa's in de zeven deelgebieden

BB_mond	BB_Zra	BB_Zrb	RefWest_Zra	RefWest_Zrb	RefZRand	RefZuid
Mya arenaria	*Ensis*	*Ensis*	*Ensis*	*Ensis*	*Ensis*	*Ensis*
Ensis	*Echinocardium cordatum*	*Echinocardium cordatum*	*Echinocardium cordatum*	*Echinocardium cordatum*	*Actiniaria*	*Echinocardium cordatum*
Cerastoderma edule	*Crassostrea*	*Asterias rubens*	*Nephtys cirrosa*	*Lanice conchilega*	*Owenia fusiformis*	*Owenia fusiformis*
Scrobicularia plana	*Lanice conchilega*	*Lanice conchilega*	*Liocarcinus holsatus*	*Asterias amurensis*	*Venerupis corrugata*	*Lanice conchilega*
Mytilus edulis	*Petricolaria pholadiformis*	*Nephtys hombergii*	*Asterias rubens*	*Notomastus latericeus*	*Abra alba*	*Actiniaria*
Heteromastus filiformis	*Owenia fusiformis*	*Nephtys cirrosa*	*Ophiura ophiura*	*Scoloplos armiger*	*Lanice conchilega*	*Abra alba*

De huidige analyse naar de aanwezigheid van temporele trends in de biomassa van de geselecteerde soorten in de zeven deelgebied bestaat uit 81 toetsen (zie Tabel 2.7). Bij het uitvoeren van een reeks van achtereenvolgende toetsen neemt de kans toe om een significant verband tussen twee variabelen te vinden terwijl dat verband op toeval berust. Voor het corrigeren voor dit artefact is de Bonferroni correctie toegepast waar de drempelwaarde voor het toekenen van een significant effect ($\alpha=0.05$) gedeeld wordt door het aantal toetsen ($\alpha'=0.05/81=0.0006$) zodat het oorspronkelijke gekozen significantieniveau gehandhaafd blijft.
De trendanalyse bestaat uit een lineaire regressie van de biomassa na een dubbelworteltransformatie als functie van het jaartal. Van de 81 uitgevoerde analyses zijn er 9 en 11 gevallen met significante toename en afname respectievelijk (Tabel 2.7).
De biomassa's van de prooisoorten voor vogels *Albra alba, Macoma balthica, Spisula en Tellina* nemen allen toe in het referentie gebied RefWest_zrb. Daarnaast zijn ook de volgende toenames in biomassa waar te nemen: *Abra alba* in BB_Zrb en RefWest_zra, *Spisula* en *Tellina* in BB_zrb. Bij de overige prooisoorten voor vogels is er een significante afname in biomassa waargenomen voor *Donax* in BB_zra, BB_zrb, RefWest_zra en RefWest_zrb en voor *Ensis* (60-90mm) in RefWest_zra en RefWest_zrb. In BB_mond nemen de biomassa's van *Cerastoderma edule* en *Mya arenaria* af waar die van *Mytilus edulis* juist toenemen.
In alle gevallen blijft de fractie van de variatie die verklaard kan worden door het jaartal vrij beperkt met R^2 waarden die meestal lager zijn dan 0.1.

Naast de aanwezigheid van enkele lineaire trends in biomassa zoals weergegeven in Tabel 2.7 zijn er aanwijzingen voor jaar tot jaar variaties in biomassa die getoetst zijn d.m.v. ANOVA met het jaartal als een categorisch variabel (Tabel 2.8). De jaar tot jaar verschillen zijn vervolgens geanalyseerd door middel van een Bonferroni's Post-Hoc test met correctie voor het aantal paarsgewijse vergelijkingen tussen de monsterjaren.

Voor de soorten met significante temporele variaties is de Bonferroni post-hoc toets ($p<0.05$) toegepast op de verschillen in gemiddelde biomassa's tussen de monsterjaren (Tabel 2.9).

Tabel 2.7 *R^2 en p waarden verkregen d.m.v. lineaire regressies voor de biomassa van de geselecteerde soorten (na vierdemachtsworteltransformatie) als functie van het jaartal in de zeven deelgebieden (n staat voor het totale aantal monsters per deelgebied). De analyses zijn uitgevoerd in alle deelgebieden voor de prooisoorten voor vogels (vet gedrukt). Voor de overige soorten zijn de analyses beperkt tot de gebieden waar die soorten tot de top 6 van de dominante soorten behoren (samen meer dan 90% van de totale biomassa). De arcering van de cellen is i.-Grijs voor de deelgebieden waar die soorten afwezig zijn of niet tot de top 6 behoren, ii.-Groen voor significante toename in biomassa, iii.-Rood voor significante afname in biomassa, iv.-Wit voor de afwezigheid van significante trend. Van de 81 uitgevoerde analyses zijn er 12 gevallen met significante temporele verandering in biomassa waar geen sprake is van lineaire trend (Tabel 2.7). Zoals bij de lineaire regressie, blijft de fractie van de variatie die verklaard kan worden door het jaartal vrij beperkt met R^2 waarden die meestal lager zijn dan 0.1*

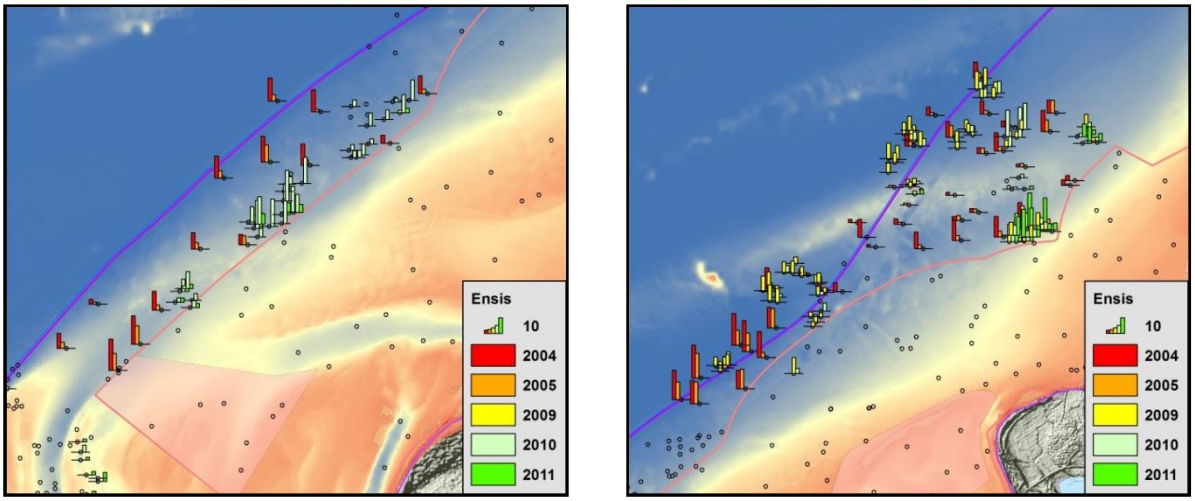
Soorten	BB_mond	BB_zra	BB_zrb	RefWest_zra	RefWest_zrb	RefZRand	RefZuid
Abra alba	R^2=0,02 p<0,0310	R^2=0,00 p<0,2436	R^2=0,09 p<0,0001	R^2=0,05 p<0,0005	R^2=0,18 p<0,0001	R^2=0,01 p<0,4570	R^2=0,01 p<0,0445
Actiniaria						R^2=0,00 p<0,9244	R^2=0,00 p<0,1343
Asterias rubens			R^2=0,01 p<0,1179	R^2=0,00 p<0,3814	R^2=0,04 p<0,0006		
Cerastoderma edule	R^2=0,17 p<0,0001						
Crassostrea		R^2=0,00 p<0,8941					
Donax vittatus	R^2=0,00 p<0,8242	R^2=0,16 p<0,0001	R^2=0,34 p<0,0001	R^2=0,11 p<0,0001	R^2=0,05 p<0,0001	R^2=0,04 p<0,1411	R^2=0,03 p<0,0012
Echinocardium cordatum		R^2=0,00 p<0,4624	R^2=0,00 p<0,5639	R^2=0,02 p<0,0194	R^2=0,00 p<0,1651	R^2=0,04 p<0,1279	R^2=0,00 p<0,09
Ensis (40-90 mm)	R^2=0,00 p<0,5436	R^2=0,00 p<0,2624	R^2=0,05 p<0,0007	R^2=0,11 p<0,0001	R^2=0,09 p<0,0001	R^2=0,02 p<0,2823	R^2=0,00 p<0,2625
Ensis (alle lengtes)	R^2=0,00 p<0,846	R^2=0,00 p<0,8114	R^2=0,00 p<0,784	R^2=0,07 p<0,0001	R^2=0,01 p<0,1634	R^2=0,06 p<0,0631	R^2=0,00 p<0,7169
Heteromastus filiformis	R^2=0,02 p<0,0410						
Lanice conchilega		R^2=0,00 p<0,6502	R^2=0,02 p<0,0524		R^2=0,00 p<0,6640	R^2=0,00 p<0,9267	R^2=0,00 p<0,1465
Liocarcinus holsatus				R^2=0,1 p<0,0001			
Macoma balthica	R^2=0,00 p<0,2144	R^2=0,00 p<0,6482	R^2=0,02 p<0,0185	R^2=0,00 p<0,7017	R^2=0,04 p<0,0002	R^2=0,03 p<0,1903	R^2=0,03 p<0,0014
Mya arenaria	R^2=0,07 p<0,0001						
Mytilus edulis	R^2=0,16 p<0,0001						
Nephtys spp			R^2=0,01 p<0,1057	R^2=0,00 p<0,2206			
Notomastus latericeus					R^2=0,00 p<0,3818		
Ophiura ophiura				R^2=0,02 p<0,0512			
Owenia fusiformis		R^2=0,00 p<0,6492				R^2=0,00 p<0,5097	R^2=0,00 p<0,1150
Petricolaria pholadiformis		R^2=0,00 p<0,3446					
Scrobicularia plana	R^2=0,00 p<0,2656						
Spisula	R^2=0,02 p<0,0479	R^2=0,00 p<0,6248	R^2=0,06 p<0,0001	R^2=0,02 p<0,0367	R^2=0,08 p<0,0001	R^2=0,03 p<0,1749	R^2=0,00 p<0,2561
Tellina	R^2=0,00 p<0,8176	R^2=0,00 p<0,4284	R^2=0,05 p<0,0005	R^2=0,01 p<0,1141	R^2=0,09 p<0,0001	R^2=0,00 p<0,6318	R^2=0,01 p<0,0239
Venerupis corrugata						R^2=0,07 p<0,0556	

Tabel 2.8. *R^2 en p waarden voor de ANOVA van de biomassa van de geselecteerde soorten vs het jaartal in de zeven deelgebieden. De arcering van de cellen is i.-Grijs voor de deelgebieden waar die soorten afwezig zijn of niet tot de top 6 behoren, ii.-Geel voor een significant jaar-effect (p<0.0006) waar ook een lineaire verband waargenomen is, iii.-Oranje voor een significant jaar-effect waar geen lineaire verband waargenomen is, iv.-Wit voor de afwezigheid van significant jaar-effect*

Soorten	BB_mond	BB_zra	BB_zrb	RefWest_zra	RefWest_zrb	RefZRand	RefZuid
Abra alba	R^2=0.05 p<0.0108	R^2=0.01 p<0.2930	R^2=0.17 p<0.0001	R^2=0.13 p<0.0001	R^2=0.28 p<0.0001	R^2=0.02 p<0.9093	R^2=0.02 p<0.0630
Actiniaria						R^2=0.00 p<0.9886	R^2=0.00 p<0.5246
Asterias rubens			R^2=0.12 p<0.0001	R^2=0.03 p<0.1071	R^2=0.11 p<0.0001		
Cerastoderma edule	R^2=0.25 p<0.0001						
Crassostrea		R^2=0.00 p<0.8215					
Donax vittatus	R^2=0.01 p<0.5685	R^2=0.17 p<0.0001	R^2=0.36 p<0.0001	R^2=0.13 p<0.0001	R^2=0.06 p<0.0016	R^2=0.08 p<0.3378	R^2=0.03 p<0.0271
Echinocardium cordatum		R^2=0.03 p<0.0296	R^2=0.03 p<0.1439	R^2=0.04 p<0.0499	R^2=0.01 p<0.4344	R^2=0.07 p<0.4266	R^2=0.02 p<0.1555
Ensis (40-90 mm)	R^2=0.30 p<0.0001	R^2=0.11 p<0.0001	R^2=0.09 p<0.0004	R^2=0.19 p<0.0001	R^2=0.15 p<0.0001	R^2=0.19 p<0.0308	R^2=0.14 p<0.0001
Ensis (alle lengte)	R^2=0.41 p<0.0001	R^2=0.02 p<0.14790	R^2=0.03 p<0.17850	R^2=0.07 p<0.0012	R^2=0.03 p<0.0297	R^2=0.11 p<0.2121	R^2=0.07 p<0.0001
Heteromastus filiformis	R^2=0.03 p<0.1351						
Lanice conchilega		R^2=0.03 p<0.0540	R^2=0.1 p<0.0001		R^2=0.08 p<0.0001	R^2=0.01 p<0.9710	R^2=0.04 p<0.0076
Liocarcinus holsatus				R^2=0.2 p<0.0001			
Macoma balthica	R^2=0.02 p<0.3687	R^2=0.00 p<0.8029	R^2=0.03 p<0.0756	R^2=0.01 p<0.6453	R^2=0.08 p<0.0001	R^2=0.07 p<0.4664	R^2=0.04 p<0.0076
Mya arenaria	R^2=0.1 p<0.0001						
Mytilus edulis	R^2=0.17 p<0.0001						
Nephtys spp			R^2=0.03 p<0.1209	R^2=0.2 p<0.0001			
Notomastus latericeus					R^2=0.03 p<0.0521		
Ophiura ophiura				R^2=0.02 p<0.2730			
Owenia fusiformis		R^2=0.03 p<0.0469				R^2=0.03 p<0.7940	R^2=0.02 p<0.1069
Petricolaria pholadiformis		R^2=0.00 p<0.5132					
Scrobicularia plana	R^2=0.02 p<0.2364						
Spisula	R^2=0.05 p<0.0114	R^2=0.01 p<0.3234	R^2=0.13 p<0.0001	R^2=0.03 p<0.0817	R^2=0.11 p<0.0001	R^2=0.08 p<0.3821	R^2=0.07 p<0.0001
Tellina	R^2=0.00 p<0.9961	R^2=0.01 p<0.3866	R^2=0.12 p<0.0001	R^2=0.05 p<0.0097	R^2=0.13 p<0.0001	R^2=0.06 p<0.5552	R^2=0.06 p<0.0001
Venerupis corrugata						R^2=0.1 p<0.2199	

Tabel 2.9 *Vergelijkingen tussen monsterjaren m.b.t. de biomassa van de geselecteerde soorten binnen de zeven deelgebieden waarvoor significante verschillen gedetecteerd zijn d.m.v. ANOVA's (Tabel 2.8). De verschillen zijn getoetst m.b.v. een Bonferroni post hoc toets met p=0.05 als drempelwaarde voor de statistische significantie*

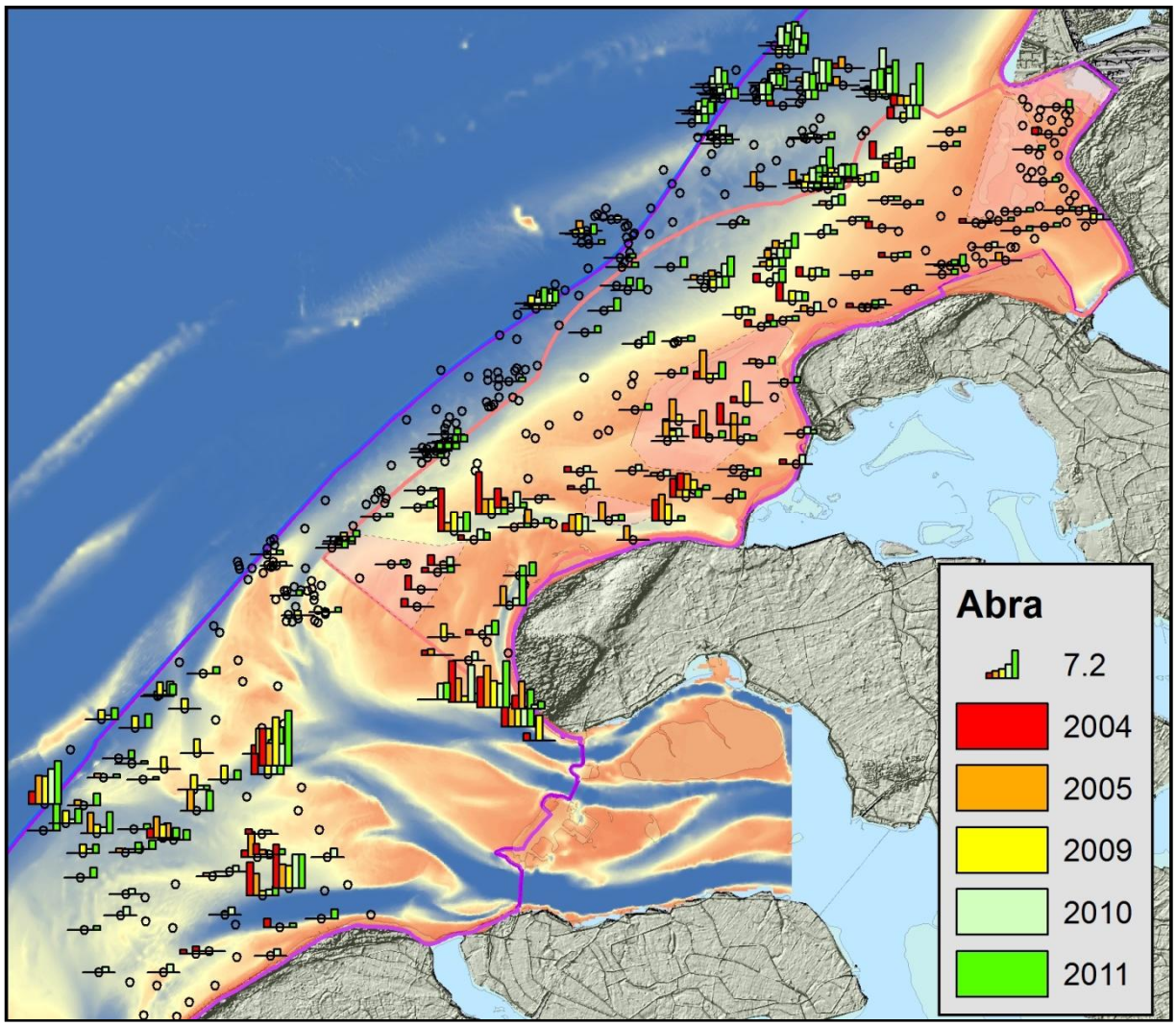
Soorten	BB_mond	BB_zra	BB_zrb	RefWest_zra	RefWest_zrb	RefZRand	RefZuid
Ensis (40-90 mm)	(2005,2010)>(2004,2011) 2009>rest	(2004-2011)>rest	(2004,2005,2010)>2011				(2005,2009,2010)>(2004,2011)
Ensis (alle lengtes)	(2005,2010)>2011 2009>rest						(2005,2009)>2004 2005>2011
Lanice conchilega			(2009,2010)>rest		2005>(2004,2010,2011) 2009>(2004,2011)		
Nephtys spp				(2009,2011)>(2005,2010)			
Spisula							2009>(2005,2010,2011)
Tellina							2011>rest



Figuur 2.20 *Ensis biomassa (dubbelwortel getransformeerd) in RefWest_ra (links) en RefWest_zrb (rechts) in 2004-2012. De schaal is in de legende weergegeven als staafdiagram, met de waarde horend bij de staaf met de grootste lengte in dit diagram*

Veranderingen die zich voordoen op het niveau van de deelgebieden konden worden gedetecteerd met de huidige analyses (Lineaire regressie en ANOVA). Grillige verschillen in de absolute waarde en de temporele veranderingen in biomassa komen voor binnen de deelgebieden zoals geïllustreerd in Figuur 2.20 voor de *Ensis* biomassa in RefWest_zra en RefWest_zrb.
Ensis komt nauwelijks voor in het zuiden van RefWest_zra waar noordelijker twee groepen van locaties gevonden zijn met hoge biomassa in 2004-2005 en 2010. Vergelijkbare variatiepatronen zijn ook waargenomen binnen RefWest_zrb met de clustering van locaties met verschillende periodes van hoge biomassa: 2004-2005, 2009 en 2009-2010.

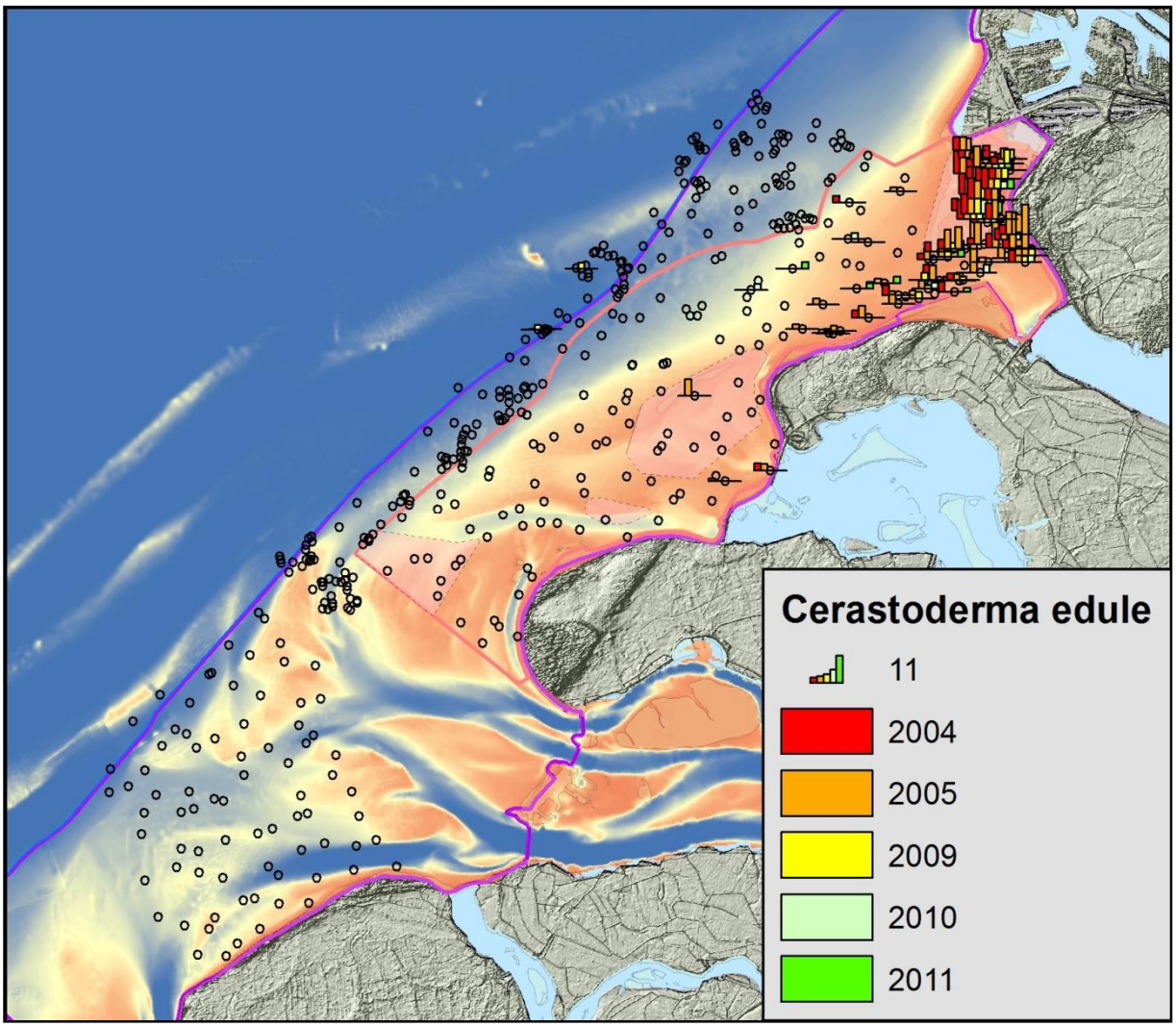
Om en beter beeld te verkrijgen in de spatio-temporele veranderingen in biomassa van de dominante soorten zijn de trendanalyses aangevuld met een weergave van de ruimtelijke verdeling van de temporele veranderingen in de overzichtskaarten (Figuur 2.21 tot 2.32).
Voor elke monsterlocatie is de ontwikkeling van de biomassa (na transformatie) tussen 2004-2011 weergegeven in een histogram, waar het gecumuleerde oppervlak van de balken een weergave is van de biomassa's aanwezig op elke locatie en de kleur van de balk het jaartal weergeeft.



Figuur 2.21 *Biomassa (mg AFDW /m^2 na vierdemachtsworteltransformatie) van Abra alba door de monsterjaren heen. De schaal is in de legende weergegeven als staafdiagram, met de waarde horend bij de staaf met de grootste lengte in dit diagram*

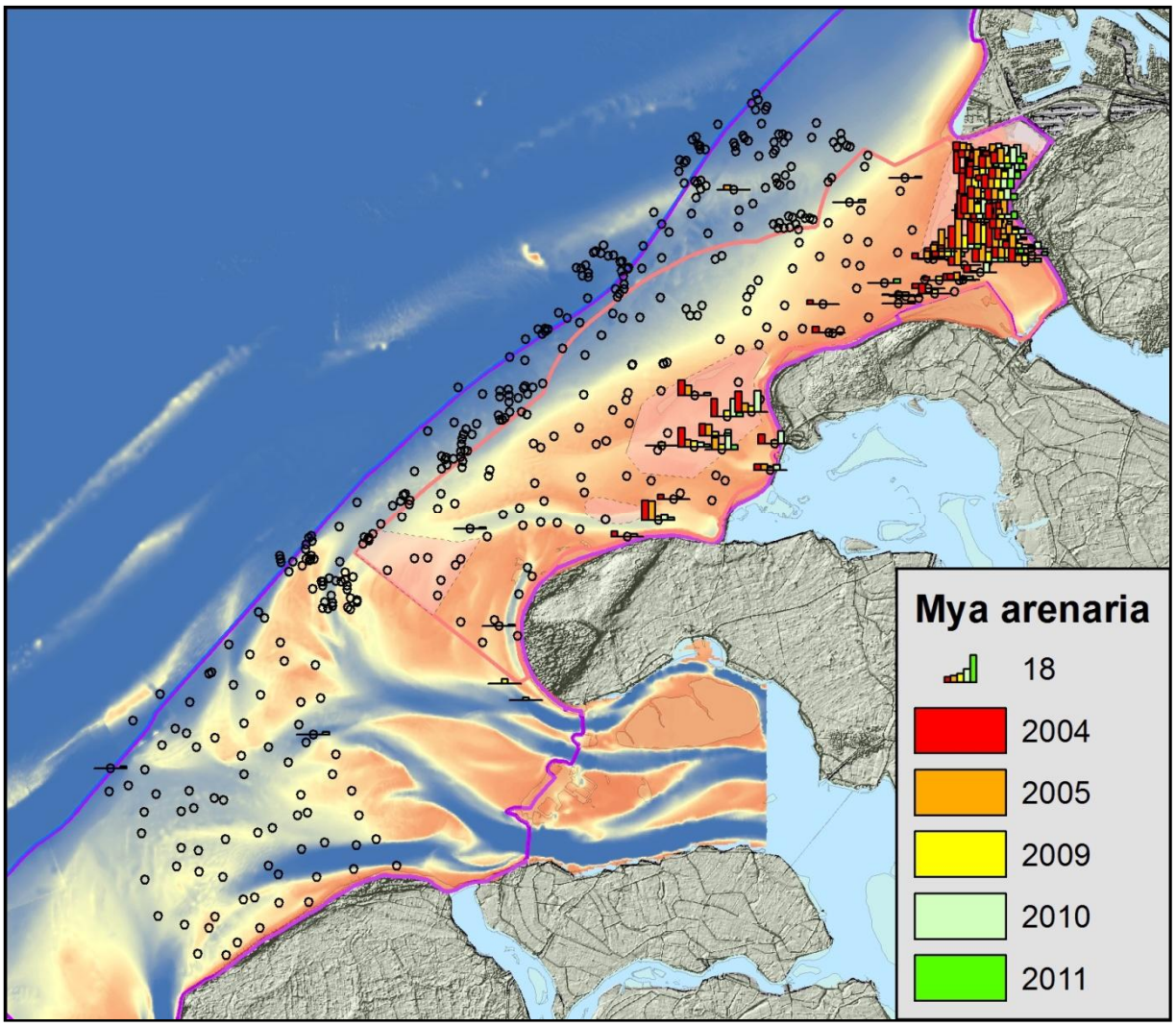
Als aanvulling op de soorten met een significante temporele trend, is *Echinocardium cordatum* toegevoegd vanwege de hoge biomassa van deze soort in de meeste gebieden.

Hoge biomassa's van *Abra alba* komen voor aan de noordelijke kant van RefWest_zrb waar, zoals in RefWest_zra en BB_zrb, een significante toename in biomassa waargenomen is tussen 2004 en 2011 (Figuur 2.21) In BB_zra komen de hoogste biomassa's voor in 2004 en/of 2005 op de relatief diepere locaties bij de geulen voor de Brouwersdam (Brouwenshavensche gat) en in 2010 langs de kop van Schouwen (Krabbengat). Een hoge biomassa van *Abra alba* is ook de meeste jaren waargenomen op de RefZRand locaties langs de Noordelijke geul van de Oosterschelde. In het deelgebied RefZuid komen de hogere biomassa's aan *Abra alba* op de relatief diepere locaties dicht bij de geulen tussen de zandbanken voor, zoals in BB_zra.



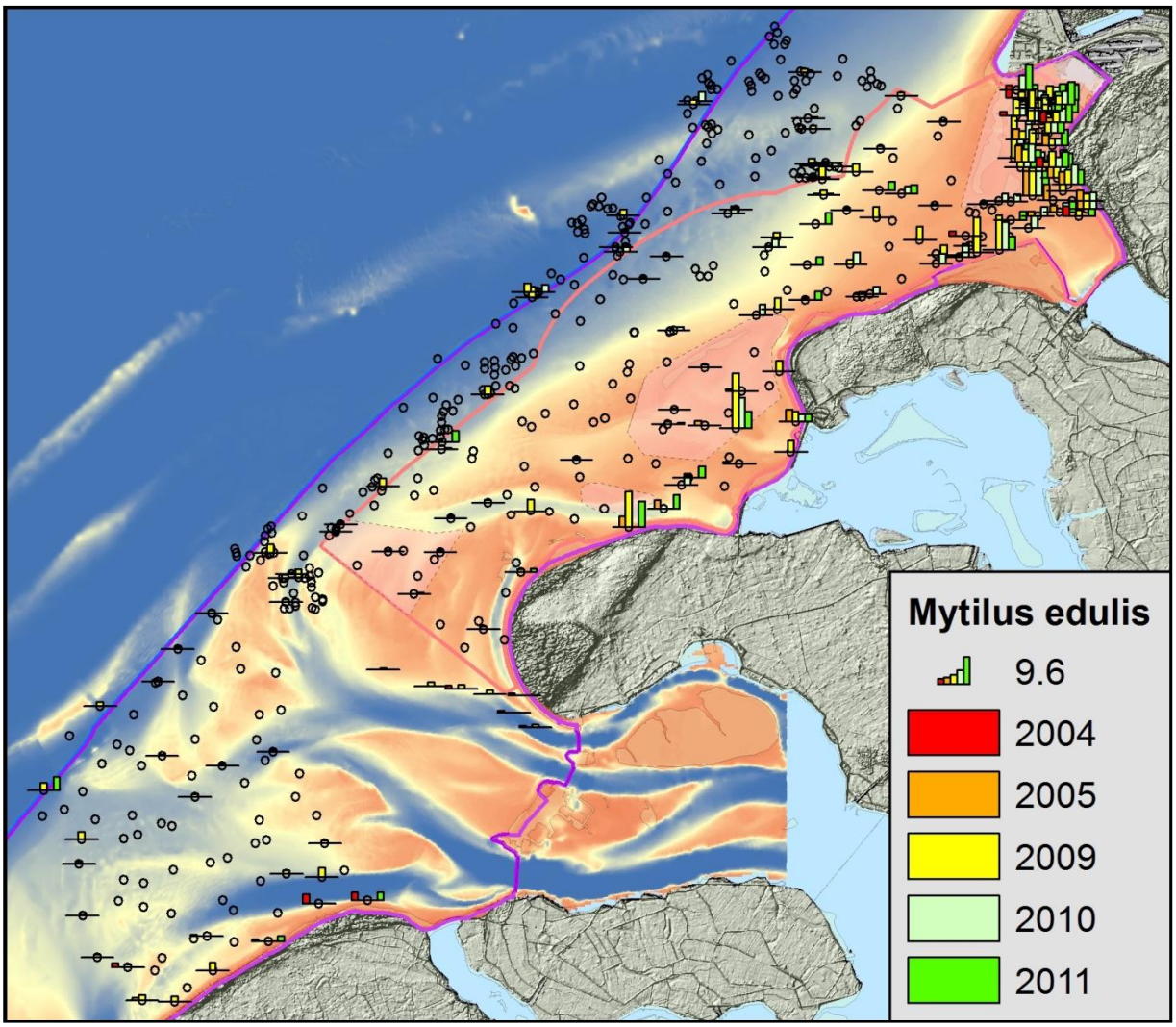
Figuur 2.22 *Biomassa (mg AFDW/m^2 na vierdemachtsworteltransformatie) van Cerastoderma edule door de monsterjaren heen. De schaal is in de legende weergegeven als staafdiagram, met de waarde horend bij de staaf met de grootste lengte in dit diagram*

Het voorkomen van *Cerastoderma edule* blijft beperkt tot BB_mond waar de hoogste biomassa's in 2004 en 2005 waargenomen werden (Figuur 2.22). Ondiepe en beschutte gebieden met verlaagde zoutgehalten bij de Haringvlietmonding blijken uitzonderlijk gunstig voor de ontwikkeling van kokkelbanken die nergens anders in de Voordelta waar te nemen zijn (Craeymeersch et al., 1990). De neergaande trend van het kokkelbestand die hier is waargenomen tussen 2004-2005 komt overeen met de resultaten van de WOT schelpdierensurvey (Goudswaard et al., 2008) in de Voordelta.



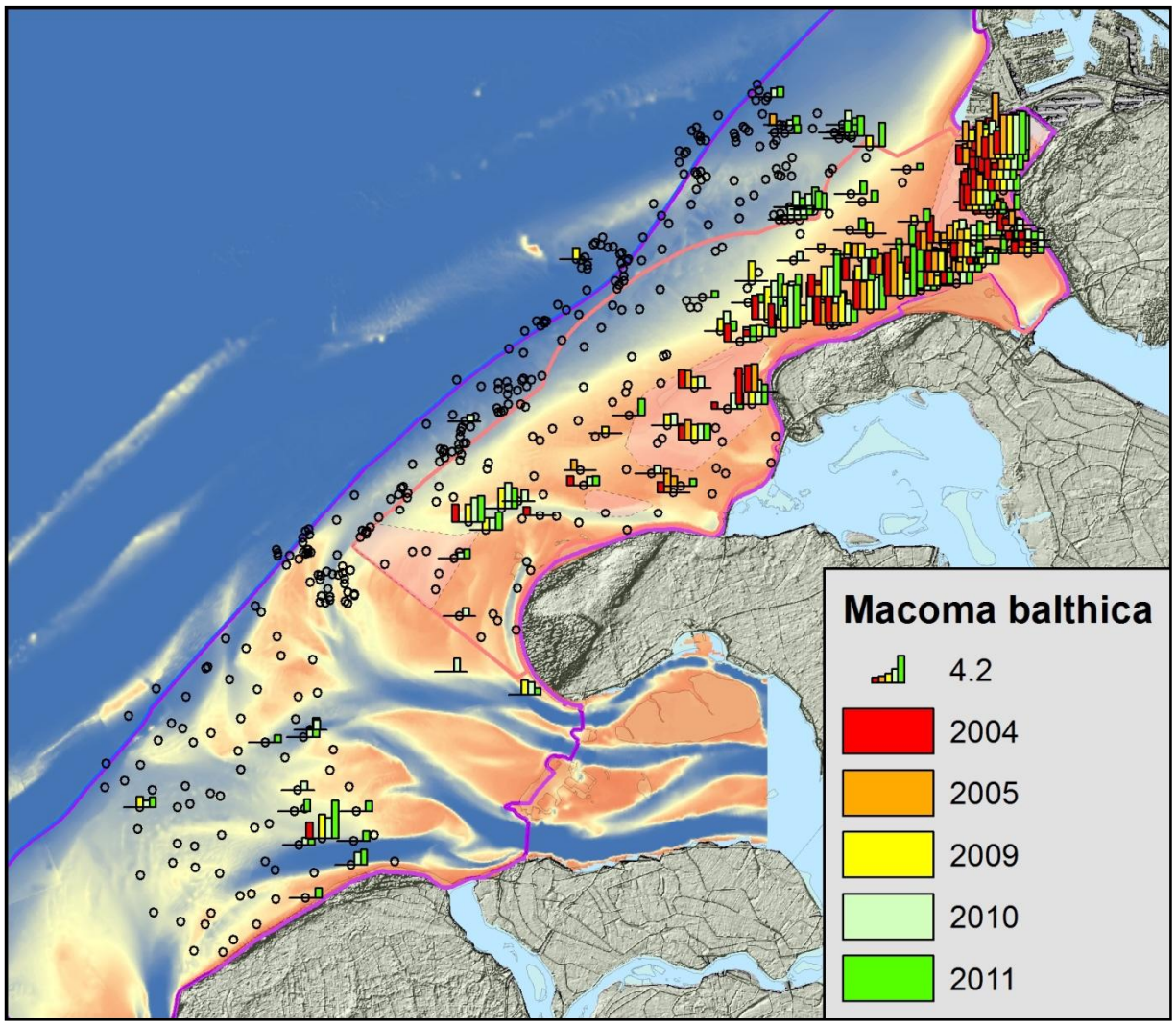
Figuur 2.23 *Biomassa (mg AFDW/m^2 na vierdemachtsworteltransformatie) van Mya arenaria door de monsterjaren heen. De schaal is in de legende weergegeven als staafdiagram, met de waarde horend bij de staaf met de grootste lengte in dit diagram*

Zoals bij *Cerastoderma edule* zijn de hoogste biomassa's van *Mya arenaria* aangetroffen in BB_mond (Figuur 2.23). Op de meeste locaties neemt de biomassa van *M. arenaria* af tussen 2004-2005 en 2010-2011. Echter zijn er ook een aantal locaties, vooral nabij de Oostvoornse strand, met hoge biomassa van *M. arenaria* tussen 2009 en 2011. In tegenstelling tot *C. edule* blijven hoge biomassa's niet beperkt tot BB_mond maar zijn ook aangetroffen in BB_zra tussen de koppen van Goeree en Schouwen. Daar ook zijn de hoogste biomassa's waargenomen in 2004-2005 en 2010.



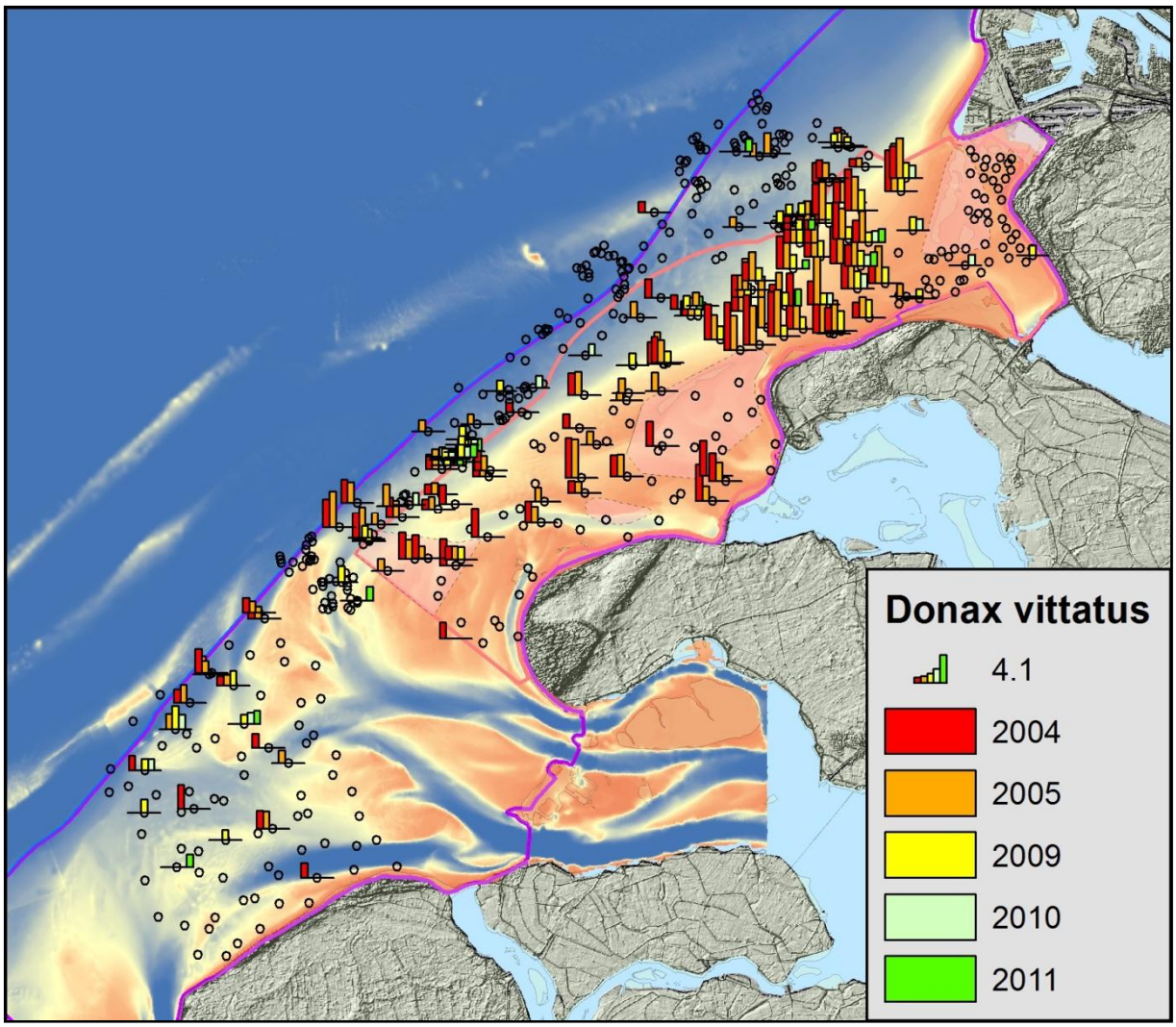
Figuur 2.24 *Biomassa (mg AFDW/m^2 na vierdemachtsworteltransformatie) van Mytilus edulis door de monsterjaren heen. De schaal is in de legende weergegeven als staafdiagram, met de waarde horend bij de staaf met de grootste lengte in dit diagram*

Mytilus edulis komt meestal voor bij de Haringvlietmonding (BB_mnd) en ook incidenteel bij de Oosterschelde monding (BB_zra) (Figuur 2.24). In beide gebieden werden hogere biomassa's bereikt tussen 2009 en 2011 dan in 2004-2005.



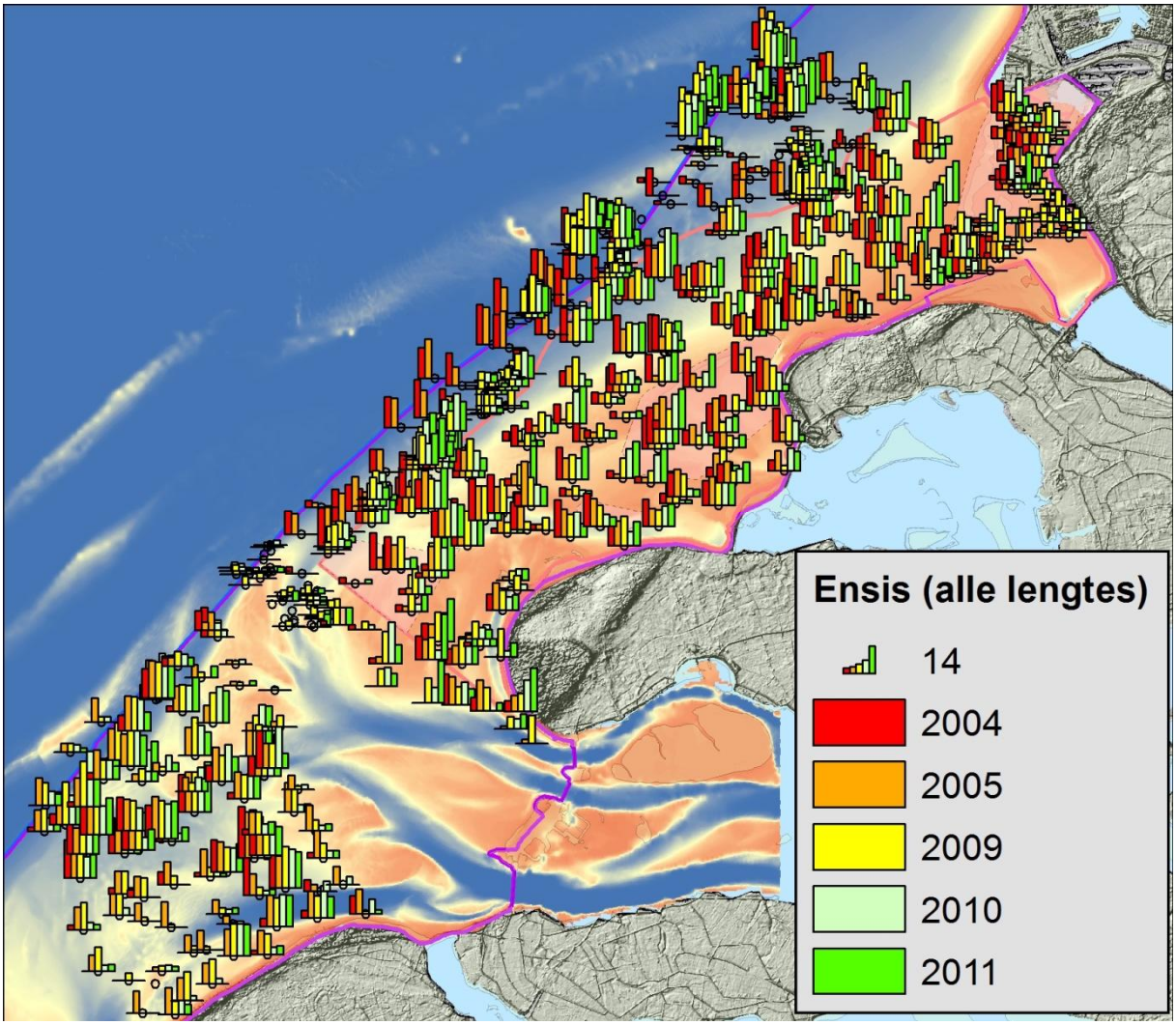
Figuur 2.25 Biomassa (mg AFDW/m^2 na vierdemachtsworteltransformatie) van Macoma balthica door de monsterjaren heen. De schaal is in de legende weergegeven als staafdiagram, met de waarde horend bij de staaf met de grootste lengte in dit diagram

Macoma balthica komt vooral voor in de nabijheid van de Haringvlietmonding tussen het beschutte gebied tussen de Maasvlakte en de Hinderplaat (BB_mond) tot aan de kop van Goeree (BB_zrb) (Figuur 2.25). Richting het Zuiden op de zandplaten van BB_zrb en naar het Westen (noordelijke rand van RefWest_zrb) zijn er ook enkele waarnemingen van *M. balthica*. Op de locaties waar hoge biomassa's getroffen zijn, is er in de tijd een lichte (niet significante) toename van de biomassa waar te nemen. *M. balthica* komt nauwelijks voor in de overige deelgebieden (zuid van RefWest_zrb, RefWest_zra, RefZuid en RefZrand).



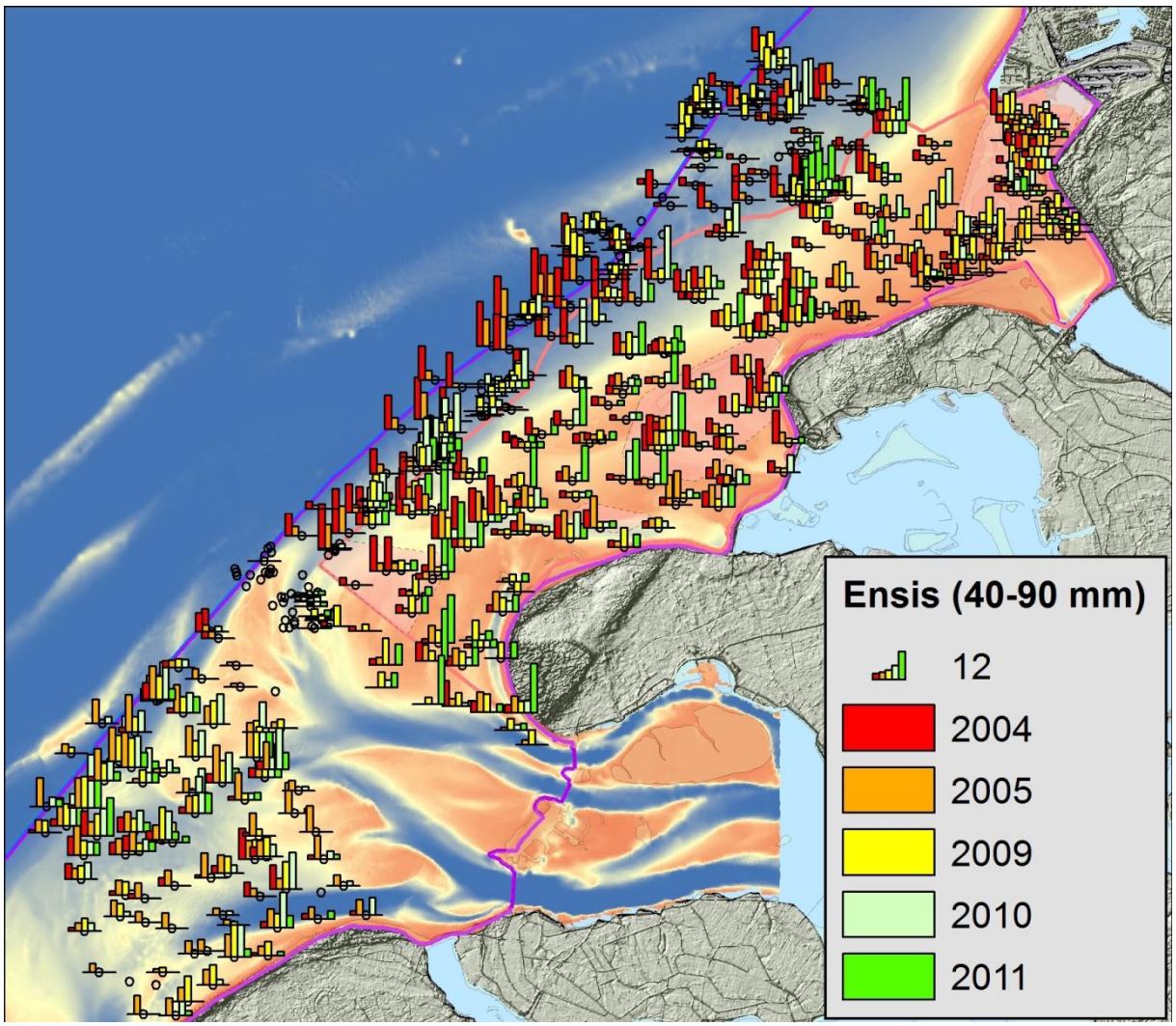
Figuur 2.26 *Biomassa (mg AFDW/m^2 na vierdemachtsworteltransformatie) van Donax vittatus door de monsterjaren heen. De schaal is in de legende weergegeven als staafdiagram, met de waarde horend bij de staaf met de grootste lengte in dit diagram*

De biomassa's van *Donax vittatus* zijn op hun hoogste in BB_zrb, waar die soort zelden getroffen wordt aan de westelijke kant in het diepere RefWest_zrb en, aan de oostelijke kant, in het onder invloed van zoetwater toevoer BB_mond (Figuur 2.26). In de overige gebieden BB_zra, Ref_zra en RefZuid komt die soort minder vaak voor en met lagere biomassa dan in BB zrb. In alle gevallen is er een significant dalende trend in de biomassa van *Donax vittatus* tussen 2004-2005 en de jaren erna. Deze neergaande trend komt overeen met de resultaten van de WOT schelpdiersurvey waar, na het bereiken van historische niveaus's in 2000-2001, de biomassa's van *D. vittatus* gestaag afnemen tussen 2001 en 2005 om daarna op een relatief lage niveau te blijven schommelen.



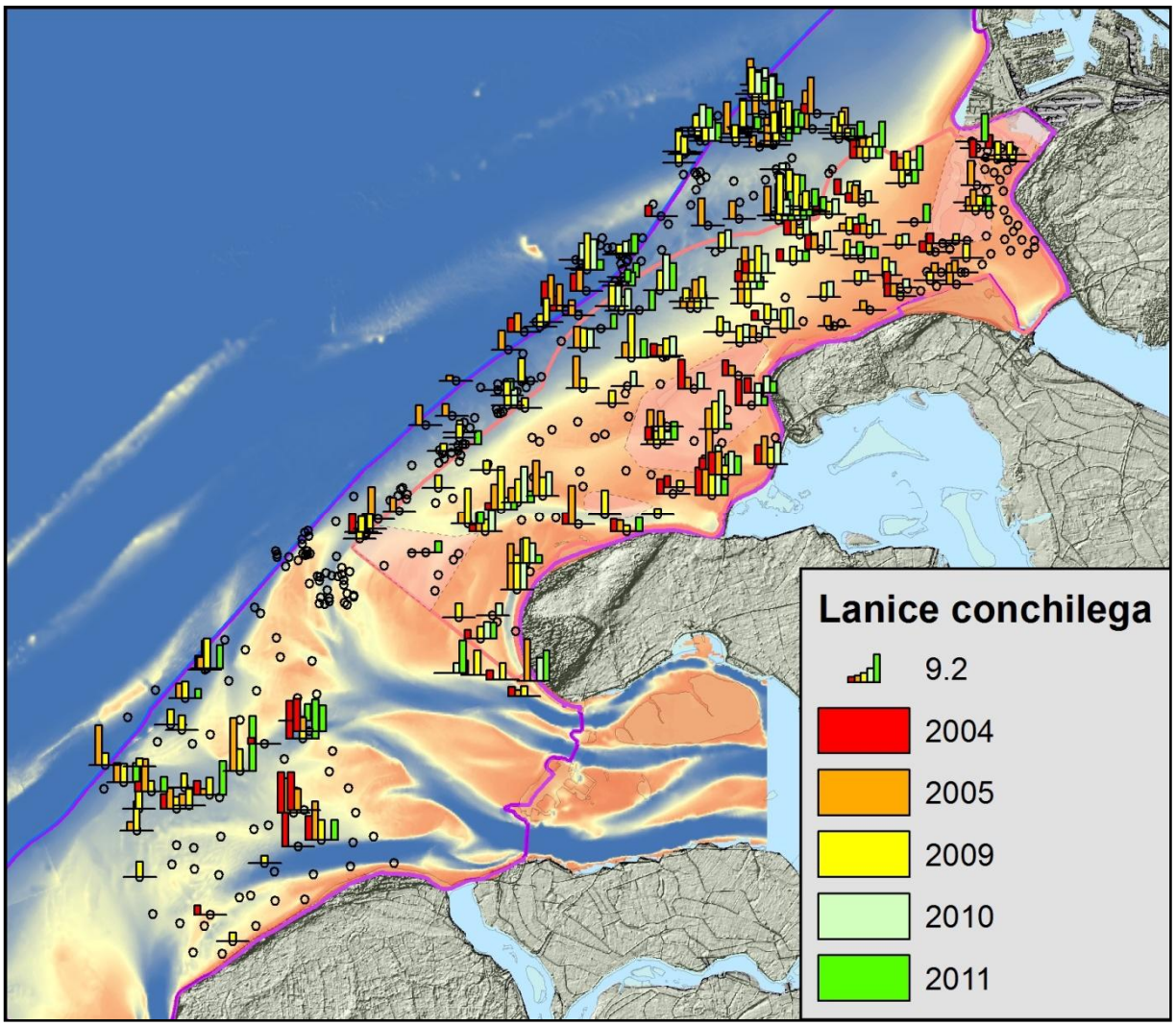
Figuur 2.27 Biomassa (mg AFDW/m^2 na vierdemachtsworteltransformatie) van Ensis (alle lengtes) door de monsterjaren heen. De schaal is in de legende weergegeven als staafdiagram, met de waarde horend bij de staaf met de grootste lengte in dit diagram

De ruimtelijke verspreiding van de *Ensis* biomassa's en van de temporele veranderingen daarin laat grote variaties zien binnen elke gebied. In RefWest_zra kon er nog een afnemende trend bespeurd (Figuur 2.27*Figuur*). Bij de overige gebieden waar een significant verband gevonden werd tussen het jaartal en de *Ensis* biomassa Tabel 2.8) komen uiteenlopende variatiepatronen voor die wel enigszins ruimtelijk geclusterd lijken te zijn op de kaart in Figuur 2.27.



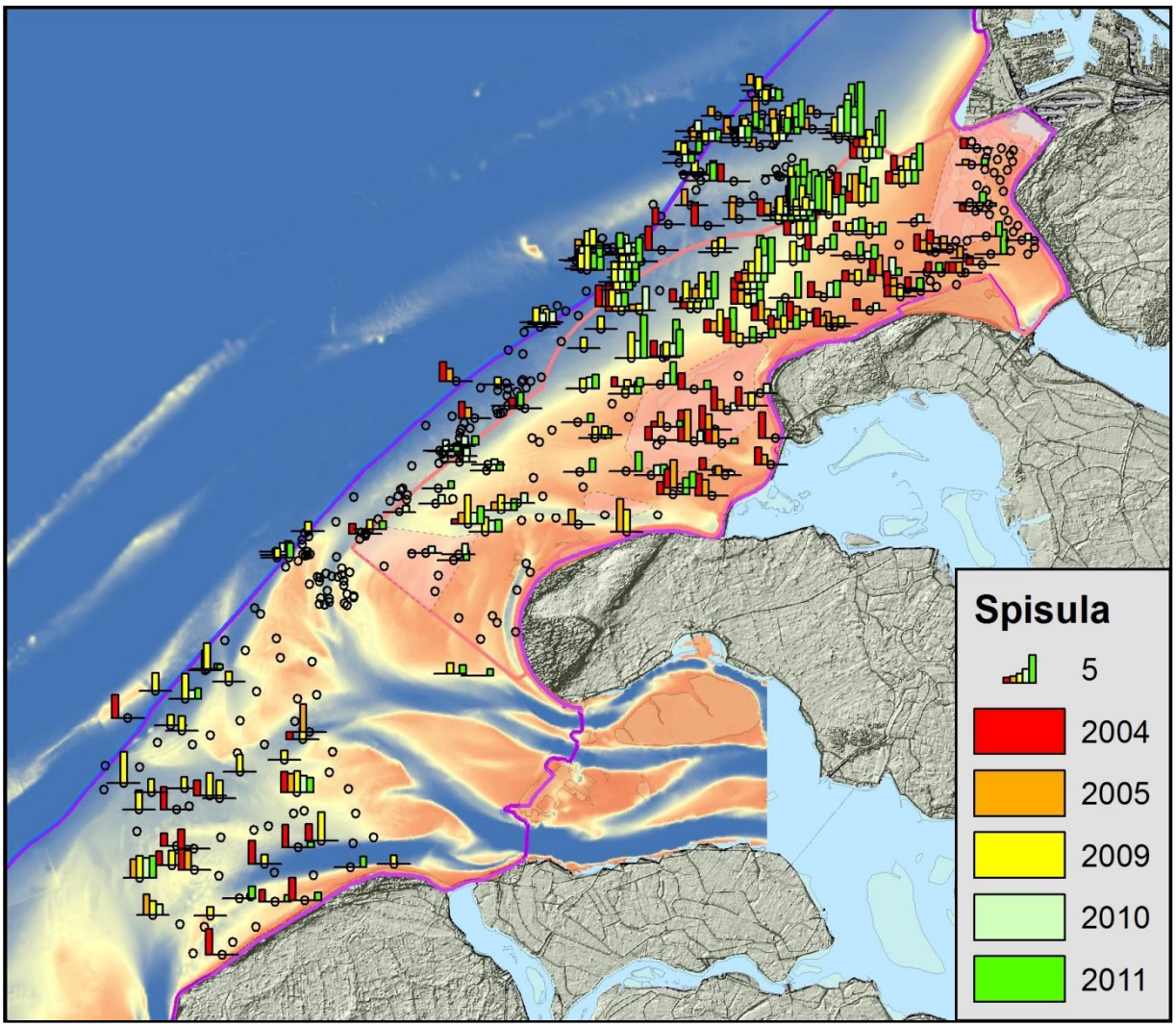
Figuur 2.28 *Biomassa (mg AFDW/m^2 na vierdemachtsworteltransformatie) van de Ensis fractie (40-90 mm) beschikbaar als voedsel voor de zwarte zee-eend door de monsterjaren heen. De schaal is in de legende weergegeven als staafdiagram, met de waarde horend bij de staaf met de grootste lengte in dit diagram*

De afnemende trend die voor totale biomassa aan *Ensis* waargenomen kon worden in RefWest_zra treedt ook op in RefWest_zrb, wel in minder maat, voor de fractie van de *Ensis* biomassa (40-90mm) beschikbaar voor de Zee-eend (Figuur 2.28). In RefWest_zrb zijn er ook relatief veel locaties met hogere *Ensis* biomassa in 2009 en 2010. Zoals bij de *Ensis* totale biomassa komen uiteenlopende en enigszins ruimtelijk geclusterde variatiepatronen voor in de overige gebieden waar geen significant verband gevonden werd met het jaartal.



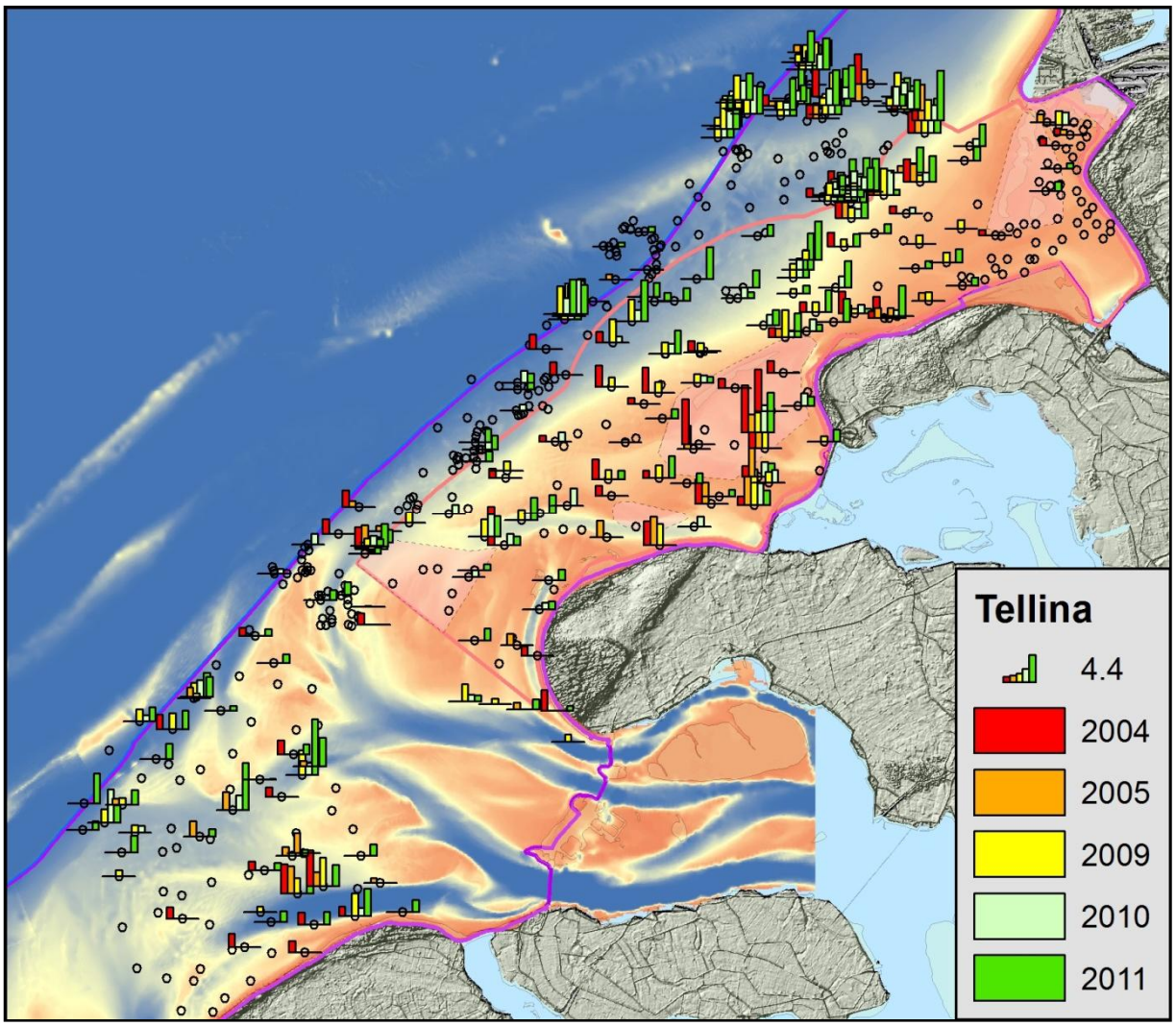
Figuur 2.29 *Biomassa (mg AFDW/m^2 na vierdemachtswortelteransformatie) van Lanice conchilega door de monsterjaren heen. De schaal is in de legende weergegeven als staafdiagram, met de waarde horend bij de staaf met de grootste lengte in dit diagram*

Zoals bij *Ensis* komen zeer uiteenlopende variatiepatronen in de biomassa van *Lanice conchilega* binnen elk deelgebied voor, waardoor ook voor die soort geen lineair verband gevonden kon worden tussen de veranderingen in biomassa en het jaartal (Figuur 2.29). Slechts in BB_zrb en RefWest_zrb werd een significant verband aangetoond met hoge biomassas tussen 2005 en 2010. Zoals bij de overige soorten blijken vergelijkbare niveaus en variatiepatronen in de biomassa van *L. conchilega* ruimtelijk geclusterd lijken te zijn op de kaart in Figuur 2.29.



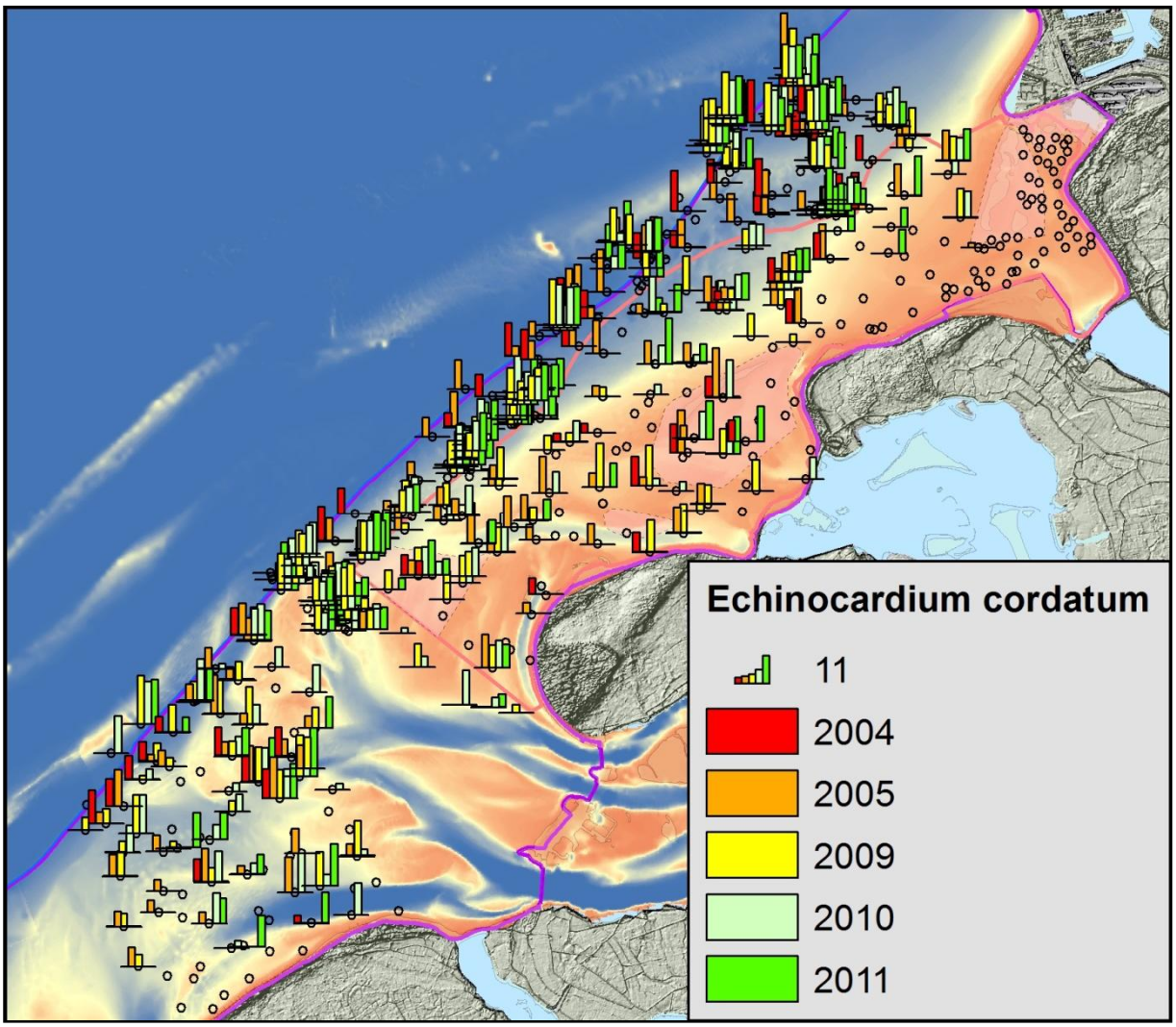
Figuur 2.30 *Biomassa (mg AFDW/m^2 na vierdemachtsworteltransformatie) van Spisula door de monsterjaren heen. De schaal is in de legende weergegeven als staafdiagram, met de waarde horend bij de staaf met de grootste lengte in dit diagram*

De biomassa's van *Spisula* tonen een sterke afnemende gradiënt van noord naar zuid (Figuur 2.30). De hoogste biomassa's zijn waargenomen in BB_zrb en Ref_zrb (buitenrand en midden) en nemen sterk af naar het Oosten toe, in de richting van de Haringvlietmonding (BB_mond) en naar het Zuiden toe naar Ref_zra en BB_zra en RefZuid. Waar *Spisula* vooral dicht bij de kust (*ca* 5 km) langs de kop van Goeree tot aan de uitmonding van de Oosterschelde in 2004-2005 werd aangetroffen, kwam de soort aan de buitenkant van dit gebied (BB_zrb) meer voor tussen 2009 en 2011.



Figuur 2.31 *Biomassa (mg AFDW/m^2 na vierdemachtsworteltransformatie) van Tellina door de monsterjaren heen. De schaal is in de legende weergegeven als staafdiagram, met de waarde horend bij de staaf met de grootste lengte in dit diagram*

Zoals *Spisula*, werd *Tellina* vooral getroffen op de buitenrand van RefWest_zrb en op een strook tussen de buitenkant van de Hinderplaat tot aan de uitmonding van de Oosterschelde (BB_zrb/BB_zra) (Figuur 2.31). *Tellina* komt nauwelijks voor in de Haringvlietmonding. Verder naar het zuiden (BB_zra, RefZuid) komt *Tellina* slechts sporadisch voor. Op de buitenrand van RefWest_zrb en in BB_zrb zijn de hogere biomassa vooral waargenomen in 2011 waar bij de uitmonding van de Oosterschelde dit in 2004-2005 het geval was (Figuur 2.31).



Figuur 2.32 *Biomassa (mg AFDW/m^2 na vierdemachtswortelteransformatie) van Echinocardium cordatum door de monsterjaren heen. De schaal is in de legende weergegeven als staafdiagram, met de waarde horend bij de staaf met de grootste lengte in dit diagram*

Echinocardium cordatum is volkomen afwezig in een brede strook tussen het gebied achter de hinderplaat tot de kop van Goeree wat zeer waarschijnlijk te maken met de gevoeligheid van de larven van deze stekelhuidigen voor snelle veranderingen in zoutgehaltes die zich voordoen in de nabijheid van de Haringvlietmonding (Figuur 2.32). Hoge biomassa van *E. cordatum* komen vaker voor in RefWest_zra en RefWest_zrb dan in BB_zra, BB_zrb en Ref_zuid. Op vele locaties waar hoge biomassa's van *E. cordatum* waargenomen zijn in 2004-2005 komt die soort niet meer voor tussen 2009 en 2011 en, waar hoge biomassa's waargenomen zijn in 2009-2010, was *E. cordatum* weinig of niet aanwezig in de begin jaren (2004-2005). Deze ruimtelijk tegengestelde tendensen verklaren de afwezigheid van een significant verband tussen de biomassa's van *E. cordatum* en het jaartal.

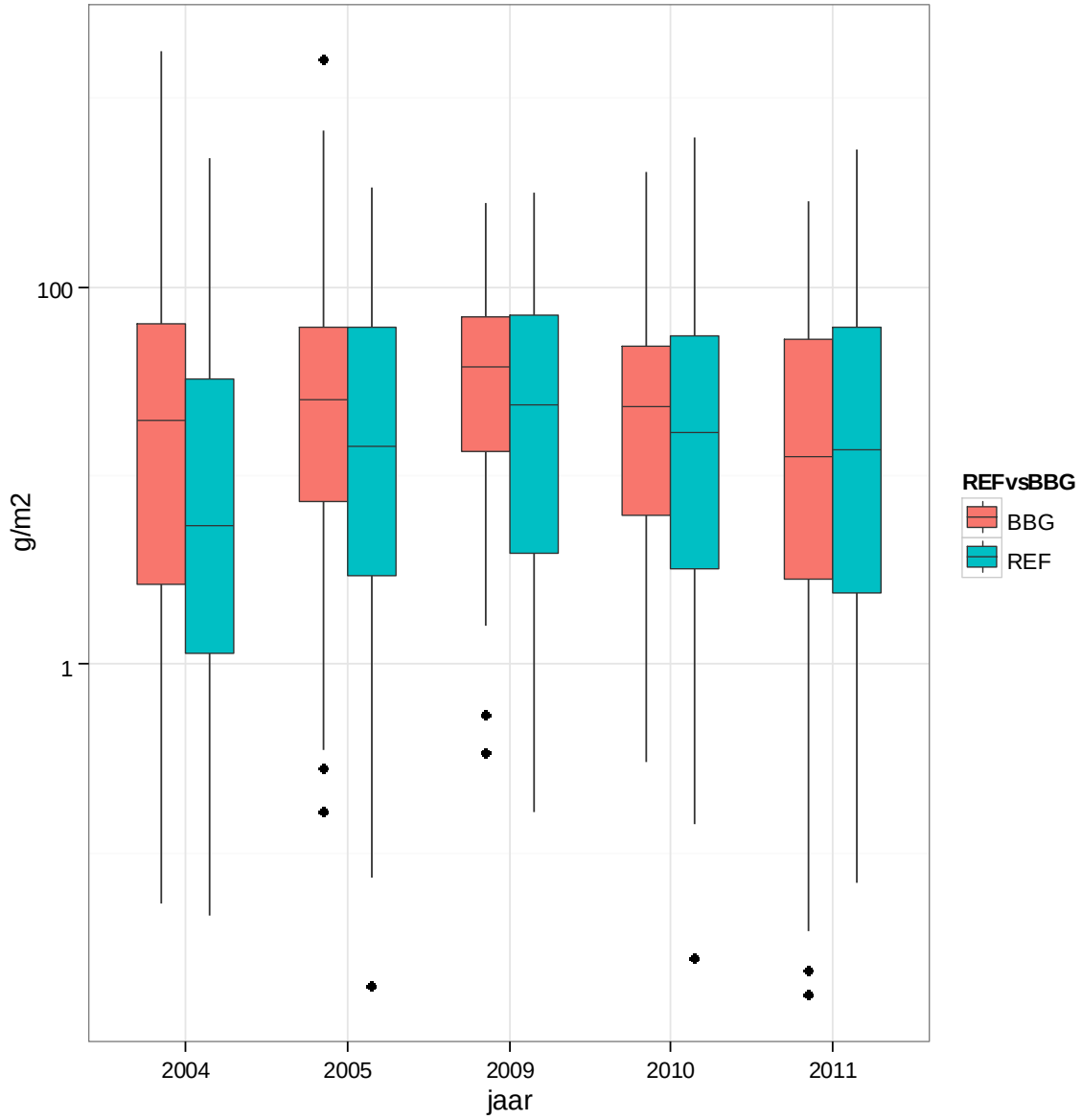
2.3.2 Temporele trends

De biomassa prooien voor typische vissen is bijna altijd gelijk aan de totale biomassa (vergelijk Tabel 2.10 met Tabel 2.11). Er zijn daarom verder geen aparte analyses uitgevoerd voor de biomassa prooien voor typische vissen.
Hetzelfde geldt voor de productiviteit. De trends volgende deze van de totale biomassa (zie Figuur 2.35).

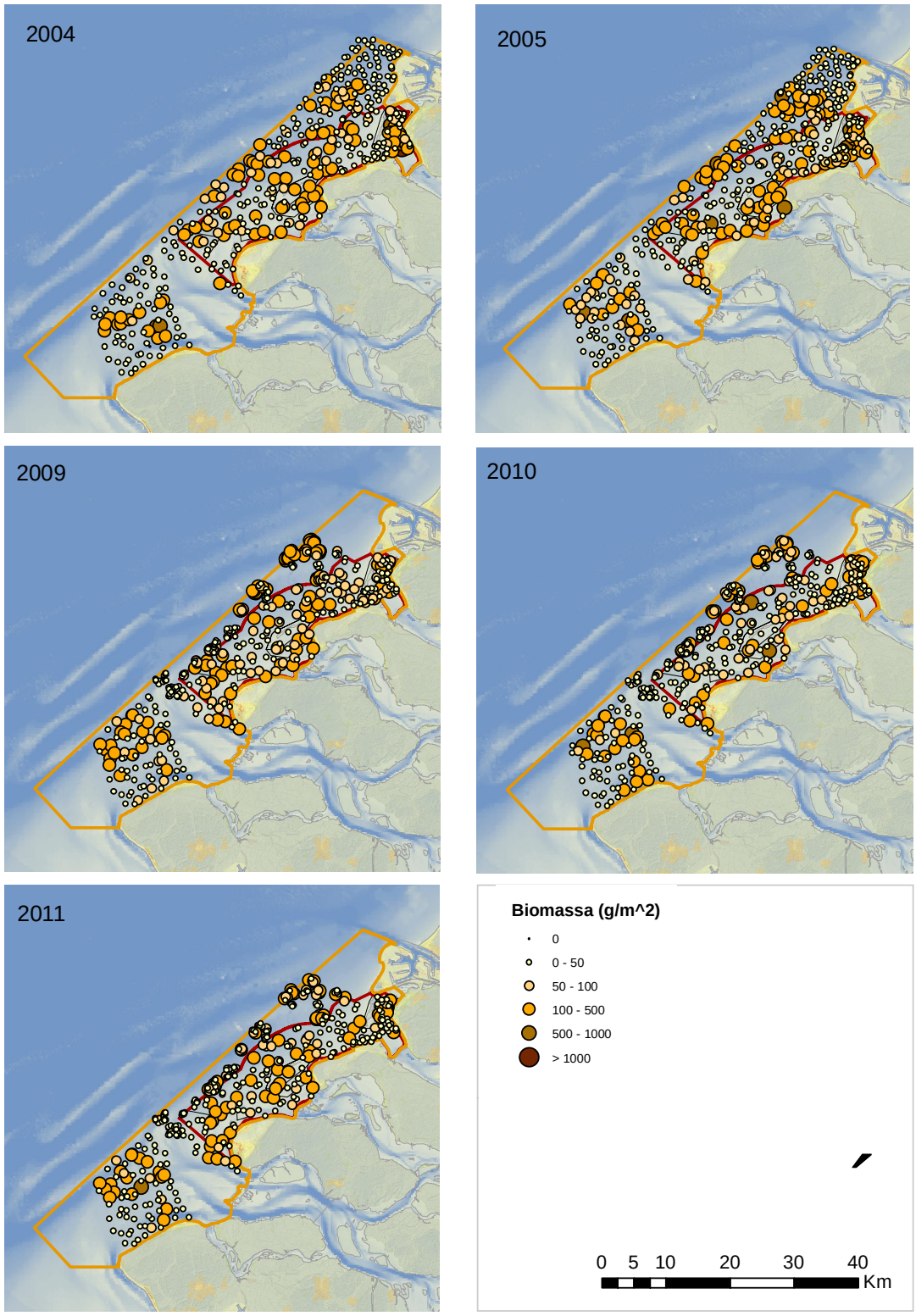
In zowel de referentiegebieden als het bodembeschermingsgebied was de mediane waarde van de totale biomassa (bepaald uit combinatie van box-corer en bodemschaaf) in 2005 hoger dan in 2004 en in 2009 het hoogst gevolgd door een afname (Figuur 2.33). De gemiddelde waarde was in het bodembeschermingsgebied hoger tijdens de nulmetingen (2004, 2005) dan in de latere jaren. In de referentiegebieden bleef de gemiddelde waarde de hele onderzoeksperiode ongeveer gelijk (Tabel 2.10). Temporele en ruimtelijke verschillen worden gegeven in Figuur 2.34.

Tabel 2.10 Totale biomassa aan bodemdieren (g AFDW m^{-2}) in referentiegebieden (REF) en bodembeschermingsgebied (BBG): het aantal waarnemingen (nbr.val), het aantal nulwaardes (nbr.null), de minimale waarde (min), de maximale waarde (max), de mediane waarde (median), de gemiddelde waarde (mean), de standaardfout van het gemiddelde (SE.mean), de standaarddeviatie (std.dev.) en de variatiecoëfficiënt (coef.var.) [data niet gewogen naar oppervlakte van deelgebieden, en dus niet gewogen naar grootte van de gridcellen]

gebied	jaar	nbr.val	nbr.null	min	max	median	mean	SE.mean	std.dev	coef.var
BBG	2004	171	0	3	1772404.0	18862.6	57718.2	12185.7	159349.3	2.8
	2005	171	0	165	1586338.0	25795.6	68259.9	12518.5	163700.3	2.4
	2009	170	0	337	275489.0	36483.0	44722.8	3288.4	42874.9	1.0
	2010	170	0	303	407847.8	23007.2	41835.6	4783.0	62362.9	1.5
	2011	167	0	0	282940.1	10752.8	40194.6	4924.9	63643.3	1.6
REF	2004	230	1	0	483504.9	5362.2	36137.0	4467.7	67756.3	1.9
	2005	231	0	20	339798.5	14481.3	43957.4	4279.8	65047.6	1.5
	2009	240	0	164	315681.7	23917.0	49296.0	4030.3	62437.6	1.3
	2010	239	0	28	615221.1	16823.6	46242.3	4876.1	75382.3	1.6
	2011	240	0	69	538993.3	13456.8	47994.0	5122.2	79353.0	1.7

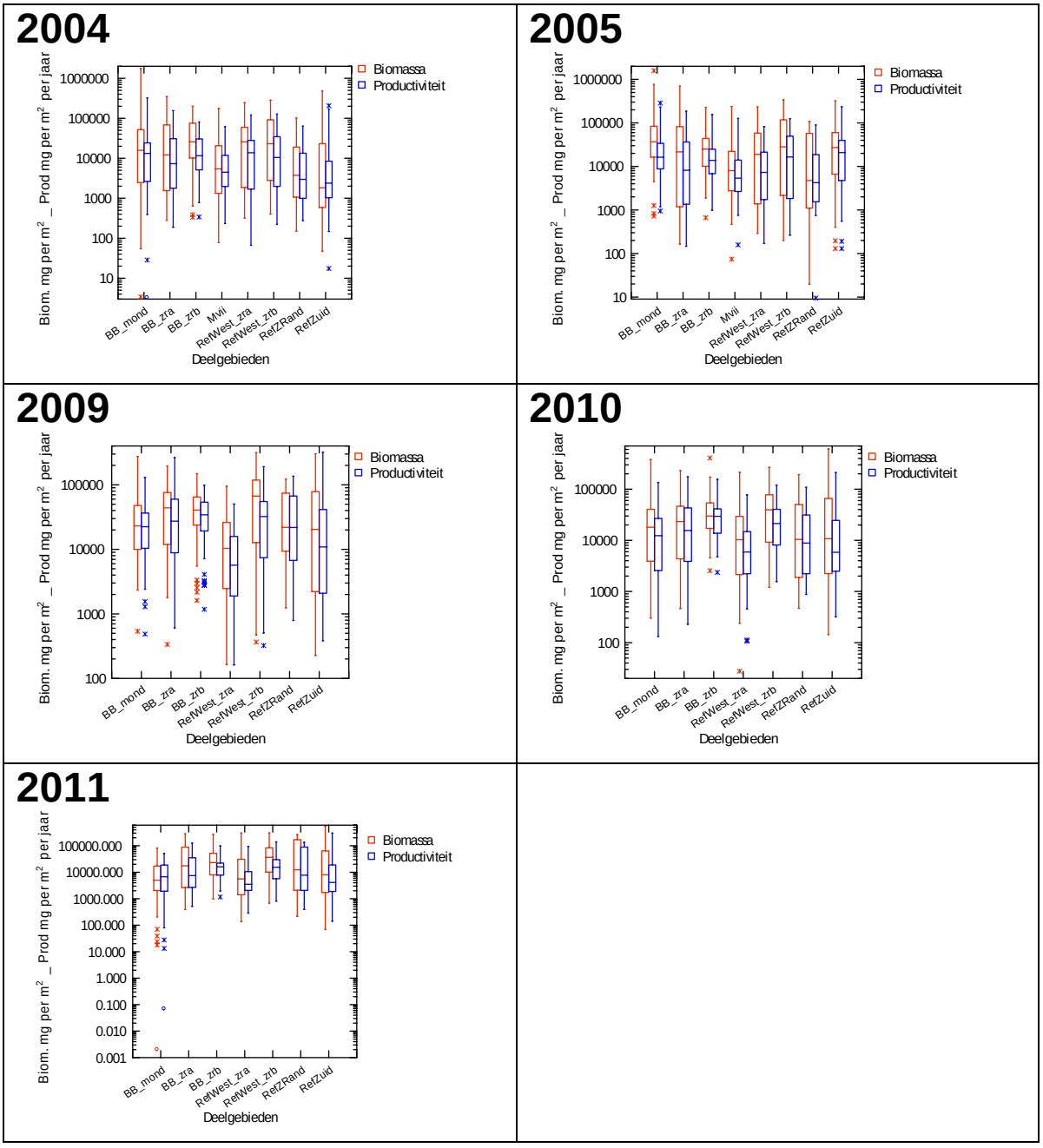


Figuur 2.33 *Temporeel verloop van de totale biomassa aan bodemdieren (Btot in AFDW, g/m^2) in bodembeschermingsgebied (BBG) en referentiegebieden (REF), weergegeven als box-and-whisker plots. De rechthoek geeft de waarden aan van het 25% tot het 75% percentiel, de verticale lijnen de waarden tot 1,5* dit bereik, en hogere en lagere waarden als afzonderlijke punten. [data niet gewogen naar oppervlakte van deelgebieden, en dus niet gewogen naar grootte van de gridcellen]*



bron: Topografie (AHN1 - RWS DID, bathymetrie - RWS DID), Nederland (Rijkswaterstaat Noordzee), Overige kaarten (Rijkswaterstaat Data en ICT Dienst (DID))

Figuur 2.34 Totale biomassa bodemdieren (gAFDW/m^2)



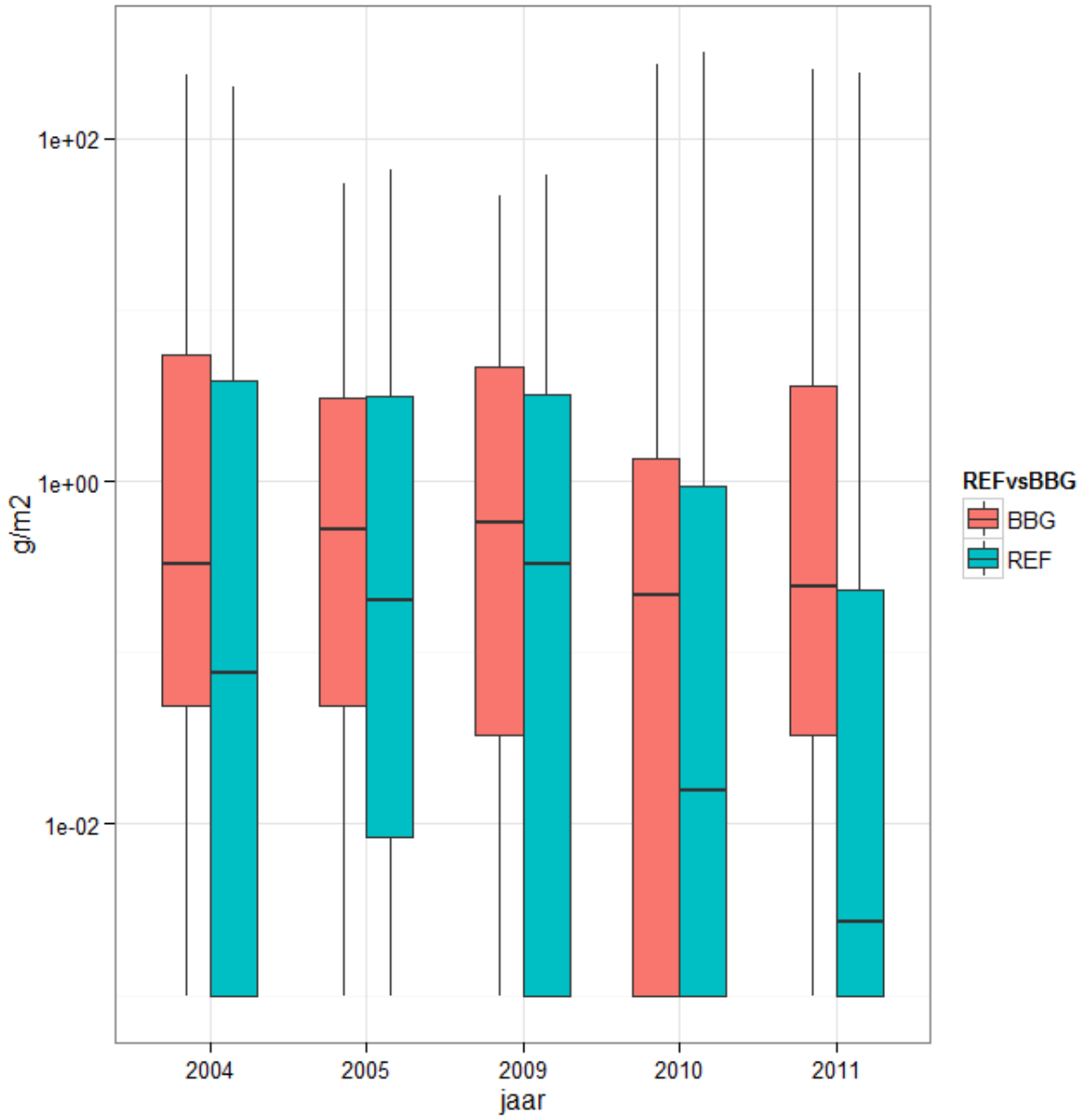
Figuur 2.35 *Totale biomassa en productiviteit bodemdieren (na Brey's P-B model), weergegeven als box-and-whisker plots. De rechthoek geeft de waarden aan van het 25% tot het 75% percentiel, de verticale lijnen de waarden tot 1.5* dit bereik, en hogere en lagere waarden als afzonderlijke punten*

Figuur 2.36 en 2.37 geven de totale biomassa voor de prooidieren voor zwarte zee-eenden. Er blijken duidelijk ruimtelijke en temporele verschillen. Zo worden in 2004 vooral zeewaarts van het BBG hoge biomassa's gevonden, in 2010 ook in het zuidelijke referentiegebied en in 2011 weer vooral in het BBG.

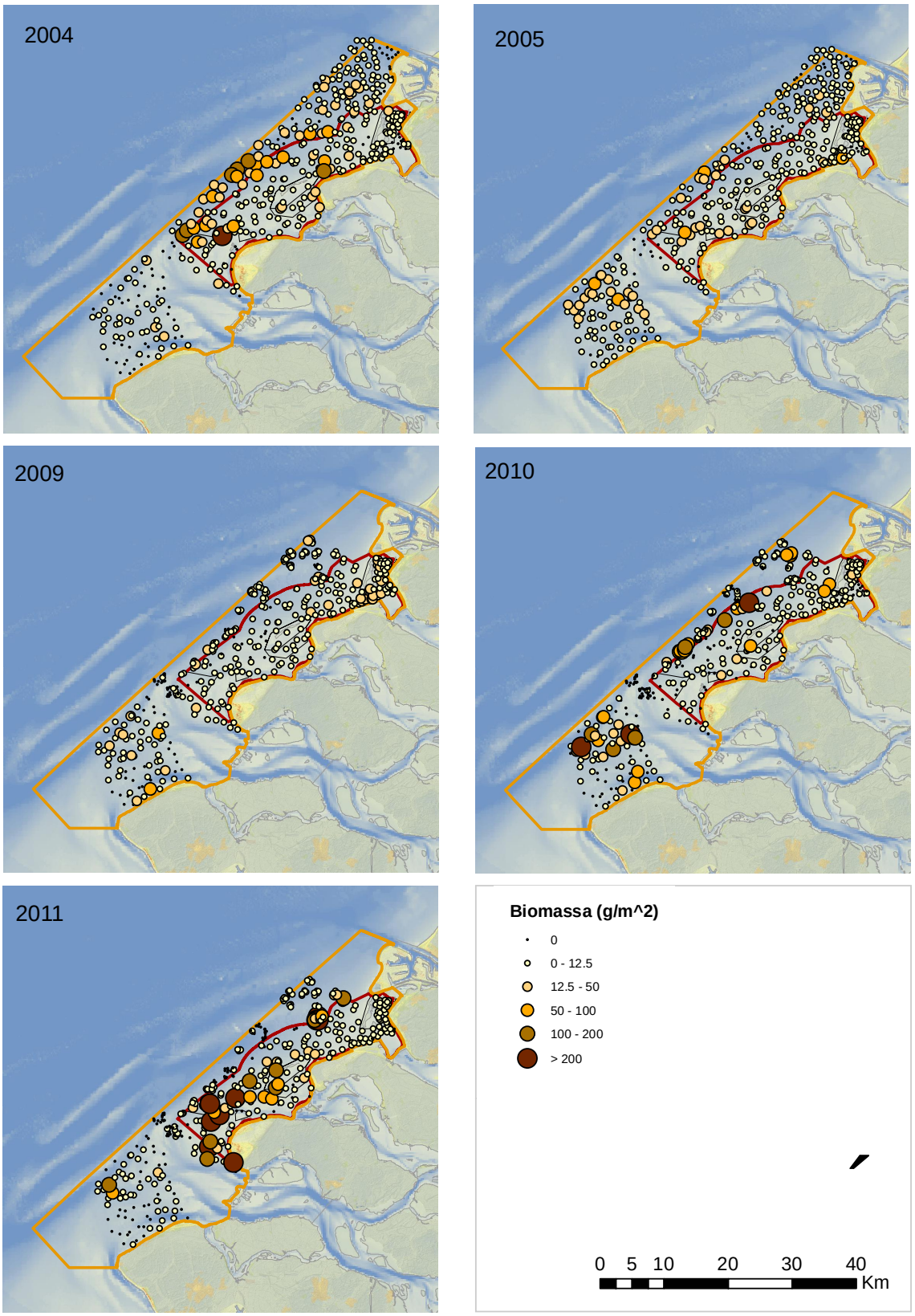
De mediane waarde van de biomassa prooien voor zwarte zee-eenden was in de referentiegebieden heel wat lager in de periode 2009-2011 dan in de periode 2004-2005 (zelfs 0 in het referentiegebied omdat op de meeste locaties geen prooidieren voor zwarte zee-eenden aanwezig zijn). In het bodembeschermingsgebied was de biomassa in 2005 lager dan in 2004, en in 2009 het laagst gevolgd door een toename. De gemiddelde waardes volgen een iets ander temporeel patroon (Tabel 2.11*Tabel*). In het bodembeschermingsgebied is in 2011 de hoogste waarde gemeten: 63% hoger dan in 2004, 2.5- tot bijna 20-maal zo hoog als in de periode 2005-2010.

Tabel 2.11 Biomassa aan prooidieren voor zwarte zee-eenden (B_vogels) en vis (B_vis) (g AFDW m^{-2}) in referentiegebieden (REF) en bodembeschermingsgebied (BBG): het aantal waarnemingen (nbr.val), het aantal nulwaardes (nbr.null), de minimale waarde (min), de maximale waarde (max), de mediane waarde (median), de gemiddelde waarde (mean), de standaardfout van het gemiddelde (SE.mean), de standaarddeviatie (std.dev.) en de variatiecoëfficiënt (coef.var.).[data niet gewogen naar oppervlakte van deelgebieden, en dus niet gewogen naar grootte van de gridcellen

parameter	gebied	jaar	nbr.val	nbr.null	min	max	median	mean	SE.mean	std.dev	coef.var
B_vogels	BBG	2004	171	18	0	233	0.3	9.2	2.0	25.8	2.8
		2005	171	14	0	54	0.5	3.9	0.7	8.9	2.3
		2009	170	22	0	47	0.6	3.8	0.6	7.6	2.0
		2010	170	44	0	272	0.2	5.8	2.0	25.5	4.4
		2011	167	21	0	253	0.2	15.8	3.6	46.6	3.0
	REF	2004	230	65	0	198	0.1	9.7	1.9	28.7	3.0
		2005	231	39	0	65	0.2	4.9	0.7	11.2	2.3
		2009	240	77	0	61	0.3	3.4	0.5	7.7	2.3
		2010	239	105	0	318	0.0	12.1	2.5	38.2	3.2
		2011	240	117	0	240	0.0	8.1	2.3	36.1	4.5
B_vis	BBG	2004	171	0	3	1772	18.9	57.7	12.2	159.3	2.8
		2005	171	0	165	1586	25.8	68.3	12.5	163.7	2.4
		2009	171	10	0	275	32.4	42.2	3.3	43.0	1.0
		2010	171	15	0	408	19.7	38.7	4.7	61.4	1.6
		2011	167	1	0	283	10.7	40.1	4.9	63.6	1.6
	REF	2004	231	1	0	484	5.3	36.0	4.5	67.6	1.9
		2005	231	0	20	340	14.5	44.0	4.3	65.0	1.5
		2009	240	0	164	316	23.9	49.3	4.0	62.4	1.3
		2010	240	2	0	615	16.8	46.0	4.9	75.3	1.6
		2011	240	0	69	539	13.5	48.0	5.1	79.3	1.7



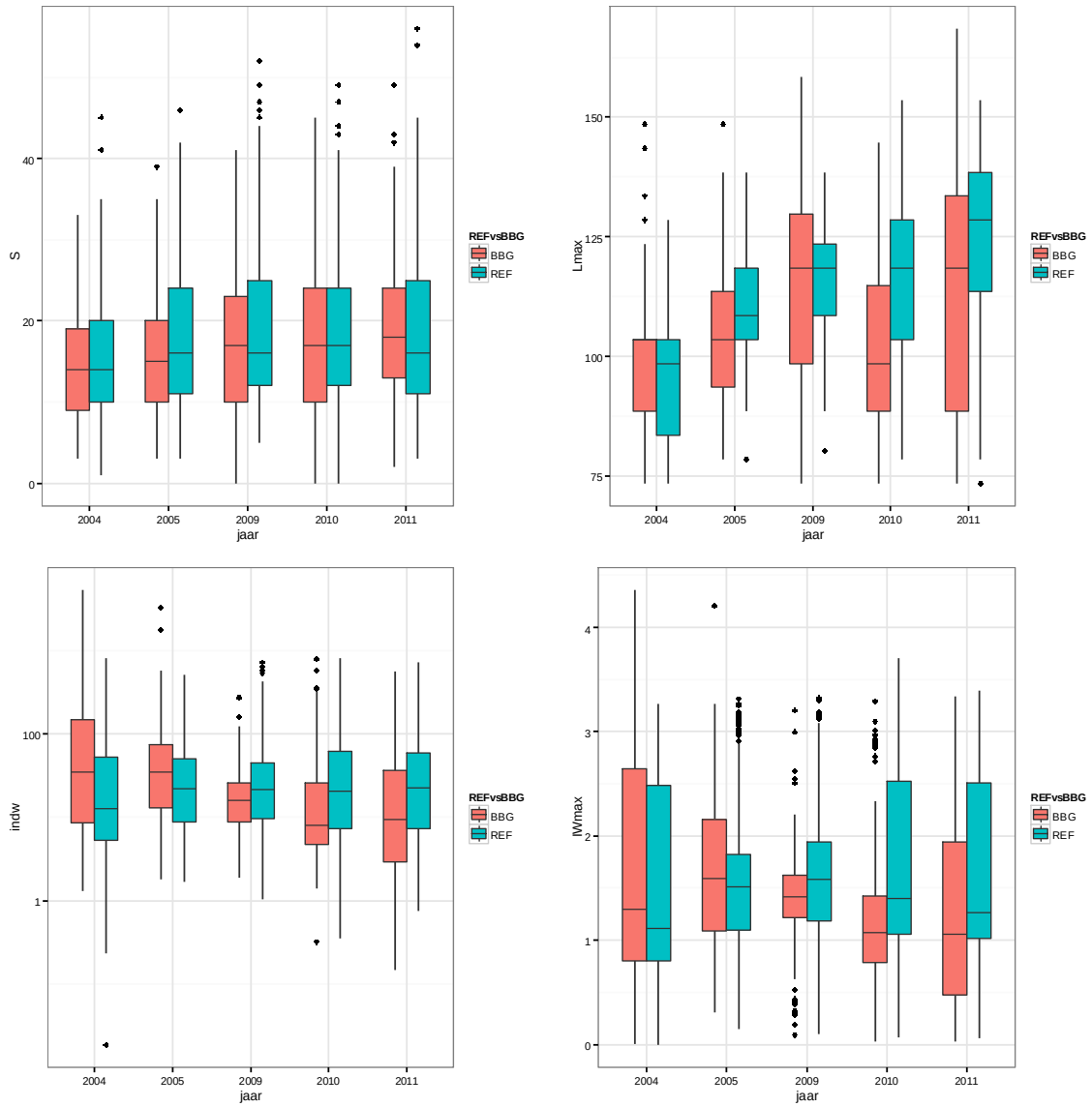
Figuur 2.36 *Temporeel verloop van de biomassa aan bodemdieren (AFDW, g/m^2) als voedsel voor zwarte zeeeenden in bodembeschermingsgebied (BBG) en referentiegebieden (REF), weergegeven als box-and-whisker plots. De rechthoek geeft de waarden aan van het 25% tot het 75% percentiel, de verticale lijnen de waarden tot 1,5* dit bereik, en hogere en lagere waarden als afzonderlijke punten. [data niet gewogen naar oppervlakte van deelgebieden, en dus niet gewogen naar grootte van de gridcellen]*



bron: Topografie (AHN1 - RWS DID, bathymetrie - RWS DID), Nederland (Rijkswaterstaat Noordzee), Overige kaarten (Rijkswaterstaat Data en ICT Dienst (DID))

Figuur 2.37 Biomassa bodemdieren (gAFDW/m^2) als prooi voor zwarte zee-eenden

Het aantal soorten lijkt in de periode 2009-2011 iets hoger dan in de periode 2004-2005, zowel in het bodembeschermingsgebied als in de referentiegebieden (Figuur 2.38).
De maximale lengte van Amerikaanse zwaardschedes is sinds 2009 hoger dan tijdens de nulmetingen. Enkel in het bodembeschermingsgebied is met name in 2010 een groot verschil met de referentiegebieden: mediane waarde in REF ongeveer 12 cm, in BBG maar 9 cm. Kortom, 1-jarige dieren in BBG en 2-jarigen in REF (Figuur 2.38).
Het gemiddeld individueel gewicht is met name in 2010 en 2011 in het bodembeschermingsgebied lager dan in de voorgaande jaren (Figuur 2.38).
Het aandeel grote soorten is in de referentiegebieden met name in 2004 lager dan in de latere jaren, al lijkt er weer een dalende trend. In het bodembeschermingsgebied is het aandeel grote soorten in 2005 hoger dan in 2004, en neemt het nadien weer af (Figuur 2.38).



Figuur 2.38 *Aantal soorten (S), maximale lengte Ensis (Lmax), gemiddeld individueel gewicht (indw) en aandeel grote soorten (IWmax), weergegeven als box-and-whisker plots. De rechthoek geeft de waarden aan van het 25% tot het 75% percentiel, de verticale lijnen de waarden tot 1,5* dit bereik, en hogere en lagere waarden als afzonderlijke punten. [data niet gewogen naar oppervlakte van deelgebieden]*

2.3.3 Habitatmodellering

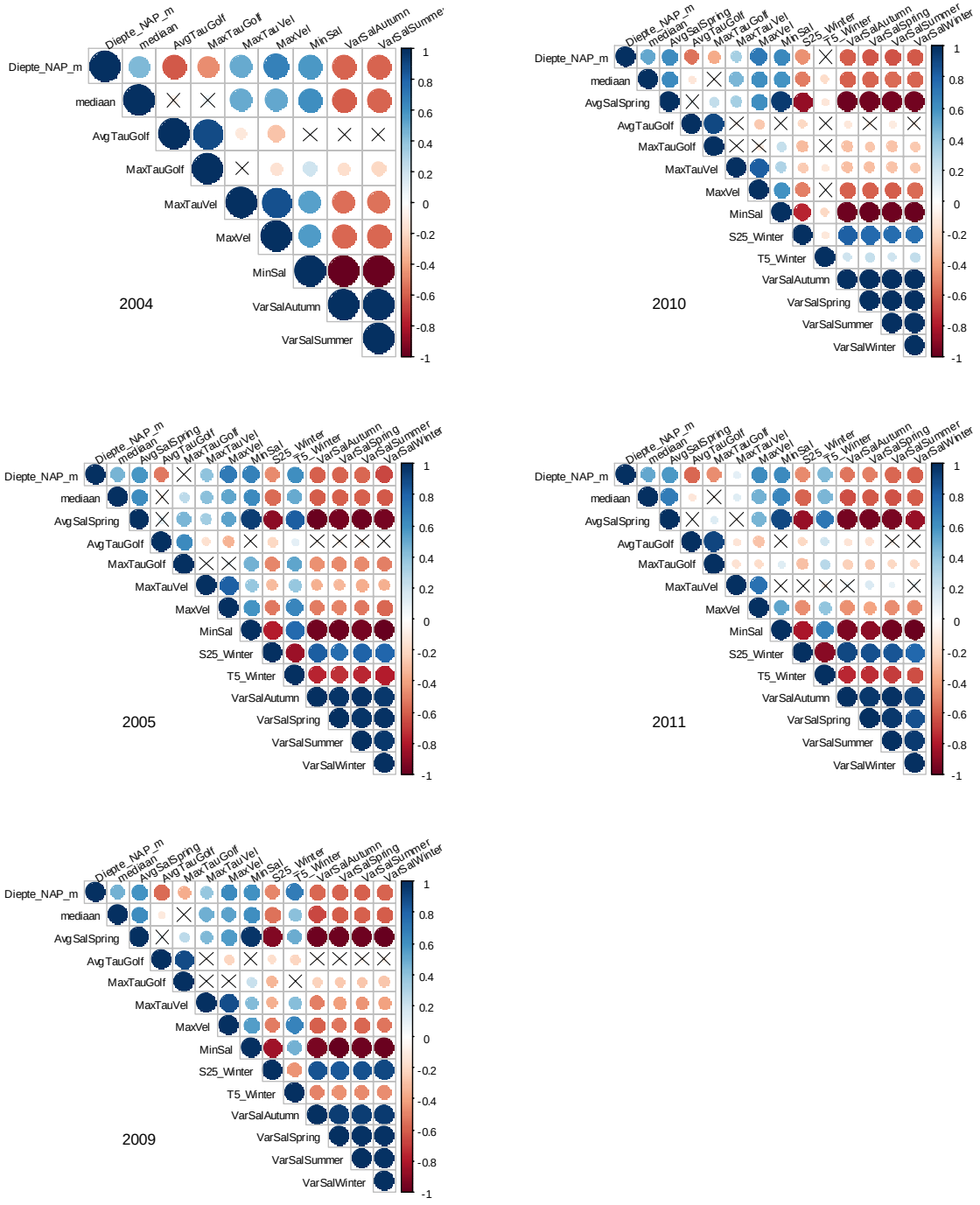
2.3.3.1 Selectie abiotische variabelen

Alle variabelen met betrekking tot saliniteit (AvgSalSpring, MinSal, VarSalSpring, VarSalSummer, VarSalAutumn, VarSalWinter, S25_Winter; zie 2.2.5.2) zijn onderling matig (Pearsons r > 0.6) of zelfs sterk (r > 0.8) gecorreleerd (Figuur 2.39). Ook de correlaties tussen de variabelen met betrekking tot de bodemschuifspanning van golven (MaxTauGolf en AvgTauGolf) en stromingen (MaxVel enTauMaxVel) zijn respectievelijk matig en sterk.
In de habitatmodellering is daarom telkens maar een enkele van deze abiotische variabelen in het model meegenomen, met name:

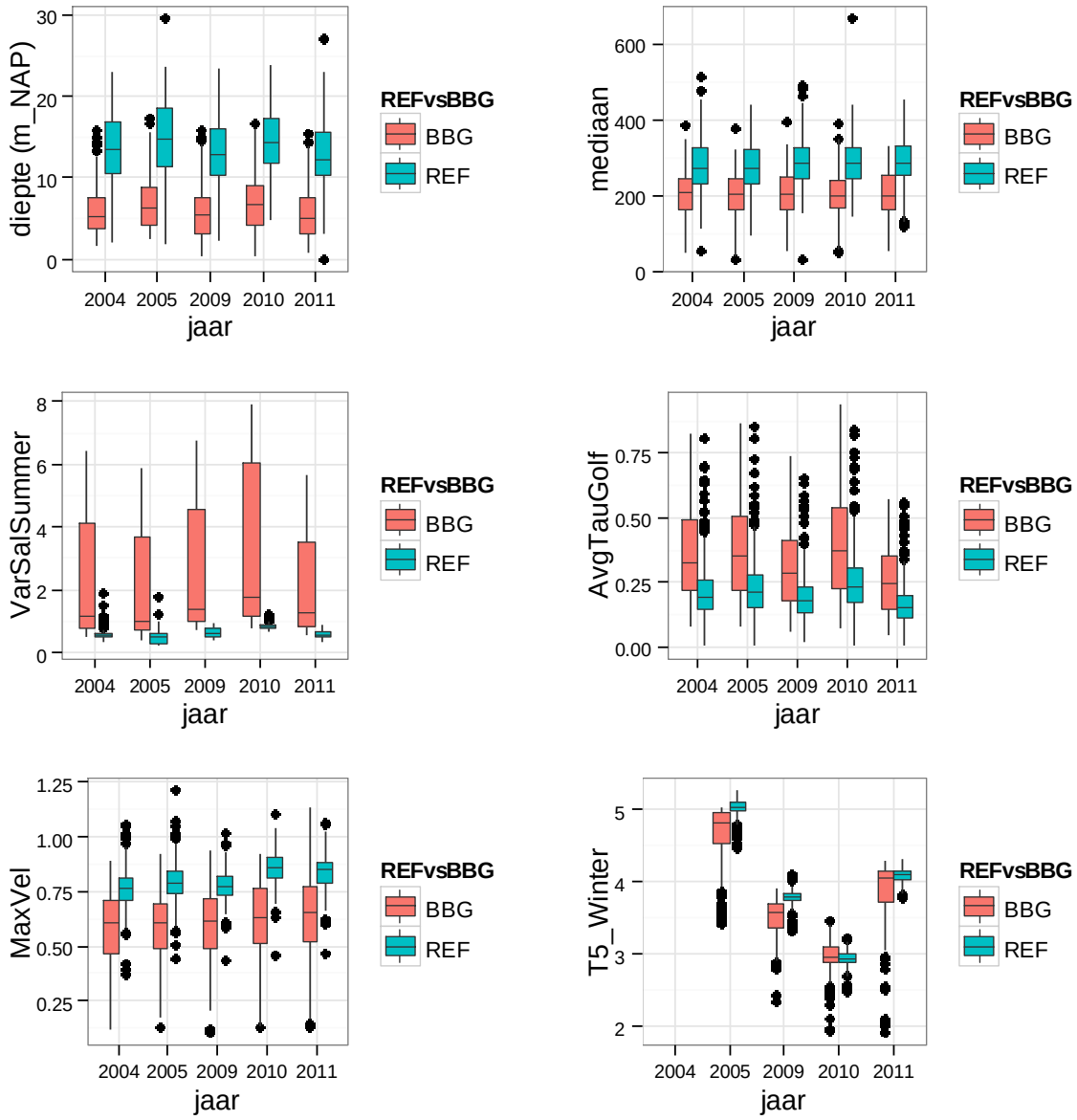
- Waterdiepte (diepte_dm_NAP)
- Mediane korrelgrootte van het sediment (mediaan)
- Standaardeviatie van de saliniteit in de zomer (VarSalSummer)
- Gemiddelde bodemschuifspanning ten gevolge van golven (AvgTauGolf)
- Maximale stroomsnelheid (MaxVel)
- Strengheid van de voorafgaande winter (T5_Winter)

Voor T5_Winter is geen waarde bepaald voor het jaar 2004, omdat de modellering pas start in voorjaar 2004. De modellering is daarom uitgevoerd met de data van 2005 en 2009-2011.
Daarbij zijn sommige abiotische data getransformeerd, om een meer normale verdeling te krijgen: log10(VarSalSummer), Diepte^0.75, sqrt(AvgTauGolf).

Er zijn duidelijk verschillen in abiotiek tussen het bodembeschermingsgebied en de referentiegebieden (Figuur 2.40). Zo is het bodembeschermingsgebied ondieper en zijn de saliniteit, de stroomsnelheid en de mediane korrelgrootte er lager.
Na de instelling van het bodembeschermingsgebied is, op de bemonsterde locaties, de golfwerking iets groter dan voor de instelling op de tijdens de nulmeting bemonsterde locaties. De winters zijn minder streng in de jaren 2009-2011 ten opzichte van het jaar 2005.



Figuur 2.39 *Verband (product-momentcorrelatiecoëfficiënt van Pearson) tussen de abiotische variabelen, per jaar. De grootte en de kleur van de gevulde cirkels geven de correlatiemaat weer: postieve correlaties in blauw, negatieve in rood (zie legenda rechts); hoe groter de cirkel, hoe hoger de correlatie. Niet significante correlaties zijn met een kruisje aangegeven*



Figuur 2.40 *Boxplots per gebied (Bodembeschermingsgebied BBG en Referentiegebieden REF) en per jaar van de abiotische factoren die in het habitatmodel zijn meegenomen: diepte (in dm t.o.v. NAP), mediane korrelgrootte (in micron), variatie in saliniteit in de zomer (VarSalSummer), gemiddelde bodemschuifspanning t.g.v. golven (AvgTauGolf), maximale stroomsnelheid (MaxVel) en strengheid van de voorafgaande winter (T5_Winter). Data: 2004-2005, 2009-2011. De rechthoek geeft de waarden aan van het 25% tot het 75% percentiel, de verticale lijnen de waarden tot 1,5* dit bereik, en hogere en lagere waarden als afzonderlijke punten*

Tabel 2.1 Overzicht van verklarende variabelen per indicator in de habittmodelbeschrijvingen

Indicator	diepte	mediane korrelgrootte	maximale stroomsnelheid	bodemschuifspanning t.g.v. golven	variatie saliniteit	strengheid winter
Totale biomassa (~ = biomassa prooien typische vissen)	x	x	x	x		x
Totale biomassa prooien voor zwarte zee-eenden	x	x	x			x
Maximale lengte (95% percentiel) Amerikaanse zwaardschede	x	x		x	x	
Gem. Individueel gewicht	x	x	x	x		x
Aantal soorten	x	x	x	x	x	x
Aandeel grote soorten (95% percentiel individueel gewicht)	x	x	x		x	

2.3.3.2 Modellering

Voor alle indicatoren zijn de diepte en de mediane korrelgrootte belangrijke verklarende variabelen (Tabel 2.12). Voor de maximale stroomsnelheid geldt hetzelfde, op één indicator na (maximale lengte van Amerikaanse zwaardschedes*).*

Totale biomassa bodemdieren

Voor de totale biomassa leidde een model met locatie als random effect, een verschillende variantiestructuur per deelgebied, en een ruimtelijke en temporele correlatiestructuur tot het beste model. Dit model verklaart 56% van de variantie, waarvan 23% door de fixed factors (abiotische variabelen).

De volgende abiotische variabelen blijken significant (saliniteit dus niet):

	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	7.500987	0.3033732	986	24.725278	0e+00
Diepte	0.179828	0.0194241	986	9.258022	0e+00
mediaan	-0.003103	0.0004861	986	-6.382772	0e+00
Bodemschuifspanning golven	-1.556315	0.2333030	986	-6.670787	0e+00
Maximale stroomsnelheid	-3.058297	0.3194314	986	-9.574191	0e+00
Strengheid winter	-0.097359	0.0270369	986	-3.600979	3e-04

Totale biomassa prooien voor zwarte zee-eenden

Voor de totale biomassa leidde een model met locatie als random effect, een verschillende variantiestructuur per deelgebied, zonder ruimtelijke en temporele correlatiestructuur (alhoewel beide wel significant) tot het beste model. Dit model verklaart 50% van de variantie,

waarvan 14% door de fixed factors (abiotische variabelen). Volgende abiotische variabelen blijken signficant:

	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	4.246167	0.3423224	987	12.404000	0.000
Diepte	0.149340	0.0286468	987	5.213131	0.000
mediaan	-0.003147	0.0007307	987	-4.307110	0.000
Maximale stroomsnelheid	-3.862526	0.4704544	987	-8.210202	0.000
Strengheid winter	0.143722	0.0463418	987	3.101346	0.002

Maximale lengte Amerikaanse zwaardschedes

Het beste model is model met diepte, mediane korrelgrootte, saliniteit en gemiddelde bodemschuifspanning tgv golven. Er is geen ruimtelijke maar wel temporele autocorrelatie. Model zonder temporele autocorrelatie verklaart 20% van de variantie, waarvan 7.6% door de fixed factors, de rest door random factor (locatie). Model met temporele autocorrelatie verklaart 7.2% van de variantie, door fixed factors.

	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	140.95446	5.831284	400	24.172115	0.0000
Diepte	-1.61094	0.491049	336	-3.280611	0.0011
mediaan	0.02480	0.011024	336	2.249578	0.0251
Variatie saliniteit	-9.01667	3.604499	336	-2.501503	0.0128
bodemschuifspanning golven	-51.84171	7.107906	336	-7.293527	0.0000

Gemiddeld individueel gewicht

Het beste model is model met diepte, mediane korrelgrootte, bodemschuifspanning, maximale stroomsnelheid en winterstrengte, en met temporele autocorrelatiestructuur (ook al is er ruimtelijke autocorrelatie). Dit model verklaart 29% van de variantie, waarvan 8% door de fixed factors, de rest door random factor (locatie).

	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	3.625679	0.3993954	986	9.077918	0.0000
Diepte	0.123609	0.0271629	986	4.550679	0.0000
mediaan	0.001950	0.0006461	986	3.018416	0.0026
bodemschuifspanning golven	-1.268546	0.3263636	986	-3.886909	0.0001
Maximale stroomsnelheid	-2.342496	0.4328739	986	-5.411499	0.0000
Strengheid winter	0.120433	0.0423437	986	2.844175	0.0045

Aantal soorten

Het beste model is model met diepte, mediane korrelgrootte, bodemschuifspanning, saliniteit, maximale stroomsnelheid en winterstrengte (dus met alle meegenomen abiotische parameters). Er is zowel ruimtelijke als temporele autocorrelatie maar model wordt niet significant beter.

Dit model verklaart 64% van de variantie, waarvan 25% door de fixed factors (diepte, mediane korrelgrootte, bodemschuifspanning, saliniteit, maximale stroomsnelheid en winterstrengte), de rest door random factor (locatie).

	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	6.622768	0.3452424	985	19.182953	0e+00
Diepte	0.197872	0.0189432	985	10.445523	0e+00
mediaan	-0.005226	0.0004758	985	-10.983073	0e+00
Variatie saliniteit	-0.602330	0.1573988	985	-3.826779	1e-04
bodemschuifspanning golven	-1.539851	0.2299347	985	-6.696903	0e+00
Maximale stroomsnelheid	-1.040084	0.2810033	985	-3.701324	2e-04
Strengheid winter	-0.176955	0.0345016	985	-5.128899	0e+00

Aandeel grote soorten

Het beste model is model met diepte, mediane korrelgrootte, saliniteit en maximale stroomsnelheid. Er is zowel ruimtelijke als temporele autocorrelatie maar model wordt enkel met temporele autocorrelatie significant beter. Model met ruimtelijke autocorrelatie is niet beter dan model zonder ruimtelijke autocorrelatie. Dit model verklaart 16% van de variantie, waarvan 5% door de fixed factors.

	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	1.5416981	0.14343056	987	10.748742	0.0000
Diepte	0.0298856	0.01421744	987	2.102042	0.0358
mediaan	0.0010882	0.00037128	987	2.930867	0.0035
Variatie saliniteit	-0.3250389	0.09973919	987	-3.258888	0.0012
Maximale stroomsnelheid	-0.6580679	0.22693338	987	-2.899829	0.0038

2.3.4 Effecten van instellen van bodembeschermingsgebied

Voor een van de abiotische variabelen (T5_Winter) gebruikt in de vorige paragraaf om de relatie tussen de biomassa van bodemdieren en omgeving vast te stellen, zijn geen waardes voorhanden voor het eerste jaar van de nulmetingen (2004). Dit omdat de modellering pas start in juni 2004. Daarom hebben we ervoor gekozen om bij de analyses naar het effect van het instellen van het bodembeschermingsgebied deze variabele niet in het model mee te nemen zodat niet alleen de nulmeting van 2005 bij deze analyses meegenomen kan worden, maar twee jaar nulmetingen (2004, 2005). De verklaarde variantie door abiotische variabelen wordt daarmee iets lager. Voor totale biomassa, bijvoorbeeld, verklaart het model nog 6% minder van de variantie.

2.3.4.1 BACI-analyse

Tabel 2.13 geeft een overzicht van de resultaten van de BACI-analyses. Voor vier indicatoren is de verandering in het bodembeschermingsgebied significant anders dan in het referentiegebied (signficante interactieterm tussen tijdstip en gebied).

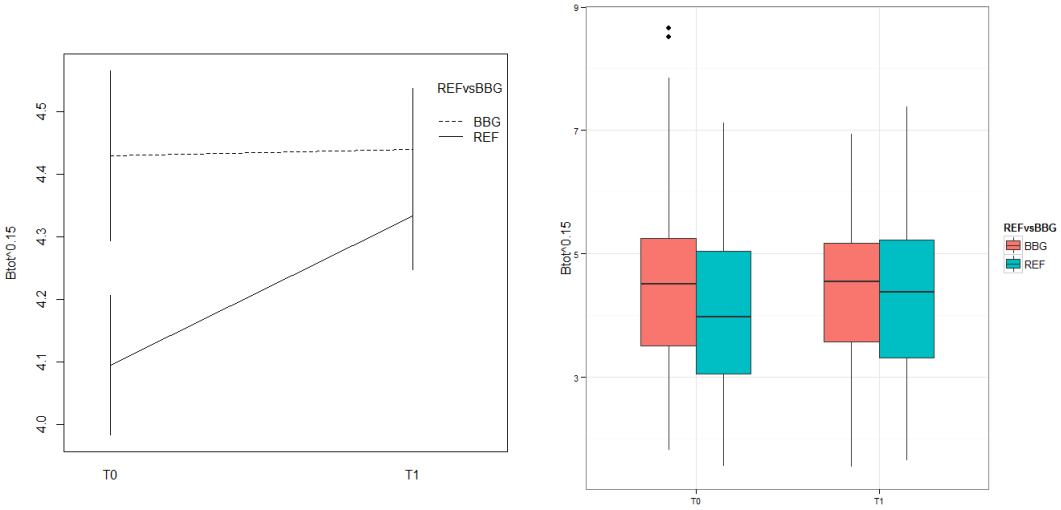
*Tabel 2.13 Overzicht resultaten BACI-analyses (ns = niet significante interactieterm tussen tijdstip en gebied; ** : p< 0.1, *** : p < 0.001)*

Indicator	BACI
Totale biomassa (~ = biomassa prooien typische vissen)	**
Totale biomassa prooien voor zwarte zee-eenden	ns
Maximale lengte (95% percentiel) Amerikaanse zwaardschede	***
Gem. Individueel gewicht	***
Aantal soorten	ns
Aandeel grote soorten (95% percentiel individueel gewicht)	***

Totale biomassa

In de referentiegebieden is de biomassa gemiddeld hoger na het instellen van het bodembeschermingsgebied, in het bodembeschermingsgebied is de totale biomassa ongeveer gelijk gebleven (Figuur 2.41). De interactie tussen tijdstip (na vs voor instellen van bodembeschermingsgebied) en gebied (referentiegebieden vs bodembeschermingsgebied) is significant (p = 0.0045):

	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	8.023435	0.3654589	1883	21.954413	0.0000
Diepte	0.171921	0.0258262	1883	6.656834	0.0000
mediaan	-0.003410	0.0004892	1883	-6.970750	0.0000
Maximale stroomsnelheid	-3.431585	0.3762009	1883	-9.121684	0.0000
bodemschuifspanning golven	-2.224538	0.3322970	1883	-6.694429	0.0000
tijdstip (T1 vs T0)	0.131237	0.1386465	1883	0.946557	0.3440
gebied(REF vs BBG)	-0.438664	0.1315528	1883	-3.334506	0.0009
interactie tijdstip en gebied	0.326326	0.1148334	1883	2.841738	**0.0045** ***

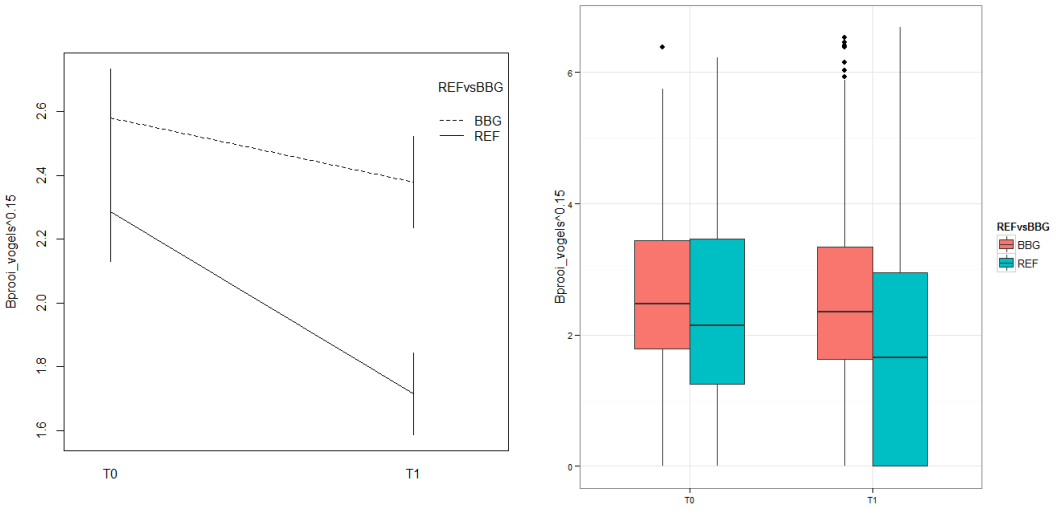


Figuur 2.41 Gemiddelde totale biomassa (Btot^0.15, in mgAFDW/m^2) en 95% confidentie-interval in het bodembeschermingsgebied (BBG) en de referentiegebieden (REF) voor (T_0) en na (T_1) het instellen van het bodembeschermingsgebied (linkerfiguur), en box-and-whisker plots van totale biomassa (Btot^0.15) in beide gebieden op T_0 en T_1 (rechterfiguur). De rechthoek geeft de waarden aan van het 25% tot het 75% percentiel, de verticale lijnen de waarden tot 1,5 dit bereik, en hogere en lagere waarden als afzonderlijke punten*

Totale biomassa prooien voor zwarte zee-eenden

In de referentiegebieden is de (getransformeerde) biomassa van prooien voor zee-eenden gemiddeld meer afgenomen na het instellen van het bodembeschermingsgebied dan in het bodembeschermingsgebied (Figuur 2.42). Het voedsel voor zwarte zee-eenden is dus in het bodembeschermingsgebied relatief toegenomen. Toch is de interactie tussen tijdstip (voor vs na instellen van bodembeschermingsgebied) en gebied (bodembeschermingsgebied vs referentiegebieden) **niet** significant (p = 0.0944):

	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	4.602470	0.4383125	1883	10.500431	0.0000
Diepte 0.147226 0.0338797 1883	4.345545	0.0000			
mediaan	-0.002140	0.0006408	1883	-3.339256	0.0009
Maximale stroomsnelheid	-2.827781	0.4866176	1883	-5.811096	0.0000
Bodemschuifspanning golven	-0.915684	0.4215552	1883	-2.172158	0.0300
Tijdstip (T1 vs T0)	0.016019	0.1824754	1883	0.087789	0.9301
Gebied (REF vs BBG)	-0.275956	0.1802699	1883	-1.530795	0.1260
interactie tijdstip en gebied	-0.350829	0.2096163	1883	-1.673674	**0.0944 ns**

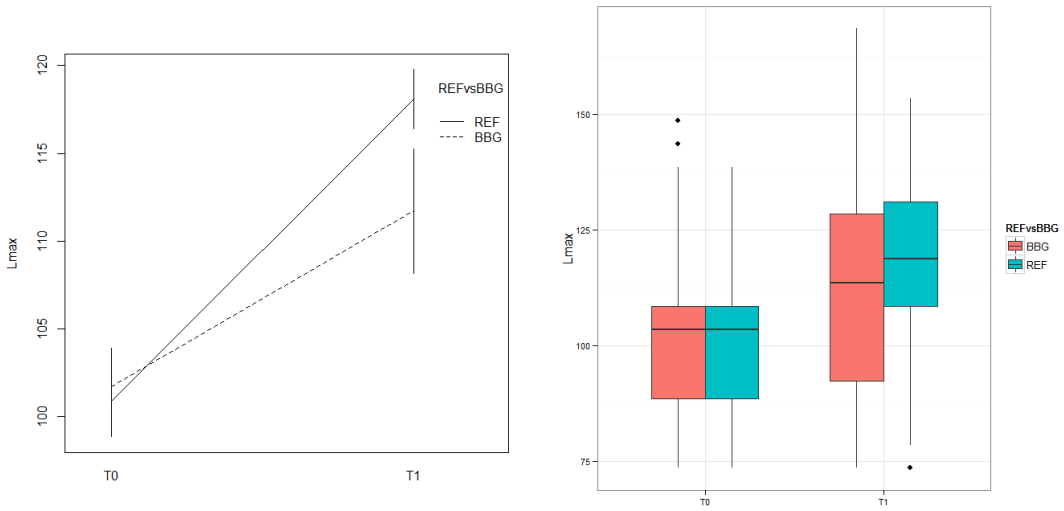


Figuur 2.42 *Gemiddelde totale biomassa prooidieren voor zwarte zee-eenden (Bprooi_vogels^0.15, in mgAFDW/m^2) en 95% confidentie-interval in het bodembeschermingsgebied (BBG) en de referentiegebieden (REF) voor (T_0) en na (T_1) het instellen van het bodembeschermingsgebied (linkerfiguur), en box-and-whisker plots van deze biomassa in beide gebieden op T_0 en T_1 (rechterfiguur). De rechthoek geeft de waarden aan van het 25% tot het 75% percentiel, de verticale lijnen de waarden tot 1,5* dit bereik, en hogere en lagere waarden als afzonderlijke punten*

Maximale lengte Amerikaanse zwaardschedes

In zowel de referentiegebieden als het bodembeschermingsgebied is de maximale lengte van Amerikaanse zwaardschedes hoger op T_1 dan op T_0. Op T_1 is gemiddeld de maximale lengte van Amerikaanse zwaardschedes in REF een stuk hoger dan in BBG (Figuur 2.43). Een BACI-model resulteert in een significante interactie tussen tijd (T_0 en T_1) en gebied (REF vs BBG) (p=0.001):

	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value	
(Intercept)	114.41964	11.070102	1008	10.335916	0.0000	
Diepte	0.67011	0.548117	1008	1.222563	0.2218	
mediaan	0.01156	0.009405	1008	1.229624	0.2191	
Maximale stroomsnelheid	-20.98918	7.903248	1008	-2.655766	0.0080	
bodemschuifspanning golven	-15.72241	7.182525	1008	-2.188981	0.0288	
tijdstip (T1 vs T0)	12.40966	5.856744	1008	2.118866	0.0343	
gebied(REF vs BBG)	-3.93646	2.504387	1008	-1.571825	0.1163	
interactie tijdstip en gebied	10.31713	3.127125	1008	3.299239	**0.0010**	***

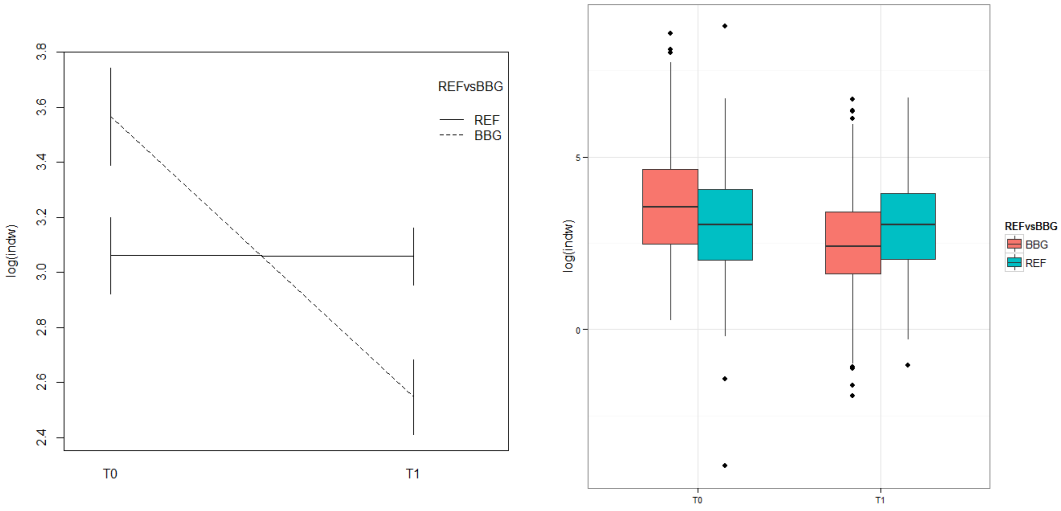


Figuur 2.43 *Maximale lengte van Amerikaanse zwaardschedes (Lmax) in het bodembeschermingsgebied (BBG) en de referentiegebieden (REF) voor (T_0) en na (T_1) het instellen van het bodembeschermingsgebied (linkerfiguur), en box-and-whisker plots van de maximale lengte van Amerikaanse zwaardschedes (Lmax) in beide gebieden op T_0 en T_1 (rechterfiguur). De rechthoek geeft de waarden aan van het 25% tot het 75% percentiel, de verticale lijnen de waarden tot 1,5* dit bereik, en hogere en lagere waarden als afzonderlijke punten.*

Gemiddeld individueel gewicht

Het gemiddeld individueel gewicht is in het BB afgenomen terwijl dit in het REF gelijk is gebleven (Figuur 2.44). Een BACI-model resulteert in een significante interactie tussen tijd (T_0 en T_1) en gebied (REF vs BBG) (p = 0.000):

	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value	
(Intercept)	5.099360	0.3712447	1883	13.735844	0.0000	
Diepte	0.117620	0.0307600	1883	3.823801	0.0001	
mediaan	0.001390	0.0006122	1883	2.270433	0.0233	
Maximale stroomsnelheid	-2.345082	0.4501085	1883	-5.210037	0.0000	
bodemschuifspanning golven	-1.706082	0.3658877	1883	-4.662857	0.0000	
tijdstip (T1 vs T0)	-0.839131	0.1294148	1883	-6.484042	0.0000	
gebied(REF vs BBG)	-0.751645	0.1590924	1883	-4.724584	0.0000	
interactie tijdstip en gebied	1.023979	0.1576982	1883	6.493282	**0.0000**	***

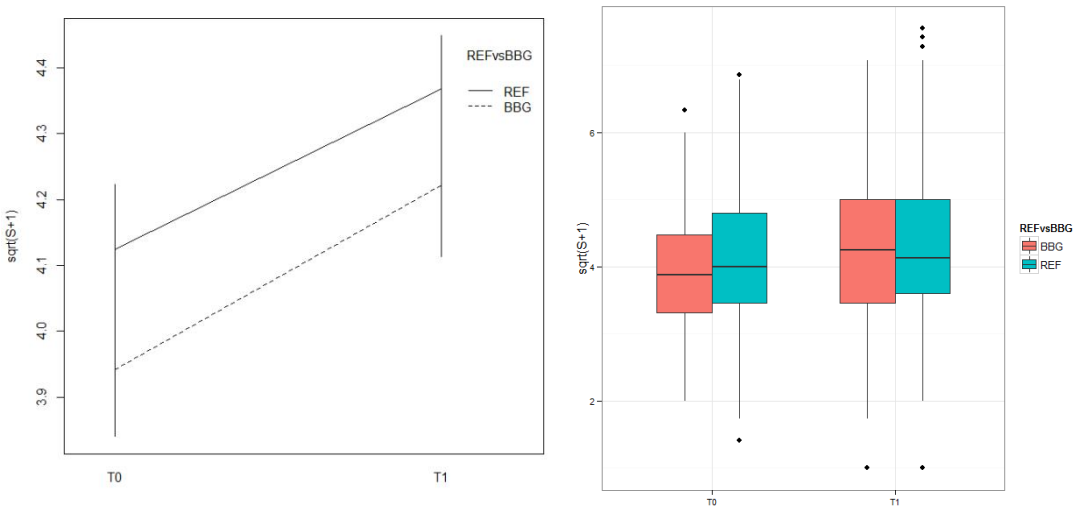


Figuur 2.44 *Gemiddeld individueel gewicht per monster (log(indw)) in het bodembeschermingsgebied (BBG) en de referentiegebieden (REF) voor (T_0) en na (T_1) het instellen van het bodembeschermingsgebied (linkerfiguur), en box-and-whisker plots van het gemiddeld individueel gewicht per monster (log(indw)) in beide gebieden op T_0 en T_1 (rechterfiguur). De rechthoek geeft de waarden aan van het 25% tot het 75% percentiel, de verticale lijnen de waarden tot 1,5* dit bereik, en hogere en lagere waarden als afzonderlijke punten*

Aantal soorten

In zowel BBG als REF is het gemiddeld aantal soorten iets toegenomen (Figuur 2.45). Een BACI-model resulteert **niet** in een significante interactie tussen tijd (BA: T_0 en T_1) en gebied (REF vs BBG) (p = 0.4051), dus niet op mogelijk effect van instellen van bodembeschermingsgebied:

	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	5.084380	0.2829026	1513	17.972191	0.0000
Diepte	0.286311	0.0225211	1513	12.712984	0.0000
mediaan	-0.004749	0.0004532	1513	-10.480844	0.0000
Maximale stroomsnelheid	-1.545542	0.3239287	1513	-4.771241	0.0000
bodemschuifspanning golven	-0.732366	0.2738573	1513	-2.674263	0.0076
tijdstip (T1 vs T0)	0.383596	0.0953333	1513	4.023736	0.0001
gebied(REF vs BBG)	-0.040312	0.1244106	1513	-0.324023	0.7460
interactie tijdstip en gebied	-0.087712	0.1053303	1513	-0.832730	**0.4051 ns**

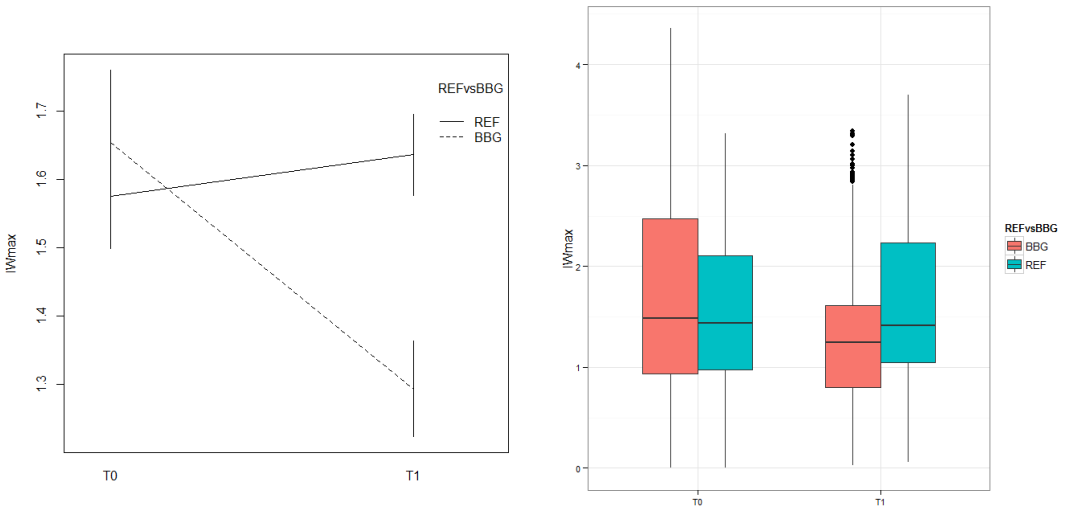


Figuur 2.45 *Gemiddeld aantal soorten per monster (sqrt(S+1)) in het bodembeschermingsgebied (BBG) en de referentiegebieden (REF) voor (T_0) en na (T_1) het instellen van het bodembeschermingsgebied (linkerfiguur), en box-and-whisker plots van het gemiddeld aantal soorten per monster (sqrt(S+1)) in beide gebieden op T_0 en T_1 (rechterfiguur). De rechthoek geeft de waarden aan van het 25% tot het 75% percentiel, de verticale lijnen de waarden tot 1,5* dit bereik, en hogere en lagere waarden als afzonderlijke punten*

Aandeel grote soorten

Het aandeel grote soorten is in het referentiegebied licht toegenomen, in het bodembeschermingsgebied erg afgenomen (Figuur 2.46). Een BACI-model resulteert in een significante interactie tussen tijd (BA: T_0 en T_1) en gebied (REF vs BBG) (p = 0.000):

	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value	
(Intercept)	1.7476402	0.20707343	1882	8.439712	0.0000	
Diepte	0.0452472	0.01755369	1882	2.577646	0.0100	
mediaan	0.0012753	0.00034927	1882	3.651169	0.0003	
Maximale stroomsnelheid	-0.7922638	0.24781500	1882	-3.196997	0.0014	
bodemschuifspanning golven	-0.1840484	0.20397865	1882	-0.902293	0.3670	
tijdstip (T1 vs T0)	-0.2701850	0.07342326	1882	-3.679829	0.0002	
gebied(REF vs BBG)	-0.2623763	0.08442186	1882	-3.107919	0.0019	
interactie tijdstip en gebied	0.4780514	0.08311655	1882	5.751579	**0.0000**	***



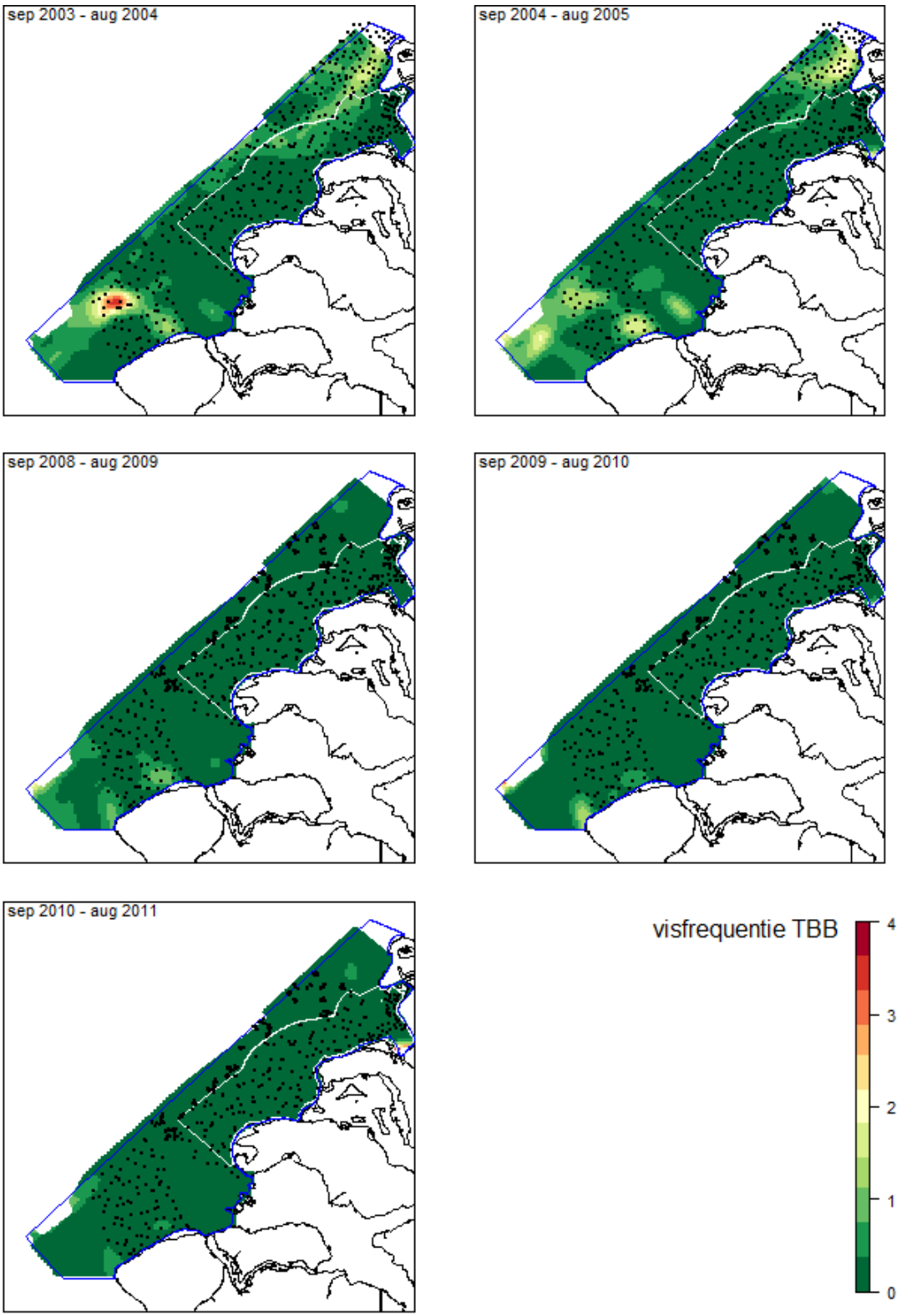
Figuur 2.46 *Aandeel grote soorten (IWmax) in het bodembeschermingsgebied (BBG) en de referentiegebieden (REF) voor (T_0) en na (T_1) het instellen van het bodembeschermingsgebied (linkerfiguur), en box-and-whisker plots van het aandeel grote soorten (IWmax) in beide gebieden op T_0 en T_1 (rechterfiguur). De rechthoek geeft de waarden aan van het 25% tot het 75% percentiel, de verticale lijnen de waarden tot 1,5* dit bereik, en hogere en lagere waarden als afzonderlijke punten*

2.3.4.2 *Visserij-intensiteit*

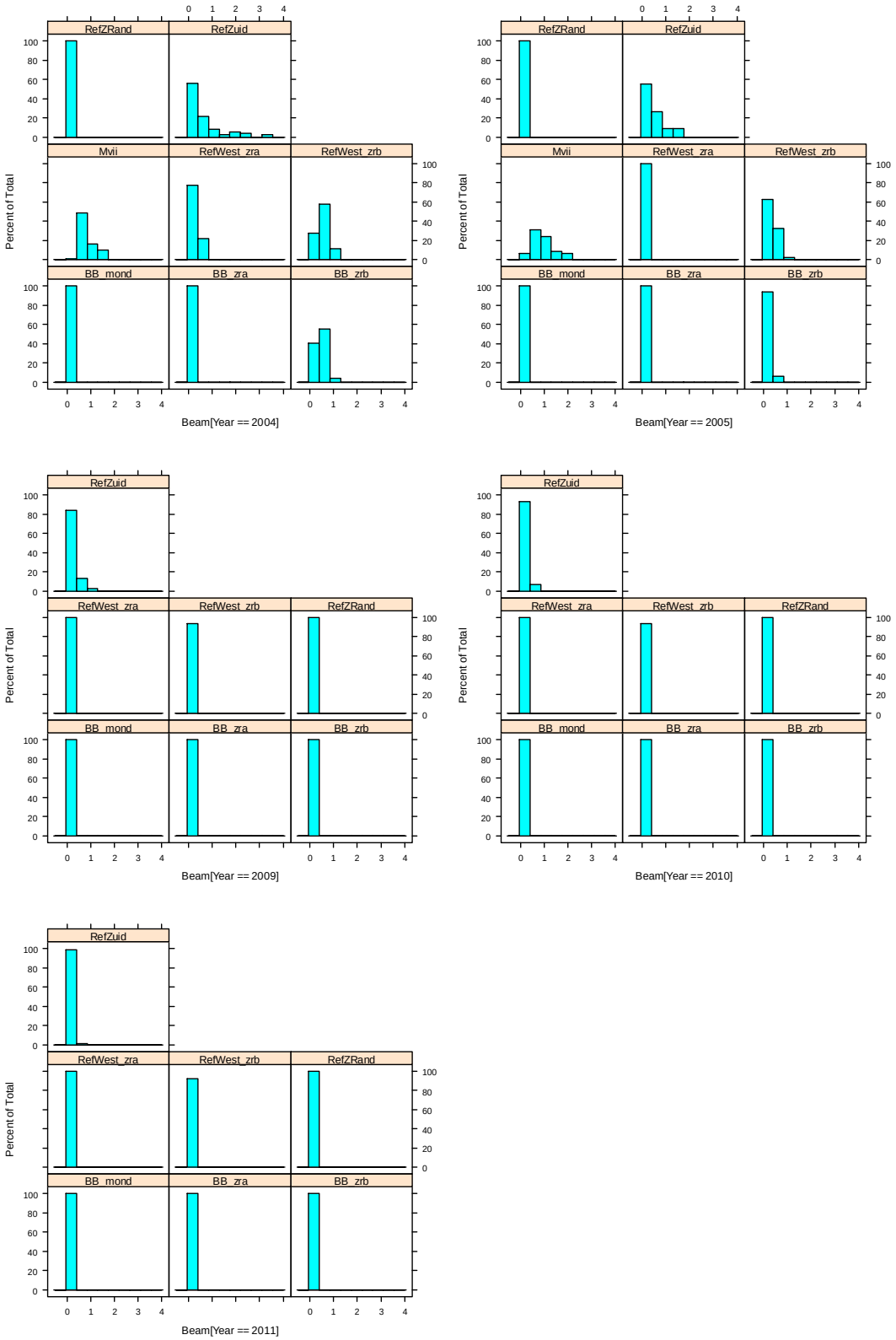
Data visserij-intensiteit

In Figuur 2.47 is de visserij-inspanning van eurokotters vissend op platvis weergeven, per jaar, samen met de locaties waar bodemdieren bemonsterd zijn. De visserij-inspanning in het onderzoeksgebied was duidelijk al beperkt in 2004. Op de meeste monsterlocaties was er in het jaar voorafgaand aan de bemonstering geen of bijna geen bevissing geweest (Figuur 2.48). De maximale bevissingsintensiteit die is waargenomenop een van de locaties was 3,30 maal per jaar bodemberoering (locatie 366 in RefZuid in 2004).

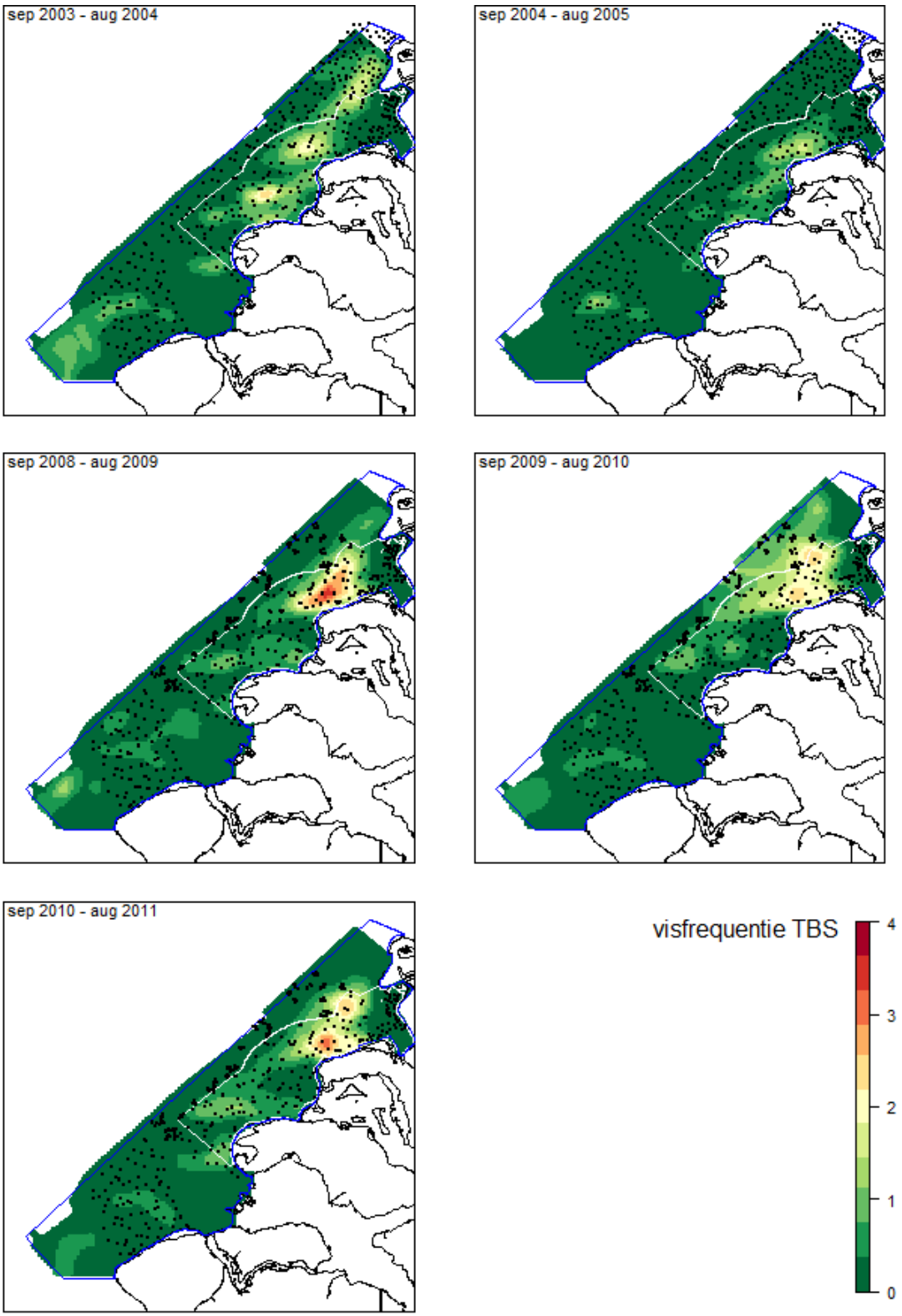
In Figuur 2.49 is de tijdserie van de visserijdruk van de garnalenvisserij gegeven. Zoals in het hoofdstuk Visserij in Deel B beschreven, is de visserijdruk in het bodembeschermingsgebied in (de najaren van) 2004, 2008 en 2011 het hoogst Ook hier geldt dat de visserij-intensiteit op de locaties laag was (Figuur 2.50*Figuur*). De maximaal waargenomen intensiteit op een monsterlocatie was 3.15 (locatie 23 in BB_zrb in 2009)



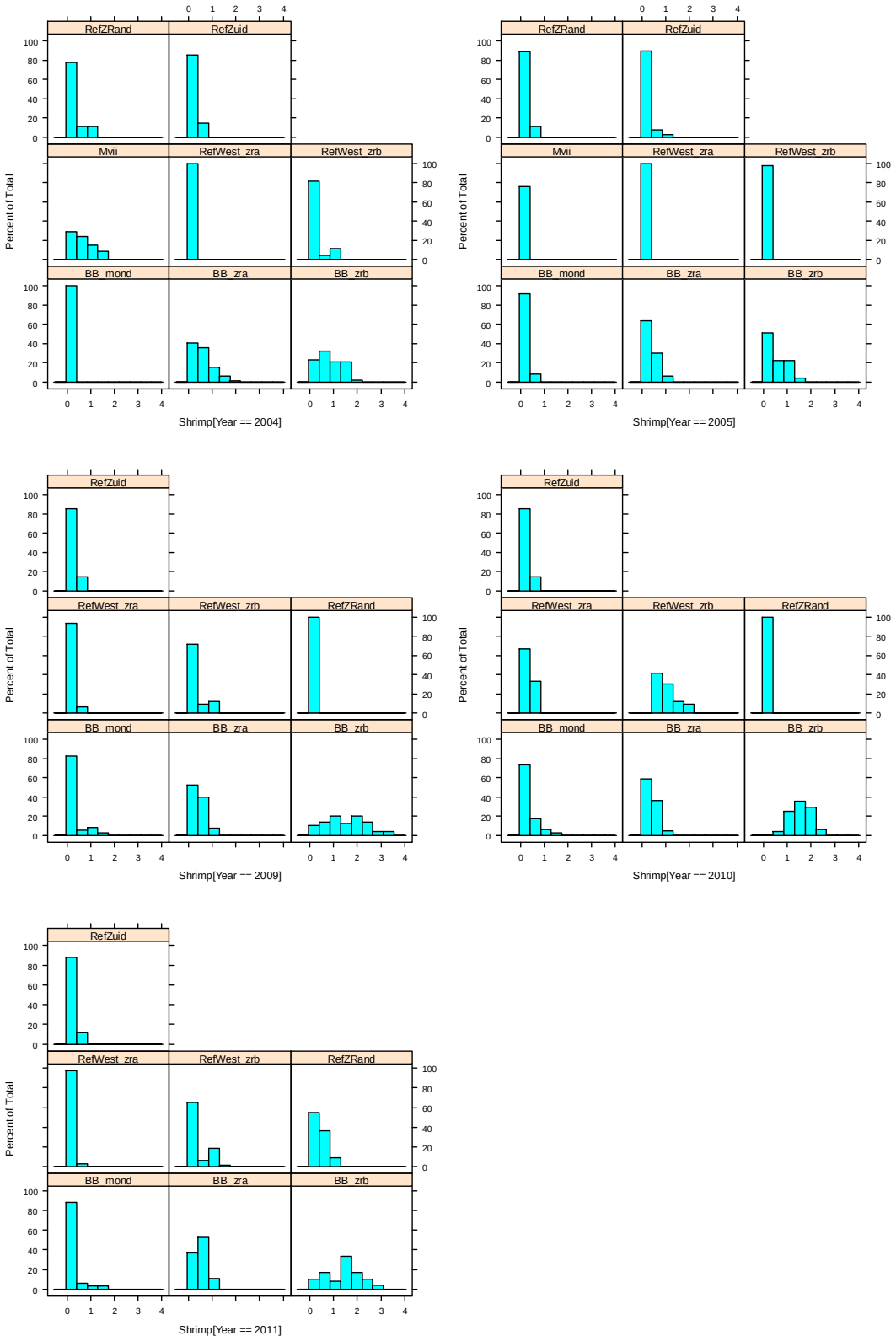
Figuur 2.47 *Jaarlijkse ruimtelijke verspreiding van de visserijdruk (uitgedrukt als aantal malen bevist) van de euro boomkorvisserij op **platvis** in de periode september 2003 t/m augustus 2011. Een hoge intensiteit is in rood weergegeven, een lage intensiteit in groen. De zwarte punten geven de bemonsterde locaties in, respectievelijk, de jaren 2004, 2005, 2009, 2010 en 2011*



Figuur 2.48 Frequentieverdeling (y-as) van visserijdruk (aantal maal bevist; x-as) in het jaar voorafgaand aan de bemonstering door euro boomkorvisserij vissend op platvis , per jaar (2004 is van september 2003 t/m augustus 2004, enz.) en per deelgebied (zie Figuur 2.8)



Figuur 2.49 *Jaarlijke ruimtelijke verspreiding van de visserijdruk (uitgedrukt als aantal malen bevist) van de euro boomkorvisserij op **garnalen** in de periode september 2003 t/m augustus 2011. Een hoge intensiteit is in rood weergegevenk, een lage in groen. De zwarte punten geven de bemonsterde locaties in, respectievelijk, de jaren 2004, 2005, 2009, 2010 en 2011*



Figuur 2.50 Frequentieverdeling (y-as) van visserijdruk (aantal maal bevist, x-as) in het jaar aan de bemonstering door euro boomkorvisserij vissend op garnalen per jaar (2004 is vanaf september 2003 t/m augustus 2004) en per deelgebied (zie Figuur 2.8)

Modellering relatie met visserij-intensiteit in het voorafgaande jaar

Tabel 2.14 geeft een overzicht van de resultaten van de analyses met alle stations en per dieptestratum.

Tabel 2.14 Overzicht resultaten van analyses relatie met visserij-intensiteiten in het voorafgaande jaar, voor alle locaties en de gekozen dieptestrata. Gegeven is het percentage verklaarde variantie (%var), totaal (t) en door fixed factors (f), en de significantie van visserijdruk door boomkorvisserij op platvis (TBB) en garnalenvisserij (TBS): ns = niet significant, rood = significant negatieve correlatie, groen = significant positieve correlatie

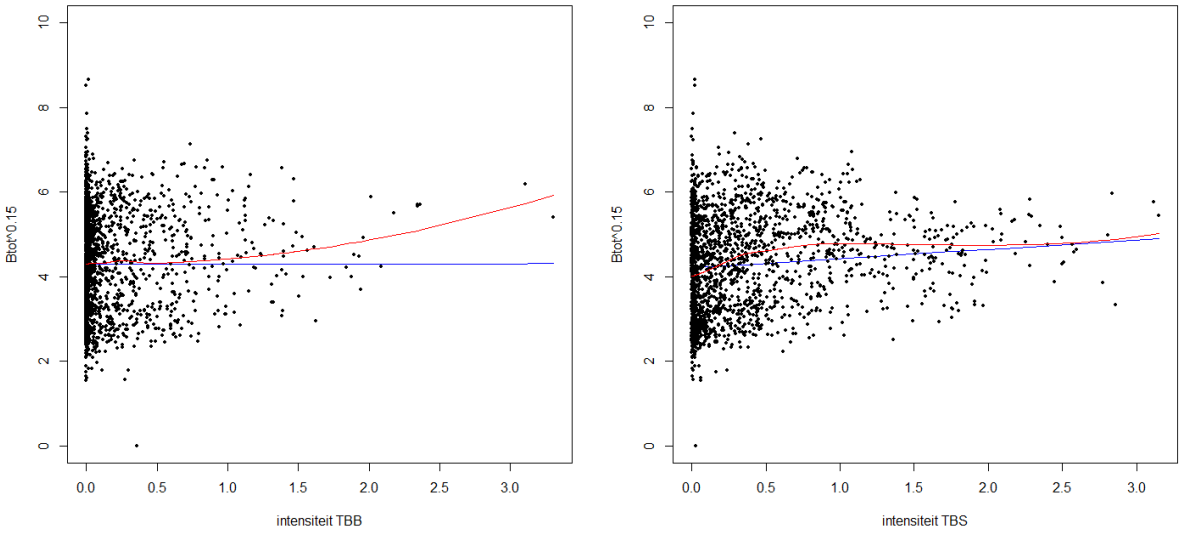
Biotische parameter	selectie gebied	%var t/f	TBB	TBS
Totale biomassa	alle locaties	52/21	ns	
	dieper dan 10m	63/19	ns	
	5-10m	58/26		
	<5m	30/20	ns	ns
Totale biomassa prooien voor zwarte zee-eenden	alle locaties	47/13		
	dieper dan 10m	53/26		
	5-10m	54/30		
	<5m	16/3	ns	ns
Maximale lengte (95% percentiel) mesheften	alle locaties	14/7		ns
	dieper dan 10m	56/21		
	5-10m	34/20		
	<5m			
Gem. Individueel gewicht	alle locaties	29/8	ns	
	dieper dan 10m	31/6	ns	
	5-10m	8/6	ns	ns
	<5m	22/6	ns	ns
Aantal soorten	alle locaties	58/32		
	dieper dan 10m	56/48	ns	
	5-10m	38/38	ns	
	<5m	37/5	ns	ns
Aandeel grote soorten (95% percentiel individueel gewicht)	alle locaties	18/7		ns
	dieper dan 10m	14/1	ns	ns
	5-10m	1.4/1.7	ns	ns
	<5m	19/6	ns	ns

Totale biomassa

Het model met alle locaties voor de totale biomassa aan bodemdieren wordt niet beter door toevoeging van visserij-intensiteit van eurokotters vissend op platvis (log-likelihood ratio: p=0.9854), wel voor door toevoeging van garnalenvisserij of voor beide (p<0.0001). Het laatste model is niet beter dan model enkel met garnalenvisserij.

	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	6.296256	0.2658282	1025	23.685430	0e+00
Diepte	0.186631	0.0212099	1025	8.799214	0e+00
mediaan	-0.003919	0.0004993	1025	-7.848819	0e+00
bodemschuifspanning golven	-1.353079	0.2579312	1025	-5.245891	0e+00
Maximale stroomsnelheid	-1.854447	0.3398202	1025	-5.457141	0e+00
Shrimp	0.168292	0.0486172	1025	3.461570	6e-04

De (getransformeerde) totale biomassa aan bodemdieren is positief gecorreleerd aan de intensiteit van de garnalenvisserij (Figuur 2.51).
Bij analyse per dieptestratum, blijkt TBB significant positief voor dieptestratum 5-10m, TBS voor alle dieptestrata op ondiepste na (Tabel 2.14).



Figuur 2.51 *Totale biomassa (Btot; getransformeerd), in functie van visserij-intensiteiten TBB en TBS. De rode lijn geeft het voortschrijdend gemiddelde weer (loess function). De blauwe lijn geeft de voorspelde biomassa*

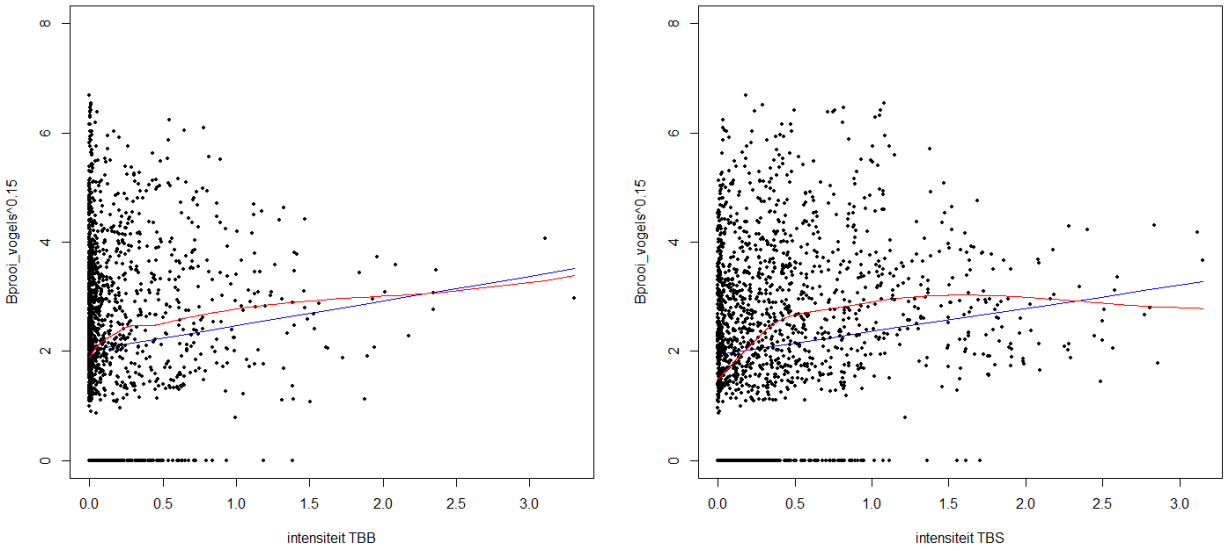
Biomassa als prooi voor zwarte zee-eend

Het model voor de biomassa als prooi voor de zwarte zee-eend wordt beter door toevoeging van visserij-intensiteit van eurokotters vissend op platvis en garnalen.

	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	3.979881	0.2663162	1324	14.944195	0e+00
Diepte	0.178623	0.0275652	1324	6.480028	0e+00
mediaan	-0.002363	0.0006908	1324	-3.420689	6e-04
Maximale stroomsnelheid	-3.529134	0.4292852	1324	-8.220954	0e+00
Beam	0.471023	0.1072289	1324	4.392684	0e+00
Shrimp	0.431923	0.0723619	1324	5.968935	0e+00

De biomassa als prooi voor de zwarte zee-eend is positief gecorreleerd aan TBB en TBS (Figuur 2.52). Het model verklaart 47% van de variantie, waarvan 13% door de fixed factoren (abiotiek en garnalenvisserij).

Bij analyse per dieptestratum, blijkt zowel TBB als TBS in bijna alle gevallen (op ondiepe gebied na) significant (Tabel 2.14).

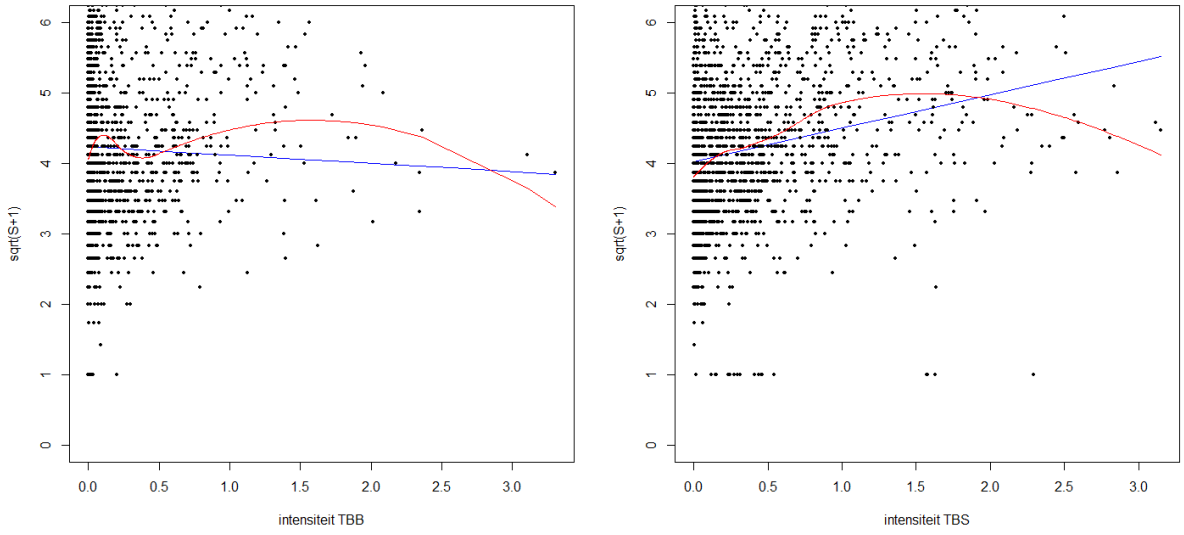


Figuur 2.52 *Totale biomassa prooien voor zwarte zee-eenden, in functie van visserij-intensiteiten TBB en TBS. De rode lijn geeft het voortschrijdend gemiddelde weer (loess function). De blauwe lijn geeft de voorspelde biomassa*

Aantal soorten

Toevoegen van visserij-intensiteit leidt tot beter model. Het beste model is het model met zowel visserij op platvis (negatieve correlatie) als garnalenvisserij (positieve correlatie) (Figuur 2.53). Dit model verklaart 58% van de variantie, waarvan 32% door fixed factors.
Bij analyse per dieptestratum, blijkt TBB nergens significant, TBS positief significant in bijna alle dieptestrata (Tabel 2.14).

	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	5.162244	0.21216285	1322	24.331518	0.0000
Diepte	0.213819	0.01719037	1322	12.438318	0.0000
mediaan	-0.005050	0.00041364	1322	-12.208893	0.0000
Variatie saliniteit	-0.254149	0.11070766	1322	-2.295679	0.0219
bodemschuifspanning golven	-1.502492	0.19945853	1322	-7.532854	0.0000
Maximale stroomsnelheid	-0.471495	0.24850156	1322	-1.897352	0.0580
Beam	-0.147338	0.06680280	1322	-2.205566	0.0276
Shrimp	0.480426	0.04424486	1322	10.858336	0.0000

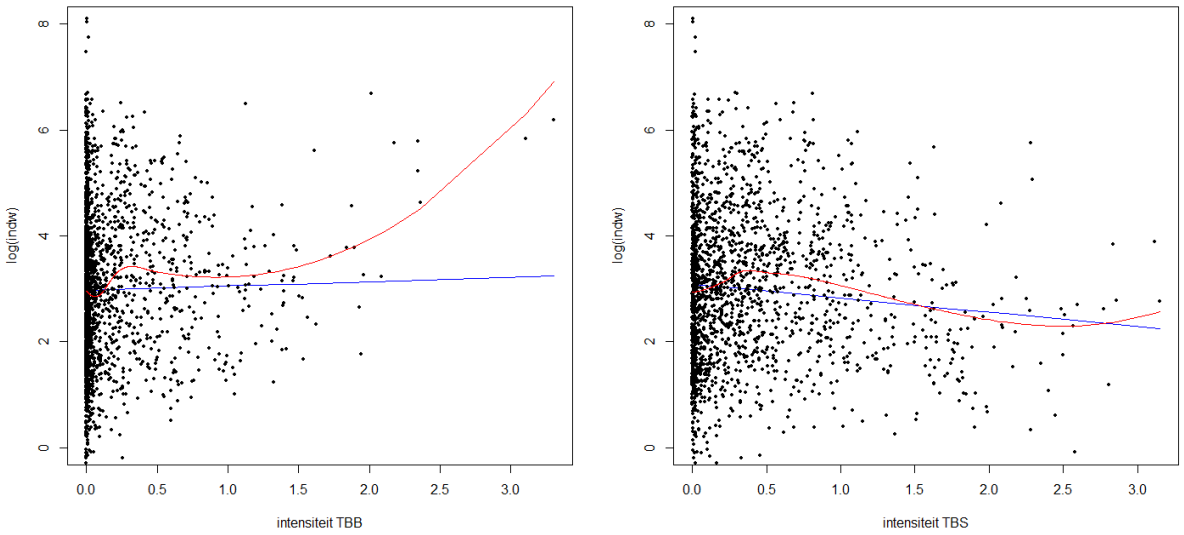


Figuur 2.53 *Aantal soorten per monster (sqrt(S+1)), in functie van visserij-intensiteiten TBB en TBS. De rode lijn geeft het voortschrijdend gemiddelde weer (loess function). De blauwe lijn geeft het voorspelde aantal soorten voor model met enkel TBB (links) of TBS (rechts)*

Gemiddeld individueel gewicht

Toevoegen van TBB leidt niet tot beter model, toevoegen van garnalenvisserij-intensiteit wel. Negatieve correlatie tussen garnalenvisserij-intensiteit en gemiddeld individueel gewicht (Figuur 2.54). Dit model verklaart 21% van de variantie, waarvan 6% door de fixed factors.
Bij analyse per dieptestratum, blijkt TBB in geen enkel diepstratum significant, TBS enkel in het gebied dieper dan 10m (Tabel 2.14).

	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	3.895142	0.2765733	1324	14.083580	0.0000
Diepte	0.169163	0.0253207	1324	6.680812	0.0000
mediaan	0.000377	0.0006475	1324	0.582333	0.5604
Variatie saliniteit	-0.181993	0.1880184	1324	-0.967956	0.3332
Maximale stroomsnelheid	-2.590479	0.4181707	1324	-6.194789	0.0000
Shrimp	-0.265442	0.0712429	1324	-3.725871	0.0002



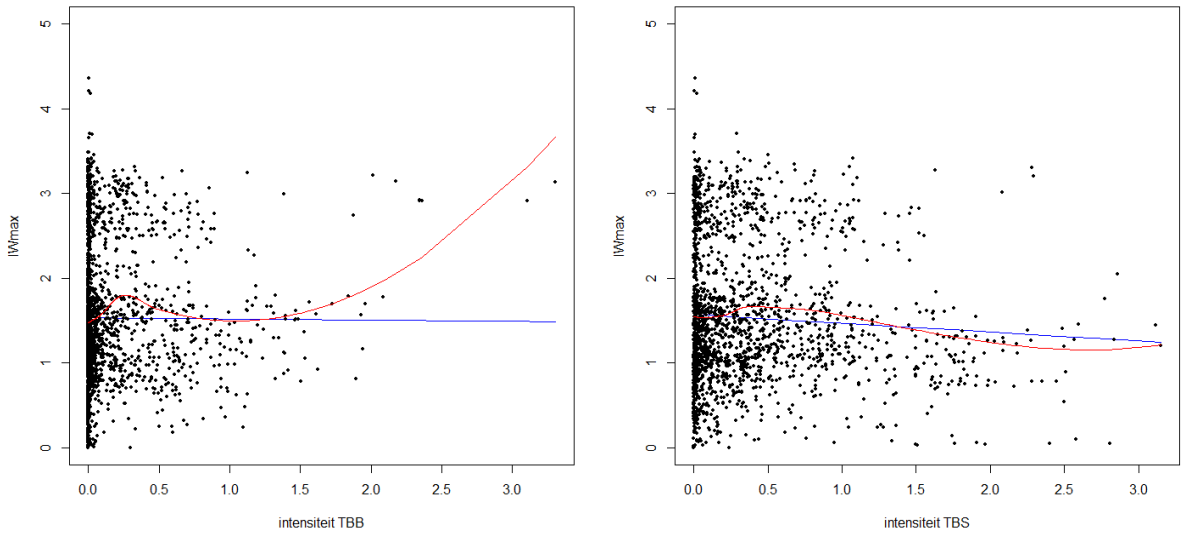
Figuur 2.54 Gemiddeld individueel gewicht (indw) per monster in functie van visserij-intensiteiten TBB en TBS. De rode lijn geeft het voortschrijdend gemiddelde weer (loess function). De blauwe lijn geeft het voorspelde individuele gewicht voor model met enkel TBB (links) of TBS (rechts)

Aandeel grote soorten

Toevoegen van visserij-intensiteit (en weglaten van winterstrengte om data van 2004 mee te nemen) leidt tot beter model. Beste model is model met visserij op platvis (negatieve correlatie) (Figuur 2.55). Dit model verklaart 18% van de variantie, waarvan 7% door fixed factors.

Bij analyse per dieptestratum, blijken zowel TBB als TBS nergens significant (Tabel 2.14).

	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	133.27378	5.397638	544	24.691132	0.0000
Diepte	-1.01628	0.474535	544	-2.141634	0.0327
mediaan	0.01227	0.010571	544	1.161107	0.2461
Variatie saliniteit	-8.37265	3.309355	544	-2.529995	0.0117
bodemschuifspanning golven	-40.70121	6.419449	544	-6.340297	0.0000
Beam	-10.35588	1.584209	544	-6.536943	0.0000



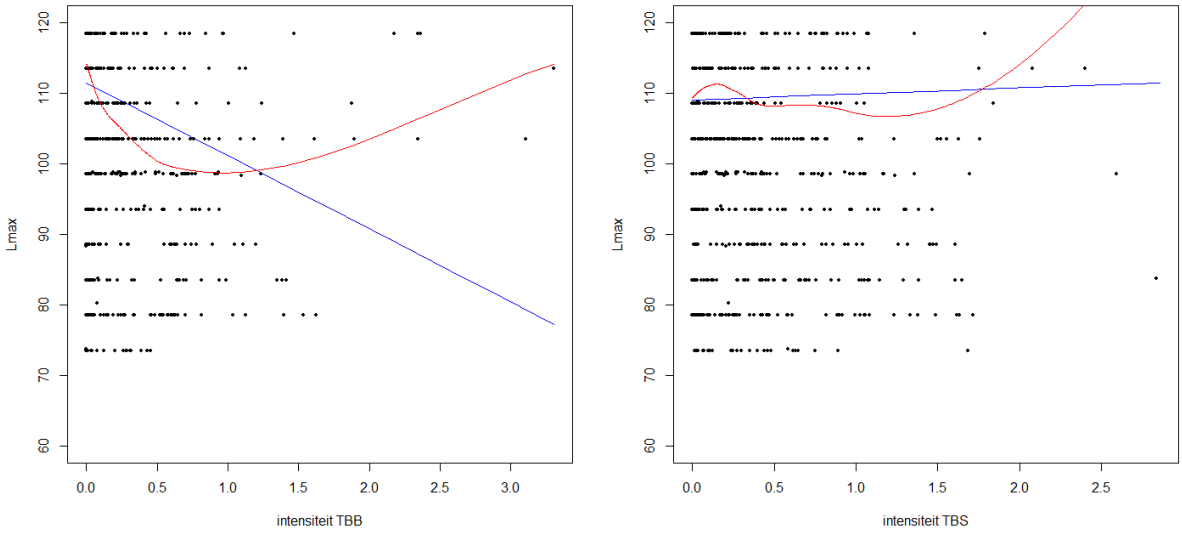
Figuur 2.55 *Aandeel grote soorten per monster (IWmax), in functie van visserij-intensiteiten TBB en TBS. De rode lijn geeft het voortschrijdend gemiddelde weer (loess function). De blauwe lijn geeft het voorspelde aadeel grotel soorten voor model met enkel TBB (links) of TBS (rechts)*

Maximale lengte Amerikaanse zwaardschedes

Model met alleen boomkorvisserij op platvis is beter dan model zonder visserij. Er is een negatieve correlatie tussen visserij-intensiteit boomkorvisserij op platvis (Figuur 2.56). Dit model verklaart 14% van de variantie, waarvan 7% door fixed factors (abiotiek en boomkorvisserij).

Bij analyse per dieptestratum, blijkt de correlatie met TBB negatief in de twee diepste strata. De correlatie met TBS is negatief in diepste wateren, en positief in gebied met diepte van 5-10m. In het ondiepste gebied kan het model niet opgelost worden (Tabel 2.14).

	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	133.27378	5.397638	544	24.691132	0.0000
Diepte	-1.01628	0.474535	544	-2.141634	0.0327
mediaan	0.01227	0.010571	544	1.161107	0.2461
Variatie saliniteit	-8.37265	3.309355	544	-2.529995	0.0117
bodemschuifspanning golven	-40.70121	6.419449	544	-6.340297	0.0000
Beam	-10.35588	1.584209	544	-6.536943	0.0000



Figuur 2.56 Maximale lengte Amerikaanse zwaardschedes (Lmax), in functie van visserij-intensiteiten TBB en TBS. De rode lijn geeft het voortschrijdend gemiddelde weer (loess function). De blauwe lijn geeft de voorspelde maximale lengte voor model met enkel TBB (links) of TBS (rechts)

Modellering relatie met visserij-intensiteit in de zes voorafgaande jaren

Deze analyses zijn zoals eerder aangegeven enkel gedaan voor de totale biomassa en het aantal soorten. Input zijn de biotische data van het hele onderzoeksgebied van 2009, 2010 en 2011.

Totale biomassa

Er is een positieve correlatie met boomkorvisserij op platvis 5 en 6 jaar voorafgaand aan de bemonstering:

	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value	
(Intercept)	6.251316	0.2575101	739	24.276003	0.0000	
Diepte	0.210110	0.0241554	739	8.698238	0.0000	
mediaan	-0.003047	0.0005377	739	-5.666435	0.0000	
bodemschuifspanning golven	-0.578030	0.2514207	739	-2.299056	0.0218	
Maximale stroomsnelheid	-2.863483	0.3365116	739	-8.509316	0.0000	
Beammin1	0.131146	0.4362571	739	0.300616	0.7638	
Beammin2	-0.317268	0.2722271	739	-1.165454	0.2442	
Beammin3	-0.066055	0.1952186	739	-0.338362	0.7352	
Beammin4	-0.153430	0.1520467	739	-1.009095	0.3133	
Beammin5	0.371242	0.1420970	739	2.612599	0.0092	**
Beammin6	0.340465	0.1029514	739	3.307048	0.0010	***

Er is een positieve relatie met garnalenvisserij het jaar voorafgaand aan de bemonstering en met de bevissingsintensiteit 6 jaar ervoor, en een negatieve correlatie met visserij 5 jaar voorafgaand aan de bemonstering:

	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value	
(Intercept)	5.933874	0.2706507	739	21.924472	0.0000	
Diepte	0.243367	0.0233514	739	10.421928	0.0000	
mediaan	-0.002673	0.0005439	739	-4.914075	0.0000	
bodemschuifspanning golven	-0.899002	0.2886115	739	-3.114921	0.0019	
Maximale stroomsnelheid	-2.684327	0.3289781	739	-8.159594	0.0000	
Shrimpmin1	0.206366	0.0772543	739	2.671261	0.0077	**
Shrimpmin2	0.068687	0.0614829	739	1.117172	0.2643	
Shrimpmin3	0.048901	0.0528733	739	0.924874	0.3553	
Shrimpmin4	0.004140	0.0579751	739	0.071409	0.9431	
Shrimpmin5	-0.136878	0.0521376	739	-2.625327	0.0088	**
Shrimpmin6	0.187042	0.0746855	739	2.504393	0.0125	*

Aantal soorten

Er is een positieve correlatie met platvis-visserij in voorafgaande jaar en met 5 en 6 jaar voorafgaand aan bemonstering, een negatieve met visserij-intensiteit in de jaren 2 t/m 4 voorafgaand aan bemonstering:

	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value	
(Intercept)	6.296233	0.2529575	738	24.890477	0.0000	
Diepte	0.091099	0.0093629	738	9.729761	0.0000	
mediaan	-0.005615	0.0005210	738	-10.776829	0.0000	
Variatie saliniteit	-0.234857	0.0310467	738	-7.564642	0.0000	
bodemschuifspanning golven	-1.117306	0.2212313	738	-5.050398	0.0000	
Maximale stroomsnelheid	-1.302464	0.3008600	738	-4.329136	0.0000	
Beammin1	1.486704	0.4069001	738	3.653733	0.0003	***
Beammin2	-0.883623	0.2546803	738	-3.469539	0.0006	***
Beammin3	-0.530236	0.1805821	738	-2.936261	0.0034	**
Beammin4	-0.397645	0.1425599	738	-2.789321	0.0054	**
Beammin5	0.137570	0.1361312	738	1.010565	0.3126	ns
Beammin6	0.452828	0.1001631	738	4.520908	0.0000	***

Er is een positieve correlatie met garnalenvisserij in jaar voorafgaand aan bemonstering en met de visserij-intensiteit 5 jaar voorafgaand aan bemonstering.

	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value	
(Intercept)	5.801291	0.26004488	738	22.308807	0.0000	
Diepte	0.095692	0.00886098	738	10.799252	0.0000	
mediaan	-0.004453	0.00050471	738	-8.822506	0.0000	
Variatie saliniteit	-0.201695	0.03072309	738	-6.564922	0.0000	
bodemschuifspanning golven	-1.681463	0.23352270	738	-7.200428	0.0000	
Maximale stroomsnelheid	-1.321284	0.28501031	738	-4.635918	0.0000	
Shrimpmin1	0.357204	0.08311270	738	4.297823	0.0000	***
Shrimpmin2	-0.016353	0.06743239	738	-0.242512	0.8085	ns
Shrimpmin3	0.089817	0.05585348	738	1.608090	0.1082	ns
Shrimpmin4	0.063122	0.06341571	738	0.995363	0.3199	ns
Shrimpmin5	0.125922	0.05948118	738	2.117012	0.0346	*
Shrimpmin6	0.081429	0.08406112	738	0.968689	0.3330	ns

2.3.4.3 Verschillenanalyse

De Wilcoxon signed rank sum toets detecteert geen significante verschillen voor de totale biomassa aan bodemdieren en een significante afname (97 van de 210 locaties, $p<0.05$) van de biomassa in prooien voor de zwarte zee-eend in de referentiegebieden tussen de periode voor en de periode na het instellen van het bodembeschermingsgebied (Tabel 2.15). In het bodembeschermingsgebied zijn de biomassa's aan totale bodemdieren significant hoger (op 97 van de 171 locaties, $p<0.05$) in de periode voor de instelling van het bodembeschermingsgebied dan in de periode erna. In dezelfde periode was er geen significante verandering gedetecteerd voor de biomassa in prooien voor de zwarte zee-eend (Tabel 2.15).

Om rekening te houden met de habitatdiversiteit binnen elk gebied is de vergelijking herhaald met onderscheid van de 7 deelgebieden binnen het onderzoeksgebied. Voor de totale

biomassa zijn de resultaten weergegeven in Tabel 2.16, voor de biomassa aan prooien voor de zwarte zee-eenden in Tabel 2.17. In RefWest_zrb en BB_mond is de totale biomassa aan bodemdieren significant hoger in de periode voor de instelling van het bodembeschermingsgebied. Het tegenovergesteld is waargenomen in RefZrand. In de overige deelgebieden zijn de waargenomen verschillen tussen die twee monsterperiodes niet significant verschillend.
De biomassa van de prooien voor de zwart zee-eenden neemt (net zo als de totale bodemdieren) af in RefWest_zrb na het instellen van het bodembeschermingsgebied en juist toe in BB_mond tijdens dezelfde periode.

Tabel 2.15 *Resultaten van de Wilcoxon signed rank sum toets bij de vergelijking van de totale biomassa aan bodemdieren en biomassa aan prooien voor vogels in het bodembeschermingsgebied en in het referentiegebied, voor (T_0) en na (T_1) de instelling van het bodembeschermingsgebied. Significante verschillen ($p<0.05$) zijn in de tabel aangegeven met een grijze arcering*

REFERENTIE GEBIED	
TOTALE BIOMASSA *T1>T0 135* *T0>T1 105* p < 0.782	*BIOMASSA PROOI VOOR VOGELS* *T1>T0 97* *T0>T1 113* p < 0.037
n.s.	T0>T1
BODEMBESCHERMINGSGEBIED	
TOTALE BIOMASSA *T1>T0 74* *T0>T1.. 97* p < 0.009	*BIOMASSA PROOI VOOR VOGELS* *T1>T0 87* *T0>T1 82* p < 0.409
T0 > T1	n.s.

Tabel 2.16 *Resultaten van de Wilcoxon signed rank sum toets van de vergelijking van de totale biomassa aan bodemdieren in de zeven deelgebieden, voor (T_0) en na (T_1) de instelling van het bodembeschermingsgebied. Significante verschillen ($p<0.05$) zijn in de tabel aangegeven met een grijze arcering.*

DEELGEBIED = RefZuid		
TOTALE BIOMASSA *T1>T0 44* *T0>T1 34* p < 0.439		
n.s		
DEELGEBIED = RefWest_zra	DEELGEBIED = RefWest_zrb	DEELGEBIED = RefZRand
TOTALE BIOMASSA *T1>T0 50* *T0>T1 25* p < 0.139	*TOTALE BIOMASSA* *T1>T0 30* *T0>T1 45* p < 0.036	*TOTALE BIOMASSA* *T1>T0 11* *T0>T1.. 1* p < 0.004
n.s	T0>T1	T1>T0
DEELGEBIED = BB_zra	DEELGEBIED = BB_zrb	DEELGEBIED = BB_mond
TOTALE BIOMASSA *T1>T0 34* *T0>T1 36* p < 0.220	*TOTALE BIOMASSA* *T1>T0 21* *T0>T1 29* p < 0.572	*TOTALE BIOMASSA* *T1>T0 19* *T0>T1 32* p < 0.013
n.s	n.s	T0>T1

Tabel 2.17 Resultaten van de Wilcoxon signed rank sum toets bij de vergelijking van de biomassa aan prooien voor zwarte zee-eenden in de zeven deelgebieden, voor (T_0) en na (T_1) de instelling van het bodembeschermingsgebied Significante verschillen (p<0.05) zijn in de tabel aangegeven met een grijze arcering

DEELGEBIED = RefZuid		
BIOMASSA PROOI VOOR VOGELS *T1>T0 31* *T0>T1 44* p < 0.476		
n.s.		
DEELGEBIED = RefWest_zra	DEELGEBIED = RefWest_zrb	DEELGEBIED = RefZRand
BIOMASSA PROOI VOOR VOGELS *T1>T0 27* *T0>T1 23* p < 0.229	*BIOMASSA PROOI VOOR VOGELS* *T1>T0 30* *T0>T1 44* p < 0.010	*BIOMASSA PROOI VOOR VOGELS* *T1>T0 9* *T0>T1 2* p < 0.062
n.s.	T0>T1	n.s.
DEELGEBIED = BB_zra	DEELGEBIED = BB_zrb	DEELGEBIED = BB_mond
BIOMASSA PROOI VOOR VOGELS *T1>T0 29* *T0>T1 41* p < 0.369	*BIOMASSA PROOI VOOR VOGELS* *T1>T0 24* *T0>T1 26* p < 0.851	*BIOMASSA PROOI VOOR VOGELS* *T1>T0 35* *T0>T1 16* p < 0.014
n.s.	n.s.	T1>T0

2.4 DISCUSSIE

Het huidige rapport geeft een overzicht van de data die met box-corer en bodemschaaf zijn verzameld voor (2004-2005) en na (2009-2011) de instelling van het bodembeschermingsgebied, en de analyses uitgevoerd om a) de evaluatie-vragen 1c en 1d te kunnen beantwoorden m.b.t. de biomassa aan bodemdieren en b) na te gaan of andere karakteristieken van de bodemdiergemeenschappen 'ten goede' veranderd zijn.
Voor perceel Benthos is beantwoording met name gericht op de volgende MEP-hoofdvraag "Wordt het verlies aan H1110 als gevolg van de aanleg van Maasvlakte 2 voldoende gecompenseerd?"

Binnen het MEP Natuurcompensatie Voordelta zijn twee subvragen geformuleerd die betrekking hebben op de monitoring van de natuurcompensatie:
1.c. Treedt er voldoende toename van bodemdierbiomassa per soortgroep (als primaire maat voor de kwaliteit van habitattype 1110 in termen van voedselbeschikbaarheid voor vissen en vogels) op in het bodembeschermingsgebied t.o.v. de situatie voor de aanleg van Maasvlakte 2?.
1.d. Is de waargenomen toename toe te schrijven aan de getroffen maatregelen (afgenomen bodemberoering in het bodem-beschermingsgebied) of ook aan andere factoren?

Op basis van kennis verzameld door percelen Vis en Vogels (prooisoorten en – voor vogels – ook prooigrootte), is een selectie van bodemdieren gemaakt, zogenaamde soortgroepen: enerzijds soorten geschikt als prooi voor typische vissen en anderzijds, soorten geschikt als prooi voor de zwarte zee-eend. Uiteindelijk bleek dat bijna alle bodemdieren als prooi voor typische vissen aangemerkt konden worden zodat de totale biomassa aan prooien voor vis bijna gelijk is aan de totale biomassa aan bodemdieren. Er zijn daarom geen afzonderlijke analyses voor deze indicator uitgevoerd.

2.4.1 Samenvoegen van data box-corer en bodemschaaf

2.4.1.1 Bestaande ervaring bij het samenvoegen van datasets en huidige toepassing

Het combineren van monitoring resultaten verkregen uit verschillende monsterapparaten is eerder gebruikt in benthos studies binnen het MWTL project in de jaren 90. De bedoeling daarvan was een beschrijving te geven van de bodemdierengemeenschap over de hele groottespectrum tussen draadwormen en strandgapers. De toen gebruikte werkwijze is volledig beschreven in de jaarlijkse MWTL rapportages (b.v. Craeymeersch et al. 1990), en hieronder samengevat:

In de Westerschelde werden kleinere organismen verzameld in ongezeefde monsters van 0.015 m^2 tot 10 cm diep in het sediment waar, voor de grotere organismen, gebruik gemaakt werd van op een 3 mm zeef gespoelde monsters van 0.088 m^2 tot 40 cm diep in het sediment. In het Veerse Meer, naast een steekbuis van 8 cm doorsnede, bedoeld voor de waarneming van de kleinere bodemdieren, werd de rest van de box-corer inhoud gespoeld op een 1 cm-zeef voor het verzamelen van de grote schelpdieren zoals de Mya's (vanaf *ca* 2 cm in lengte).

In beide gevallen bleven de grote organismen gevonden in de kleine monsters en de kleine organismen gevonden in de grote monsters buiten beschouwing bij de samenvoeging van de tellijsten uit die verschillende monstertechnieken.

Overige voorbeelden van combinatie van bodemdieren monsters zijn te vinden in Seys et al. (1995) en Van der Meer (1999) waar, zoals bij MWTL, waarnemingen m.b.t. 'kleine' en 'grote' organismen verzameld met verschillende monstertechnieken samengevoegd worden in één dataset.

In die voorbeelden hierboven is getracht om een strikt onderscheid te maken tussen de organismen verzameld met verschillende monstertechnieken zodat dubbele waarden vermeden worden in de samengevoegde dataset. Het combineren (b.v. via gemiddelde) van de gegevens die afkomstig zijn uit verschillende monstertechnieken leidt inderdaad tot een verzwakking van de statistische waarde van de waarneming: één individu gevonden in één monster levert een dichtheid (ind/m^2) van 13 in de boxcorer en van 0.07 in de bodemschaaf, waar die relatie in een gecombineerd monster afhankelijk is van de verhouding tussen de boxcorer en bodemschaf aantallen. Om die reden is ervoor gekozen in de huidige benadering om het combineren (via gemiddeldes) van de boxcorer en bodemschaaf gegevens zo veel mogelijk te beperken.

Voor de selectie van de soorten waar de gegevens in de samengevoegde dataset uit de bodemschaaf dan wel boxcorer afkomstig moeten zijn, is er gebruik gemaakt van de relatieve bemonstering efficiëntie af te lezen uit de waarneming dichtheid in beide apparaten. Het combineren van gegevens (soorten dichtheid en biomassa) blijft daardoor beperkt tot de soorten *Ensis* en *Angulus fabula* in verband met het grote aantal waarnemingen voor die soorten uit beide apparaten. Voor de overige soorten met, zoals *Ensis* en *A. fabula*, ongeveer even veel waarnemingen uit beide apparaten (rechts van *Ensis* in Figuur 2.10) is er voorlopig voor gekozen om slechts gebruik te maken van de boxcorer gegevens. Omdat die soorten gekenmerkt zijn door relatief lage biomassa's en frequenties van voorkomen heeft de keuze m.b.t.de samenvoeging (uitsluiting of gemiddeldes) geen noemenswaardig effect op het totale resultaat.

Tenslotte zijn de bodemschaaf records met individuen van gezamenlijke soorten (gevonden in beide apparaten) met een te klein individuele lengte ($L<L_{min}$) niet meegenomen in de samengevoegde dataset.

2.4.1.2 Effecten van de samenvoeging

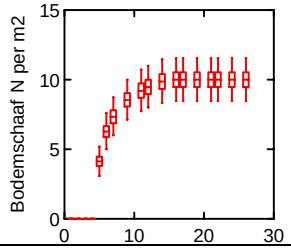
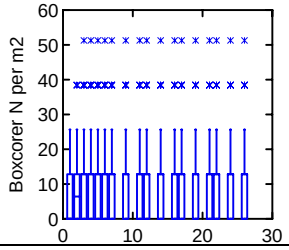
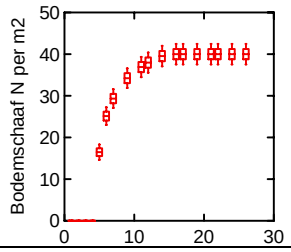
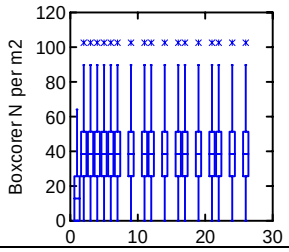
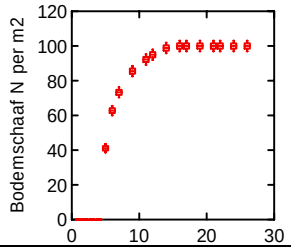
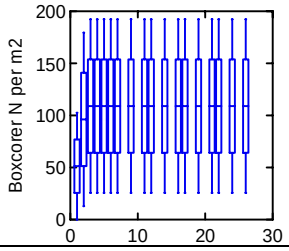
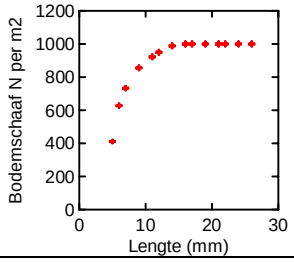
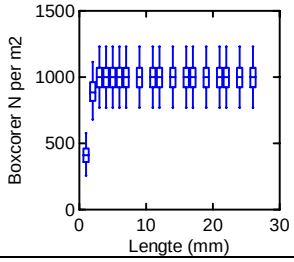
Effect van de samenvoeging op simulaties

De gevolgen van de boxcorer/bodemschaaf samenvoeging op het resultaat zijn eerst getoetst m.b.v. simulaties voor de vangstefficiëntie (zeefefficiëntie * trefkans) van de boxcorer en de bodemschaaf voor populaties van organismen met combinaties van achttien lengtes tussen 1 en 26 mm en dichtheden van 10, 40, 100 en 1000 ind/m^2. Er is hier bewust gekozen voor relatieve kleine individuele lengtes en dichtheden waar de onnauwkeurigheid van de twee monsterapparaten het grootst is. Verder is er gebruik gemaakt van een Lengte/Breedte ratio van 3 wat representatief is voor de huidige dataset waar L/B ratio's tussen 1.2 en 6.7 liggen.
In die simulaties is er gebruik gemaakt van de Poisson verdeling voor het beschrijven van het stochastische voorkomen van de bodemdieren op de zeebodem (zonder aggregatie in banken). De (soort specifieke) niveaus van aggregatie bepalen wel het aantal individuen dat in de boxcorer en/of de bodemschaaf terecht komt maar hebben verder, met die basiswaarnemingen als uitgangspunt, geen invloed op de effecten van de samenvoeging op het resultaat (Figuur 2.57)

De waarschijnlijkheid om 0, 1, 2… individuen te vinden in de boxcorer of in de bodemschaaf is berekend op basis van de kansverdelingen als functie van lengte en dichtheid (zie Figuur 2.9) voor de achttien lengtes van 1 tot 26 mm en de vier dichtheden (10, 40, 100 en 1000 indiv/m^2). Die waarschijnlijkheden (uitgedrukt als percentage) zijn vervolgens gebruikt voor het genereren van 100 waarnemingen van dichtheden per individuele lengte voor de vier niveaus van populatie dichtheid met de boxcorer en met de bodemschaaf (Figuur 2.57).
De verkregen datasets laten de verschillen tussen de bodemschaaf en de boxcorer waarnemingen duidelijk zien:

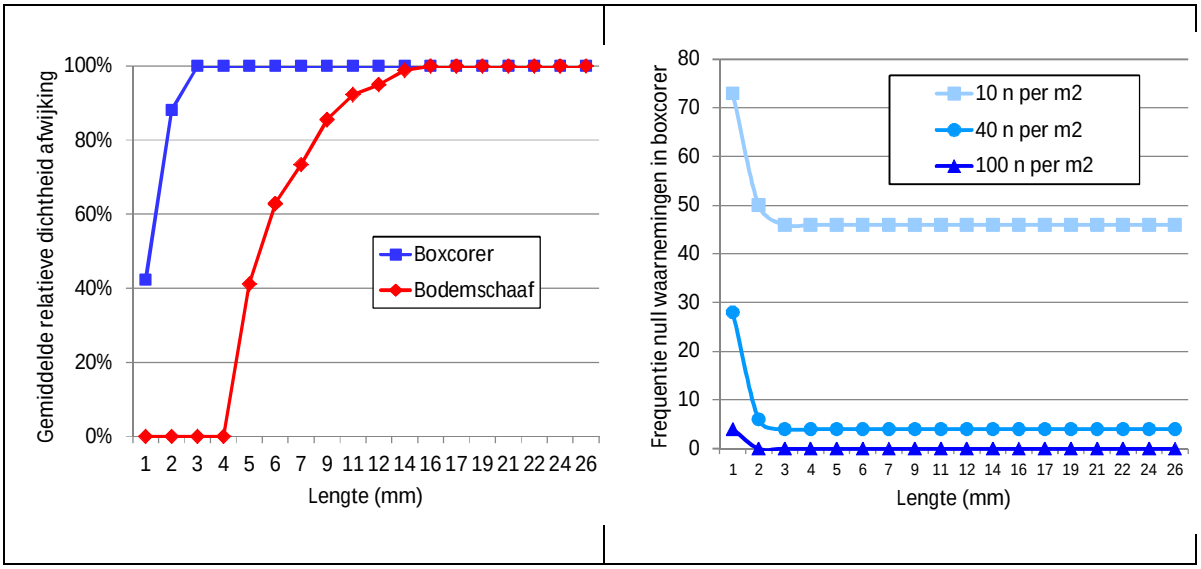
- De dichtheden waargenomen in de bodemschaaf zijn sterk beïnvloed door de individuele lengte:
  - Organismen met lengtes tot en met 4 mm (voor L/B=3) komen niet voor in de bodemschaaf waarnemingen
  - De dichtheden nemen toe met de individuele lengtes tot *ca* 14 mm en blijven stabiel daarboven.
- De dichtheden waargenomen met de boxcorer zijn weinig gevoelig voor de lengte maar laten grote variaties zien die wel afnemen voor hogere dichtheden:
  - Alle lengtes komen voor in de boxcorerwaarnemingen, wel met een toename van de zeefefficiëntie tussen 1 en 3 mm. Voor organismen vanaf 3 mm is de waargenomen dichtheid onafhankelijk van de lengte.
  - De boxcorergegevens zijn gekenmerkt door hun grote variatie als gevolg van de lage aantallen organismen (slechts acht individuen in de boxcorer bij 100 n per m^2) en het voorkomen van vele lege monsters, vooral bij de lage populatie dichtheden van 10 en 40 n per m^2.

De meest kenmerkende eigenschappen van de waarnemingen zijn weergegeven in onderstaande figuren met de gemiddelde afwijkingen (%) t.o.v. de populatie dichtheid in de boxcorer en de bodemschaaf en het hoog voorkomen van nulwaarnemingen in de boxcorer als functie van de individuele lengte (Figuur 2.58).

	Bodemschaaf	**Boxcorer**
Simulatie 10 n per m²		
Simulatie 40 n per m²		
Simulatie 100 n per m²		
Simulatie 1000 n per m²		

Figuur 2.57 *Simulatie van de dichtheden waargenomen met de bodemschaaf en de boxcorer voor populaties van organismen met een dichtheid van 10, 40, 100 en 1000 individuen n per m^2 en individuele lengtes tussen 1 en 26 mm (L/B ratio=3). In de boxplots (rechts) geven de rechthoek de waarden aan van het 25% tot het 75% percentiel, de verticale lijnen de waarden tot 1,5* dit bereik, en afzonderlijke punten hogere en lagere waarden*

.



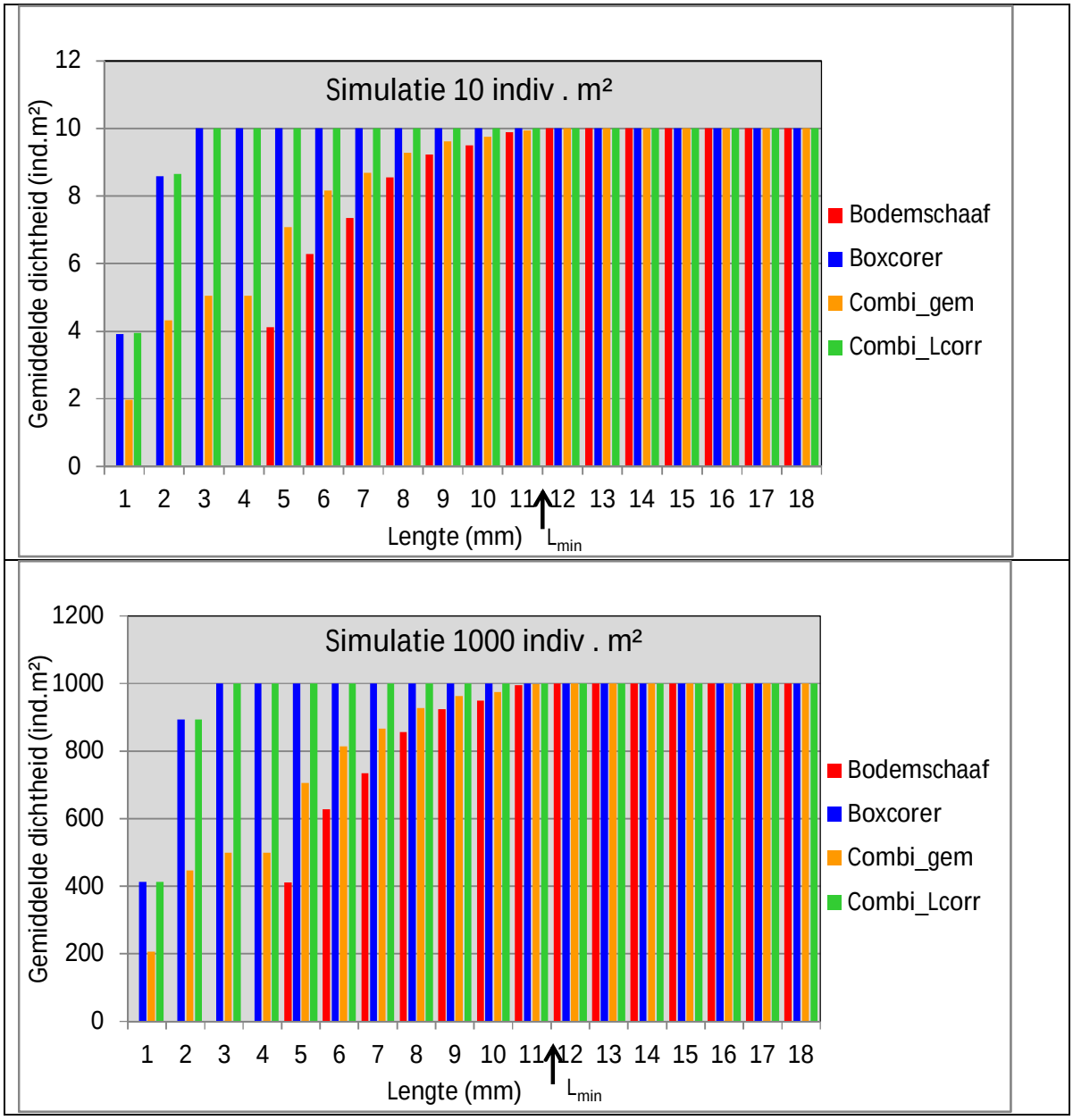
Figuur 2.58 *Links: gemiddelde dichtheid (% t.o.v. de nominale dichtheid) in de boxcorer en de bodemschaaf als functie van de lengte. Rechts: voorkomen van nulwaarden in de boxcorer als functie van de lengte voor drie verschillende dichtheden*

De effecten van de samenvoeging zijn onderzocht door een vergelijking te maken tussen de gemiddelde dichtheden van de gesimuleerde bodemdierenpopulaties verkregen met de volgende selecties:

- Boxcorer
- Bodemschaaf
- Combinatie door middel van gemiddelde boxcorer-bodemschaaf
- Combinatie door middel van gemiddelde boxcorer-bodemschaaf met uitsluiting van de bodemschaaf waarnemingen voor $L \leq L_{min}$

De gemiddelde dichtheden verkregen d.m.v. de vier selectiemethodes (Figuur 2.59) laten duidelijk verschillen zien, vooral voor de lage dichtheden en geringe lengtes:

- De populatie dichtheid (10 of 1000 indiv/m²) heeft geen invloed op de algemene patronen tussen de gemiddelde dichtheden waargenomen d.m.v. de verschillende procedures (Figuur 2.59). Elke staaf staat inderdaad voor de gemiddelde dichtheid van 100 replica's; de variatie tussen die replica's neemt echter wel toe met afnemende dichtheden (Figuur 2.57)
- De boxcorer/bodemschaaf gemiddelde (COMBI_GEM) leidt tot een sterke onderschatting van de gemiddelde dichtheden voor de lengteklassen onder L_{min} die niet dan wel onvolledig bemonsterd zijn met de bodemschaaf.
- De uitsluiting op basis van individuele lengte (COMBI_LCORR) zorgt ervoor dat de lage bemonstering efficiëntie van de bodemschaaf voor kleine individuen buiten beschouwing blijft bij de berekening van de dichtheid in de gecombineerde dataset.



Figuur 2.59 *Gemiddelde dichtheden verkregen met de boxcorer, de bodemschaaf en door het combineren van die waarnemingen m.b.v. gemiddelde zonder onderscheid van de individuele lengtes (Combi_gem) en met uitsluiting van de bodemschaaf waarnemingen voor L ≤ Lmin (Combi_Lcorr) voor populaties van organismen met een dichtheid van 10 en 1000 individuen n per m² en individuele lengtes tussen 1 en 26 mm (L/B ratio=3, L_{min}=11,8 mm)*

Effect van de samenvoeging op de resultaten

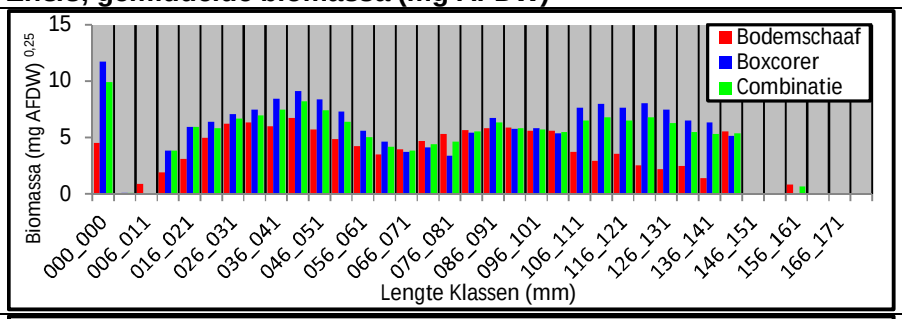
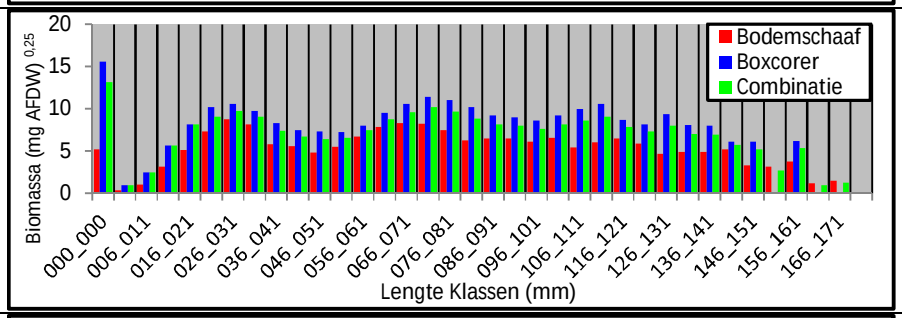
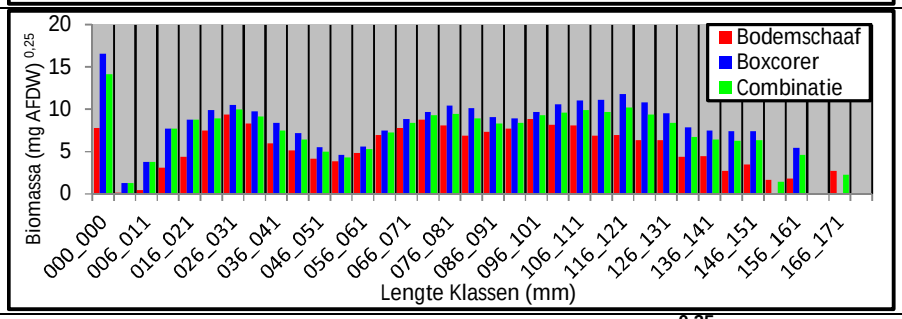
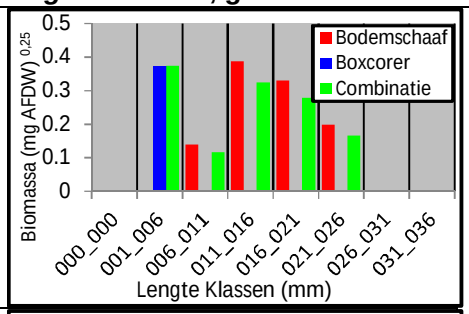
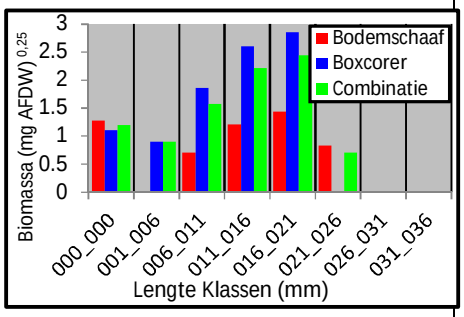
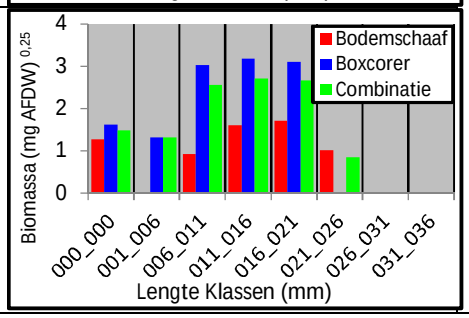
Het combineren van de boxcorer- en bodemschaafgegevens betreft slechts de twee soorten *Ensis* en *Angulus fabula*. Het gaat erbij om slechts 5% van het totale aantal waarnemingen (zonder onderscheid van lengte) in de gecombineerde dataset (Tabel 2.18). Dit betekent dat 95% van de records in de samengevoegde dataset overeenkomt met de basisgegevens uit of de boxcorer of de bodemschaaf.

Voor de twee soorten *Ensis* en *A. fabula* waarvoor die procedure is toegepast zijn respectievelijk liefst 68% en 83% van de waarnemingen verkregen uit de combinatie van boxcorer en bodemschaaf gegevens.

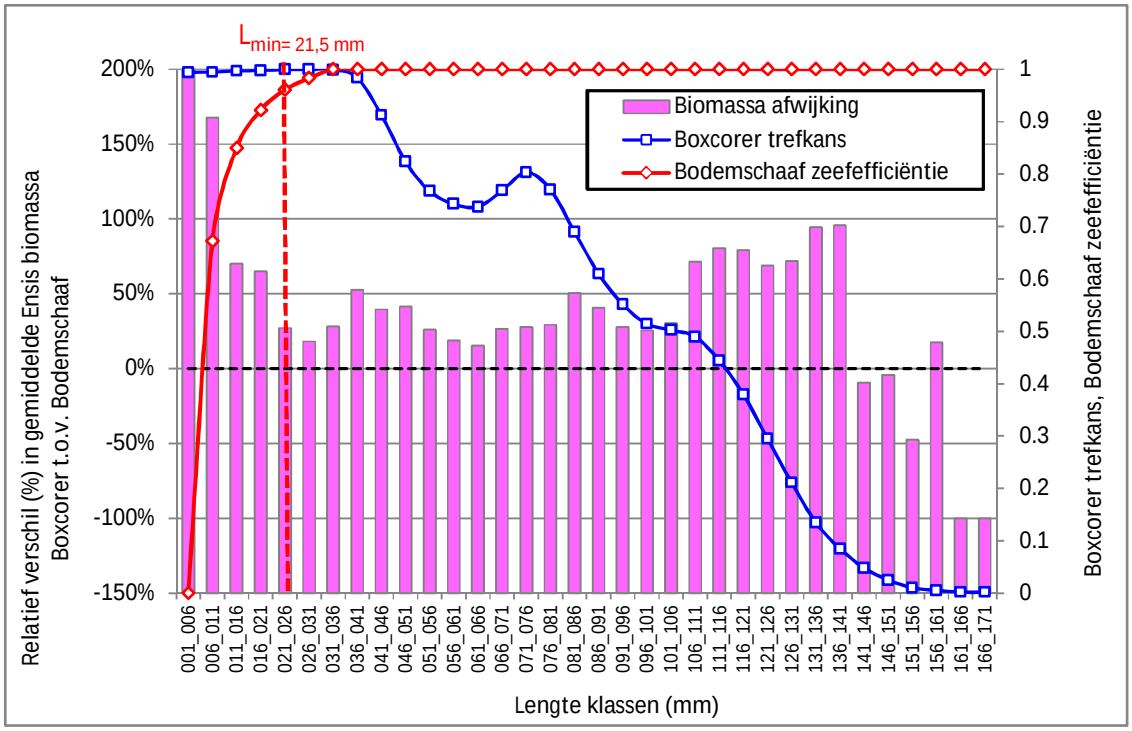
Op de grafieken in Figuur 2.60 zijn de gemiddelde biomassa's per lengteklasse berekend over alle jaren voor de drie deelgebieden binnen het bodembeschermingsgebied.
Door de grote hoeveelheid waarnemingen kunnen de *Ensis*-waarnemingen goed gebruikt worden voor een vergelijking tussen de bemonstering efficiëntie van beide monsterapparaten en het gevolg van de combinatie op het resultaat. Beide apparaten leveren een consistent beeld van de biomassaverdeling over de lengteklassen met een onderscheid tussen drie cohorten. In BB_Zra en BB_Zrb komen biomassa pieken voor op *ca* 30, 60 en 120 mm en op 50, 100 en 125 mm in BB_mond.
De gemiddelde biomassa's van *Ensis* zijn meestal hoger in de boxcorer dan in de bodemschaaf dataset; de gecombineerde gemiddelde waarden zijn vervolgens ook hoger dan de bodemschaaf waarden. De verhouding tussen de boxcorer en de bodemschaaf waarnemingen is echter niet constant voor de verschillende lengteklassen.

Tabel 2.18 Aantal waarnemingen direct afkomstig uit de boxcorer of de bodemschaaf of verkregen d.m.v. gemiddelde uit beide monstertuigen (Combi)

Gebruikte tuig	2004	2005	2009	2010	2011
Bodemschaaf	2296	2590	2851	2420	2392
Boxcorer	3992	4369	4778	5247	5038
Combi	374	402	447	397	433

Gebied	***Ensis*, gemiddelde biomassa (mg AFDW)$^{0.25}$**
BB_mond	
BB_zra	
BB_zrb	
	***Angulus fabula*, gemiddelde biomassa (mg AFDW)$^{0.25}$**
BB_mond	
BB_zra	
BB_zrb	

Figuur 2.60 *Gemiddelde biomassa ([mg AFDW]$^{0.25}$) van Ensis en Angulus fabula berekend over alle jaren (2004-2011) per deelgebied binnen het bodembeschermingsgebied zoals bepaald met box-corer, bodemschaaf en combinatie van beide bemonsteringstechnieken*

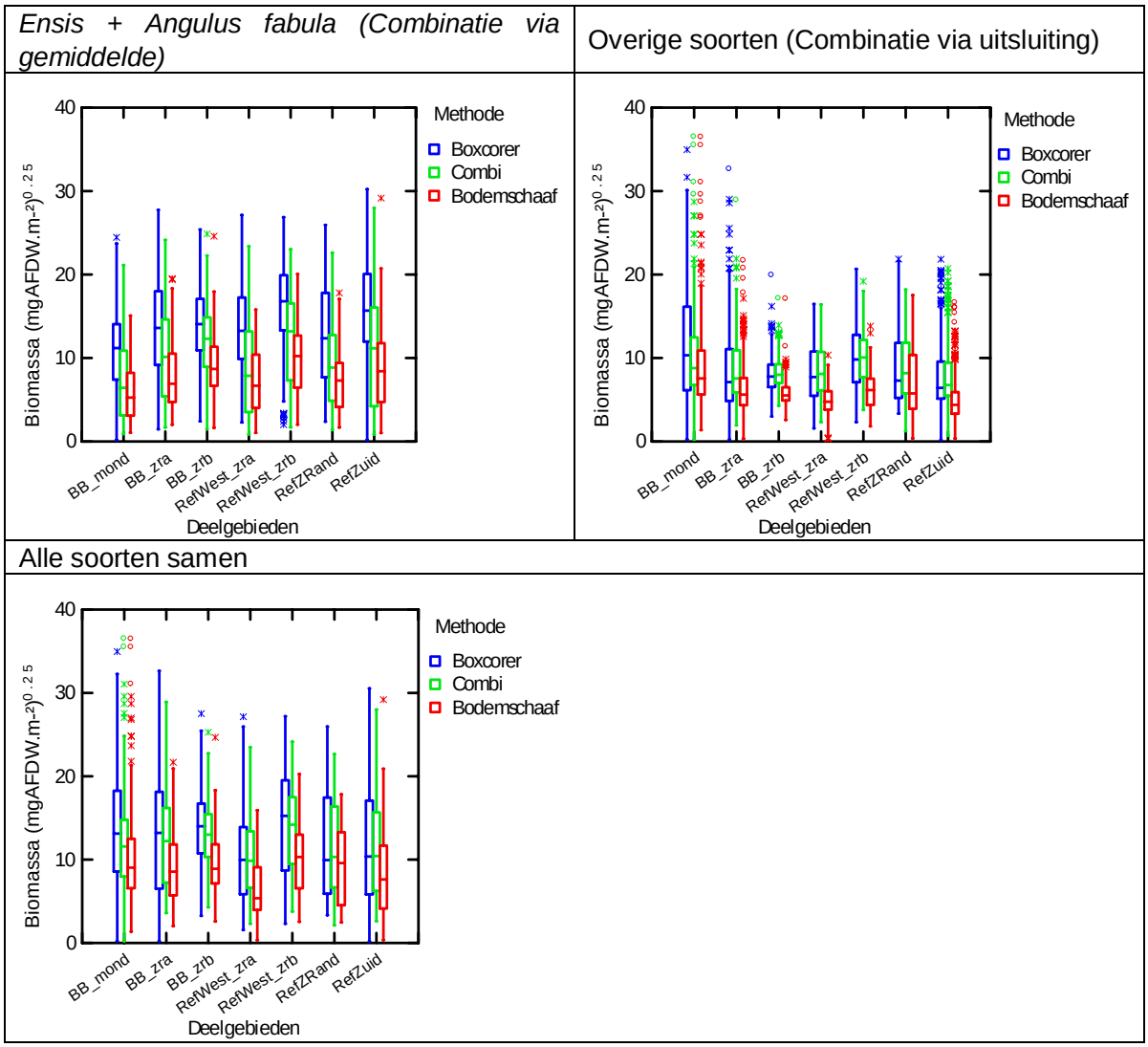


Figuur 2.61 *Afwijking in gemiddelde Ensis biomassa waargenomen in de boxcorer t.o.v. de bodemschaaf samen met de boxcorer trefkans en de bodemschaaf zeefefficiëntie als functie van individuele lengtes ingedeeld in lengte klassen. De afwijking waargenomen voor lengte klasse 001_006 met een waarde van 1585% valt buiten de schaal van de huidige grafiek*

Figuur 2.61 geeft een weergave van het relatieve verschil (%) in gemiddelde *Ensis* biomassa tussen de boxcorer en de bodemschaaf als functie van de individuele lengte. De veranderingen in de verhouding tussen de boxcorer en de bodemschaaf als functie van de *Ensis* individuele schelplengte kunnen grotendeels verklaard worden door de veranderingen in zeefefficiëntie (bodemschaaf) en trefkans (boxcorer) die, voor de duidelijkheid, ook weergegeven zijn op de grafiek in Figuur 2.61:

- Kleine schelpen tussen 1 mm en L_{min} (21,5 mm) worden niet kwantitatief bemonsterd door de schaaf waar 0 tot 95% van de individuen in het monster gevonden worden als functie van de lengte. De slechte zeefefficiëntie van de bodemschaaf is bevestigd door de hoge waarde in het relatief verschil in biomassa tussen de boxcorer en de bodemschaaf (hogere boxcorer waarden).
- De bodemschaaf levert kwantitatieve waarnemingen voor *Ensis* schelpen boven 21,5 mm. Voor schelpen tussen 21 en 106 mm oscilleert het relatieve verschil in biomassa tussen de boxcorer en de bodemschaaf tussen +10% en +50% en toont inderdaad geen relatie meer met de individuele lengtes.
- Omdat de gemiddelde dichtheid afneemt met de individuele lengte (kleine individuen zijn talrijker dan de groteren) neemt de trefkans in de boxcorer af voor individuen groter dan 30 mm. Waar de trefkans in de boxcorer sterk blijft dalen neemt de afwijking weer toe met waarden tussen +70% en +96% voor schelplengtes tussen 106 en 141 mm. Pas voor schelplengtes hoger dan 141 mm neemt het verschil negatieve waarden (lagere boxcorer waarden t.o.v. de bodemschaaf) wat consistent is met de sterk verlaagde trefkans bij de relatieve lage dichtheden van de grotere schelpen.

De relatieve hoge boxcorer biomassa's voor schelplengtes tussen 106 en 141 mm kunnen niet verklaard worden door veranderingen in trefkans of zeefefficiëntie maar eerder door het slecht vangen van de diepe levende *Ensis* door de bodemschaaf. De vangstefficiëntie van de bodemschaaf neemt vermoedelijk af samen met de toenemende schelplengte van *Ensis* waar de grotere individuen dieper gevonden zijn dan de kleineren. Een eerdere berekening (o.b.v. 2004) kwam op een onderschatting van het totale bestand aan Amerikaanse zwaardschedes van ongeveer 40 % met de bodemschaaf vergeleken met de boxcorer (Craeymeersch et al 2007).
De methode gebruikt bij de samenvoeging (gemiddelde of uitsluiting) is sterk bepalend voor de verhouding tussen de basis gegevens (boxcorer en bodemschaaf) en de samengevoegde dataset (Figuur 2.62).



Figuur 2.62 *Biomassa aan bodemdieren in de jaren 2004 t.m. 2011 op de locaties binnen de verschillende deelgebieden zoals bepaald met de boxcorer de bodemschaaf en combinatie van beide (de gegevens zijn vierkantswortel getransformeerd) met aparte weergave voor Ensis en Angulus fabula (combinatie via gemiddelde) en de overige soorten (combinatie via uitsluiting) en alle soorten samen. De rechthoek geeft de waarden aan van het 25% tot het 75% percentiel, de verticale lijnen de waarden tot 1,5* dit bereik, en hogere en lagere waarden als afzonderlijke punten*

Bij de samenvoeging d.m.v. gemiddelde zoals gebruikt bij *Ensis* en *Angulus fabula* ligt de gecombineerde waarde meestal tussen de niveaus waargenomen met de boxcorer en de bodemschaaf (Figuur 2.62). Het samengevoegde resultaat zal echter ook niet altijd precies gelijk zijn aan het bodemschaaf/boxcorer gemiddelde als gevolg van de uitsluiting van de, voor de bodemschaaf, ondermaatse organismen (L<21,5 mm).
Voor de overige soorten gebeurt de samenvoeging van de dataset door een keuze te maken voor een van de monstertuigen. De keuze is gebaseerd op het vistuig met het grootste aantal positieve waarnemingen. Daardoor kan de samengevoegde biomassa hoger dan wel lager liggen dan in de basis gegevens (boxcorer of bodemschaaf) door de optelling dan wel uitsluiting van de waarnemingen zoals weergegeven in Figuur 2.62 met een hogere mediane waarde van biomassa voor de combinatie in alle gebieden met uitzondering van BB_mond.
Met betrekking tot de totale bodemdieren biomassa komen de waarden in de samengevoegde dataset redelijk overeen met die van de boxcorer en zijn beduidend hoger dan de biomassa's uit de bodemschaaf.

2.4.1.3 Ten slotte

De volgende conclusies kunnen getrokken worden op basis van de huidige gegevens:

- Het samenvoegen van datasets verkregen m.b.v. de verschillende selectiemethods is een veelvoorkomende benadering wanneer het volledige bereik van een verdeling in beschouwing genomen moet worden. Het hoofdzakelijke probleem betreft de gekozen optie i.v.m. het omgaan met soorten die in beide monstertuigen worden gevangen; het uitsluiten dan wel combineren ervan. Bij de voorbereiding op de samenvoeging is de nodige aandacht besteed aan het uniformeren van de datasets om de selectie van de dubbele waarnemingen en de combinatie ervan mogelijk te maken.
- Bij het configureren van de samenvoegingsmethode zijn we er vanuit gegaan dat zeefefficiëntie en trefkans de belangrijkste stuurfactoren zijn bij de bepaling van de eigenschappen van een bodemdierenmonster De simulaties bevestigen dat de keuze gemaakt moet worden voor het meest efficiente vistuig.
- Bij het samenvoegen van de boxcorer en bodemschaaf gegevens werd
    - i.-het voorkomen en de frequentie van de gezamenlijke soorten gebruikt voor het onderscheid tussen 'bodemschaaf-' en 'boxcorer-' soorten en
    - ii.-de zeefefficiëntie gebruikt voor het uitsluiten van de niet kwantitatieve (ondermaatse) bodemschaaf waarnemingen.

  De *Ensis*-waarnemingen bevestigen de geschiktheid van de huidige benadering voor de samenvoeging van soorten die goed vertegenwoordigd zijn in beide datasets
- De grotere diep levende schelpdieren zijn minder efficiënt bemonsterd door de bodemschaaf (geringe penetratiediepte, 9cm) dan door de boxcorer (20-30 cm) mits de dichtheden en bijbehorende trefkans hoog genoeg zijn voor de relatief klein monsteroppervlak (0.08m^2) van de boxcorer. Het meenemen van een soort specifieke vangstefficiëntie voor de bodemschaaf (als functie van de ingraaf diepte) bij de samenvoeging van de datasets zou bijdragen aan een meer accurate weergave van de werkelijke dichtheden. Deze correctie werd niet toegepast vanwege ontbrekende kennis over die efficiëntie.

De huidige methode maakt gebruik van een functie voor de zeefefficiëntie waarbij rekening wordt gehouden met de morfologie van de organismen en een selectie van de te gebruiken waarnemingen op basis van de relatieve bemonsteringefficiëntie van de twee monstertuigen voor de gezamenlijke soorten. Deze benadering op maat zorgt voor het maximaal behouden van de gegevensintegriteit van de basis datasets.

2.4.2 Effect instelling bodembeschermingsgebied

Het doel van het monitoringsprogramma is antwoord te kunnen geven op de vraag of voldoende wordt gecompenseerd voor de effecten die als gevolg van de aanleg en aanwezigheid van de Maasvlakte 2 optreden.
Als compensatie zijn een bodembeschermingsgebied en een aantal rustgebieden aangewezen. In het bodembeschermingsgebied gelden beperkingen voor vormen van visserij die de zeebodem sterk verstoren. Dit betreft de boomkorvisserij zwaarder dan 260 pk. De analyse moet dan ook primair een antwoord geven op de vraag of het stopzetten van deze vorm van visserij het verwachte effect heeft op de gekozen indicatoren.

In eerdere jaarrapporten is geconstateerd dat een simpele vergelijking van bodembeschermingsgebied met referentiegebieden niet kan leiden tot een goede inschatting van het effect van het instelllen van het bodembeschermingsgebied. Bij de analyses moet ook rekening gehouden worden met o.a. de ruimtelijke en temporele variaties in de abiotische omstandigheden, de locatie specifieke variaties die niet door verschillen in de beschikbare abiotische omstandigheden verklaard kunnen worden, en temporele en ruimtelijke autocorrelatie. In het jaarrapport 2011 zijn voor een aantal van deze werkwijzen de eerste bevindingen gerapporteerd en in jaarrapport 2012 zijn deze verder uitgewerkt voor totale biomassa en biomassa prooidieren voor vissen en vogels. In dit jaarrapport is deze aanpak ook voor andere karakteristieken van de bodemdiergemeenschappen uitgewerkt.

2.4.2.1 Effect abiotische omstandigheden

Een analyse naar visserij-effecten of, zoals in ons geval, naar het uitsluiten van bodemberoering door boomkorvisserij kan niet uitgevoerd worden zonder rekening te houden met de ‘autonome’ variatie in de gekozen indicatoren (biomassa, aantal soorten, …) ten gevolge van ruimtelijke en temporele variaties in de abiotische omstandigheden. In een gebied als de Voordelta is er een sterke correlatie tussen de biomassa en diepteligging, sedimentkarakteristieken, saliniteit en stroomsnelheden. Jaarlijkse verschillen in deze abiotische variabelen kunnen echter niet de jaarlijkse verschillen in de bodemdiergemeenschappen verklaren (modellen met jaar als nominale variabele zijn beter dan modellen zonder). Maar ook de ruimtelijke verschillen kunnen niet volledig met deze variabelen verklaard worden (modellen met deelgebied als nominale variabele zijn beter dan modellen zonder). We hebben deze nominale variabelen toch niet in de modellen meegenomen omdat deze (deels) de temporele en ruimtelijke verschillen in visserij-intensiteit zouden kunnen reflecteren.

2.4.2.2 Verschillenanalyse

Bij de verschillenanalyses wordt gepoogd om de ruimtelijke variatie binnen het studiegebied uit de analyse weg te cijferen. Ook de ruimtelijke variatie die we, in de vorige analyses waarbij omgevingsvariabelen als co-variabelen gebruikt werden, niet konden wegnemen.
Uit deze analyses blijkt, in tegenstelling tot de resultaten van de BACI-analyses (zie volgende pagina), dat in het bodembeschermingsgebied de totale biomassa voor de instelling van het bodembeschermingsgebied hoger was dan erna, en in de referentiegebieden gelijk gebleven is. Voor de biomassa van prooidieren voor zee-eenden zijn er geen significante verschillen voor en na de instelling van het bodembeschermingsgebied gevonden.
De analyses van de deelgebieden laat zien dat de totale biomassa (en dus ook de biomassa prooien voor typische vissen) in het bodembeschermingsgebied afneemt in het deelgebied BB_mond. In de referentiegebieden blijft de afname beperkt tot het deelgebied RefWest_zrb.
In RefWest_zrb valt de afname van de totale biomassa samen met de afname van voedsel voor zwarte zee-eenden. Eigenaardig genoeg is er in RefZuid juist een toename van de biomassa aan prooidieren voor zwarte zee-eenden. De afname van de totale biomassa in

BB_mond is vooral een afname van *Mya arenaria*, *Ensis sp.*, *Cerastoderma edule.* Een toename van het aantal prooidieren voor zwarte zee-eenden zoals waargenomen in RefZuid is dus te wijten aan de toename van een specifieke lengteklasse van een van de prooisoorten. Zo is er bijvoorbeeld in 2009 een hoge biomassa aan Amerikaanse zwaardschedes met een lengte van 2-6 cm.

2.4.2.3 *BACI-analyse*

Voor alle biotische variabelen, met uitzondering van het aantal soorten en de biomassa aan prooien voor zwarte zee-eenden, is er een significante interactie gevonden tussen gebied en periode. En dit terwijl in ieder geval bodemberoering door boomkorren vissend op platvis, in zowel het bodembeschermingsgebied als het referentiegebied volledig of grotendeels gestopt is. Doordat er geen duidelijk behandelingseffect was (wel versus geen boomkorvisserij) hebben we dus geen goede BACI-opzet gehad.
Voor een deel zijn deze verschillen in trends te wijten aan jaarlijkse verschillen in broedval en overwinteringssucces. Dergelijke verschillen zijn o.a. kenmerkend voor veel schelpdieren. De verschillende trend in maximale lengte van Amerikaanse zwaardschedes (grotere toename in de referentiegebieden dan in het bodembeschermingsgebied) zijn aan zulke verschillen in de populatie-opbouw toe te schrijven. Zoals eerder beschreven, komen met name in 2010 vooral 1-jarige dieren in het BBG voor, en 2-jarige dieren in de referentiegebieden (zie Figuur).

Deze jaarlijkse verschillen in broedvalsucces zorgen mee voor jaarlijkse verschillen in de gemeenschapsstructuur. Ze zijn al lang wel bekend, maar de oorzaak is zelden geweten. Slechts in enkele gevallen zijn jaarlijkse fluctuaties toegeschreven als respons op abiotische veranderingen (o.a Beukema 1979, Rumohr and Krost 1991, Johnson and Wiederholm 1992, Buchanan 1993,). Zulke veranderingen kunnen binnen deelgebieden van de Voordelta anders zijn (Craeymeersch 1999). Dat is zeker het geval als er ook (relatief) grote verschillen in abiotische omstandigheden zijn, zoals in de Voordelta. Meest opvallend zijn de afwijkende omstandigheden in de Haringvlietmonding, resulterend in bodemdiergemeenschappen die nergens anders in de Voordelta voorkomen (zie ook 2.2.3. en 2.3.1). Idealiter zouden daarom de abiotische omstandigheden in de referentiegebieden gelijk moeten zijn aan deze van het bodembeschermingsgebied. Echter, bij het opstarten van het project bleek dat de omvang van het bodembeschermingsgebied te groot was om daarbinnen nog voldoende ruimte te hebben voor een referentiegebied (Asjes et al 2004).

In die twee gevallen (totale biomassa prooidieren voor zwarte zee-eenden, aantal soorten) zonder verschil in de hellingshoeken van de trends in bodembeschermings- en referentiegebied in het interactieplot geeft de statistische significantie van de interactietermen bovendien aan dat die vergelijking over voldoende statistisch onderscheidingsvermogen (power) beschikte voor het detecteren van verschillen.

Opvallend is de trend in totale biomassa voor en na het instellen van de maatregel, met ongeveer gelijke waarden in het bodembeschermingsgebied en een toename in de referentiegebieden. De biomassa toename in de referentiegebieden zou een aanwijzing kunnen zijn voor het effect van de relatief sterker afgenomen boomkorvisserij in het referentiegebied dan in het bodembeschermingsgebied tijdens de onderzoeksperiode.

Deze trend is ook zichtbare in de mediane biomassa waardes maar niet uit de ruwe data, zoals geschetst in 1.3.2 en 1.3.4.3 met een afname van de totale biomassa in het bodembeschermingsgebied. Deze verschillen in uitkomsten tussen de ruwe en de getransformeerde gegevens (in toets BACI) of de medianen zijn te wijten aan uitbijters wiens

effect op de resultaten onderdruk wordt door de toepassing van transformatie en/of het gebruik maken van mediane waardes.

2.4.2.4 *Relatie visserij-intensiteit*

Omdat we nu niet met een goede BACI-opzet te maken hadden, waren we noodgedwongen teruggeworpen op het onderzoeken van correlaties tussen biotische variabelen en visserij-intensiteit.

Het probleem daarbij is dat het niet mogelijk is om oorzakelijke relaties hard te maken. Als correlaties tussen visserij intensiteit en een biotische factor gevonden worden, betekent dit niet dat visserij intensiteit de verandering in de biotische factor veroorzaakt heeft.

Een correlatie houdt in dat twee factoren gezamenlijk variëren; een hogere waarde van factor A hangt bijvoorbeeld samen met een hogere waarde van factor B. Omgekeerd kan ook: een toename in factor A gaat samen met een afname in factor B. Echter, het is niet te herleiden *waarom* de factoren gerelateerd zijn.

Een correlatie tussen twee variabelen kan diverse oorzaken hebben:

1. Er is een directe oorzaak-gevolg relatie: bv longkanker wordt veroorzaakt door roken. Maar bij een correlatie zou de onderliggende relatie evengoed omgekeerd kunnen zijn; longkanker leidt tot roken.
2. Er kan een gezamenlijke oorzaak zijn: ijsverkoop en aantal mensen die verdrinken nemen allebei toe met toenemende temperatuur
3. Er kan een vertroebelende factor zijn: fatale ongelukken op snelwegen nemen af wanneer snelheidslimieten verlaagd worden; bij een gelijktijdige oliecrisis wordt er minder gereden
4. Toevallige samenloop: de populatie van Canada is toegenomen in dezelfde periode als de maan een paar km dichterbij is gekomen

Schwarz (2013) noemt, in navolging van Hill (1971), zeven criteria om na te gaan of er een oorzaak-gevolgrelatie is;

1. Sterkte van de correlatie in meerdere studies: hoe sterker een relatie wordt gevonden in een serie van verschillende studies, hoe minder waarschijnlijk dat de relatie toevallig is
2. Dosis-effect relatie: verandert de waarde van de respons variabele op een te verwachten, te verklaren wijze met het niveau van de sturende variabele
3. Komt de oorzaak in tijd voor het gevolg?
4. Consistentie van de waarnemingen. Hebben de meeste, of alle, studies gelijke bevindingen? En, in dit geval, zijn de bevindingen voor de biotische variabelen onderling consistent.
5. Biologisch of theoretisch plausibel: zijn bevindingen consistent met biologische of theoretische kennis.
6. Coherentie: zijn de bevindingen niet in conflict met geaccepteerde feiten m.b.t. de bestudeerde variabele
7. De relatie is specifiek: het gevonden effect is alleen gecorreleerd met de vermoede oorzaak (of andere oorzaken kunnen uitgesloten worden)

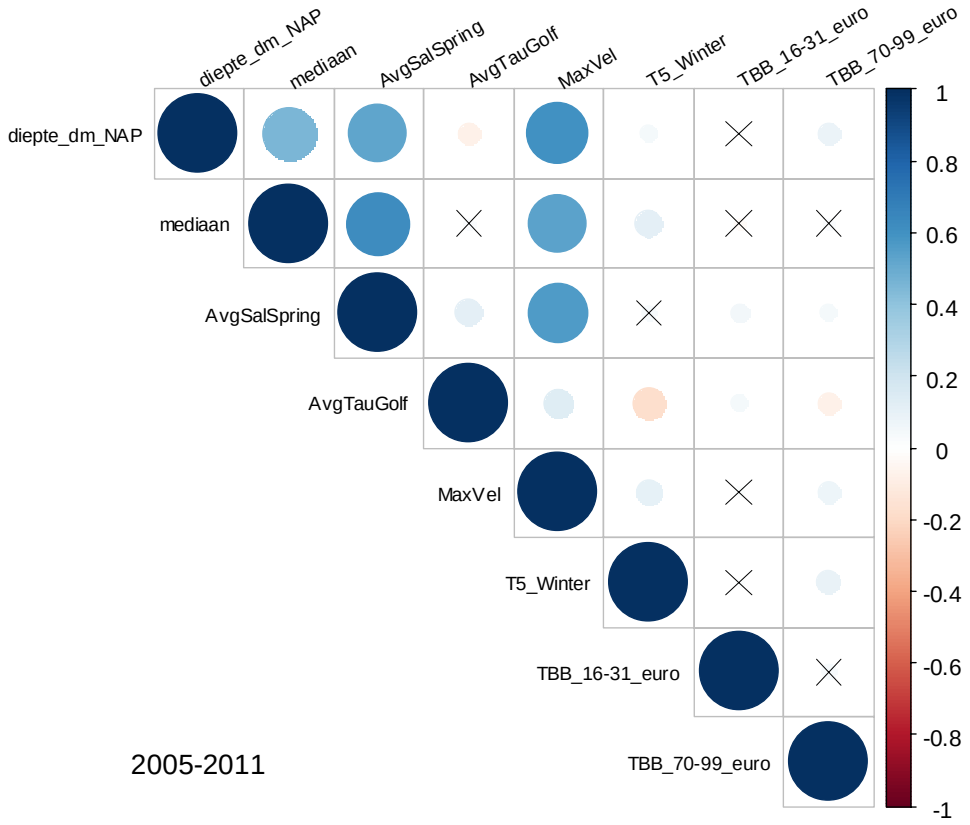
2.4.2.5 *Korte-termijneffecten*

Een aantal van de hierboven genoemde criteria hebben betrekking op bevindingen in andere studies. De literatuur met betrekking tot de effecten van visserij betreft verschillende soorten studies: experimenten, vergelijking van locaties of gebieden met verschillende visserijdruk (inclusief gradiënten vanaf wrakken of productieplatform), modellen en reviews en meta-analyses (Ball et al 2000, Collie et al 1997, Cowie et al 2000, Dayton et al 1995, Duineveld et al 2007, Frid et al 1999, 2000, Greenstreet et al 2007, Hiddink et al 2006a, 2006b,, 2007,

Hinz et al 2009, Kaiser, 1998, Kaiser et al 1998, 2000, 2006, Quierós et al 2006, Reiss et al 2009, Simpson & Watling 2006, Smith et al 2000, Thrush et al 1998, Tuck et al 1998, van Denderen et al 2013, Veale et al 2000). Veel van deze studies hebben betrekking op andere type visserijen dan boomkorvisserij op platvis en al helemaal niet op boomkorvisserij op garnalen.

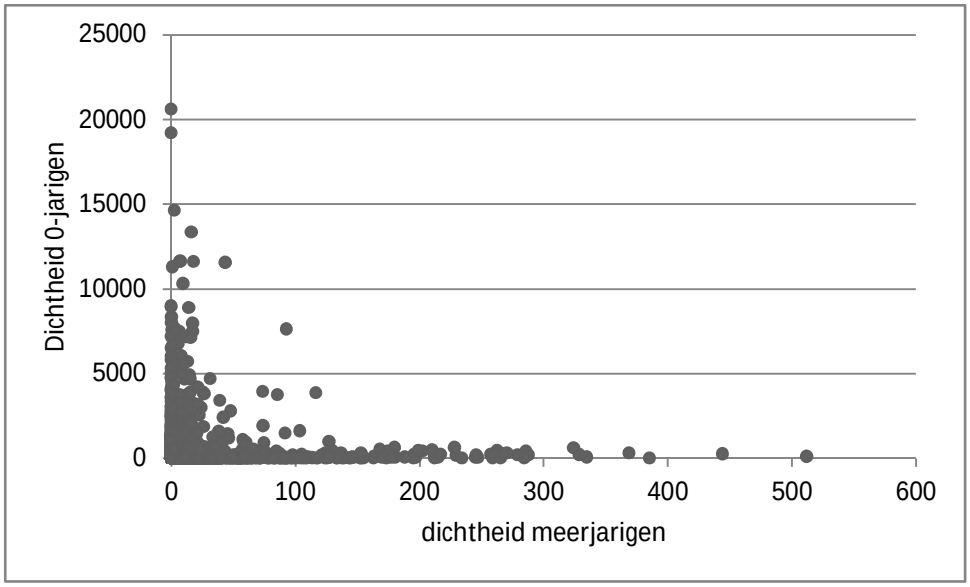
Van alle indicatoren die we in deze studie geanalyseerd hebben, zijn er slechts 2 in meerdere studies bestudeerd: de totale biomassa en het aantal soorten. In de gevallen waar geen significante correlatie gevonden wordt met visserij-intensiteit, wijzen de auteurs veelal naar de geringe visserij-intensiteitsgradiënt in vergelijking met andere studies. In alle gevallen waar een significante correlatie gevonden wordt, is het een negatieve. Echter, recente modelberekeningen door van Denderen et al (2013) laten zien dat een toename van de biomassa van zowel gevoelige als niet-gevoelige soorten kan worden verwacht bij een (zeer) lichte verstoring door visserij in sterk top-down gecontroleerde systemen (waar de biomassa van bodemdieren sterk bepaald wordt door predatie door vissen) als gevolg van een gereduceerde predatie door vissen (ten gevolge van de visserij). In alle andere gevallen (bottom-up gecontroleerd systeem waar predatie door vis geen of vrijwel geen effect heeft op de biomassa van bodemdieren of hoge visserijdruk in top-down gecontroleerd systeem) neem de biomassa van gevoelige soorten af en van niet-gevoelige soorten toe. Wat dit voor de totale biomassa betekent, zal dan afhangen van de ‘natuurlijke’ verhouding van beide groepen.

In deze studie vonden we ofwel geen significante correlatie tussen de totale biomassa en visserij-intensiteit ofwel een positieve correlatie tussen beide. De niet-significante correlaties zouden aan de geringe gradiënt in visserijdruk te wijten kunnen zijn. De wel significante zijn tegengesteld aan de resultaten van veldstudies in de literatuur, maar komen overeen met de theoretische verwachting bij een bottom-up gereguleerd systeem, of een top-down-gereguleerd systeem met een zeer lage visserijdruk (van Denderen et al., 2013). Welk systeem de Voordelta is, is onbekend (zie 2.4.3, regulatie ecosysteem). Kortom, alhoewel de in deze studie gevonden relatie tegengesteld is aan de in de literatuur beschreven feiten, is de uitkomst theoretisch plausibel. Anderzijds kun je hier ook de vraag stellen of de positieve correlatie niet komt doordat visserij vooral plaatsvindt in gebieden met een hoge biomassa. In dat geval is de hoge biomassa de oorzaak en visserij het gevolg, en komt de oorzaak in de tijd dus niet voor het gevolg. Dat is in lijn met andere studies die erop wijzen dat structurele verschillen in omgevingsvariabelen die de soortensamenstelling of biomassa bepalen, maken dat sommige gebieden aantrekkelijker zijn voor vissers dan andere gebieden (Hall et al 1993, Craeymeersch et al 2000).
Het is daarom zeer logisch dat er een correlatie is tussen bepaalde abiotische variabelen en visserij. De resultaten van de habitatmodellen (relatie met abiotiek) zouden daarom ook al deels verschillen in visserij-inspanning kunnen reflecteren. Hoewel er bijvoorbeeld een positieve correlatie is tussen visserij op platvis en diepte – zoals verwacht – is deze correlatie niet erg sterk (Figuur 2.63). Maar deze lage correlatie komt wellicht doordat de visserij-intensiteiten in de meeste jaren eerder laag of zelfs nul waren.



Figuur 2.63 *Verband (product-momentcorrelatiecoëfficiënt van Pearson) tussen de abiotische variabelen gebruikt bij habitatmodel en visserij-intensiteit van eurokotters vissend op platvis (TBB_70-90_euro) en garnalen (TBB_16-31_euro). Niet significante correlaties zijn met een kruisje aangegeven*

Wat betreft het aantal soorten lijkt een negatieve relatie logisch, gezien de hoge directe mortaliteit van sommige soorten (Bergman en van Santbrink 2000) en het aantasten van de complexiteit van de zeebodem, ook in zachte substraten (Thrush et al 2001). Toch vinden we een positieve correlatie tussen het aantal soorten en garnalenvisserij. Is het denkbaar dat garnalen op locatieniveau in ieder geval van één soort alle individuen kunnen opeten, of van enkele soorten de dichtheid erg verlagen? In dat geval zou garnalenvisserij de predatie kunnen inperken, met een positief effect op het aantal waargenomen soorten (per monster) als gevolg. Garnalen hebben niet echt een dieetvoorkeur en zijn een beetje alleseters (Campos & van der Veer 2008), en dus is zo'n effect niet erg plausibel. Aan de andere kant kan predatie door garnalen het recruteringssucces van tweekleppigen lokaal wel degelijk sterk reduceren (Beukema en Dekker 2005). Echter, of die reductie sterk genoeg kan zijn om tot een reductie van het aantal soorten (per monster) te leiden, is onduidelijk.
Heinis & Deerenberg (2011) vonden zo'n positieve relatie ook tussen het aantal soorten in een box-corer en de visserij-intensiteit van boomkorvisserij op platvis, en met name voor locaties op dieptes tussen 10 en 15m. Dat kwam door een toename van relatief kleine soorten. Het aandeel grote soorten was op locaties meer dan driemaal per jaar bevist, significant kleiner dan op onbeviste locaties. Wij vonden zo'n relatie niet.



Figuur 2.64 Relatie tussen dichtheid van meerjarige Amerikaanse zwaardschedes en dichtheid nuljarige dieren (als grens is 70mm genomen, zie Figuur 2.11)

Voor de overige indicatoren (maximale lengte, gemiddeld individueel gewicht, aandeel grote soorten) is in de literatuur praktisch geen informatie te vinden . Er is nog slechts één studie die iets zegt over het aandeel grote soorten (Jennings et al 2001). In hun onderzoeksgebied (Silver Pits en Hills, Noordzee) met hoge verstoring door boomkorren met wekkerkettingen was de afname van de dichtheid van grotere individuen groter dan deze van kleine individuen. Maar voor de interpretatie van de gevonden correlaties voor al deze variabelen zijn we dus aangewezen op het nagaan of de gevonden correlaties biologisch of theoretisch plausibel zijn.

De biomassa van prooien voor zwarte zee-eenden bestaat waarschijnlijk voornamelijk uit Amerikaanse zwaardschedes met een lengte van 6 tot 9 cm. Zij maken op 80% van de locaties meer dan 90% van de prooidierbiomassa uit. Amerikaanse zwaardschedes van deze grootte zijn 1-jarig. Het gaat dus bij de bemonstering om dieren van de broedval van het voorafgaande jaar.
Er bestaat een negatief verband tussen het broedvalsucces en het aantal grotere dieren (Figuur 2.64), zoals eerder voor andere soorten gerapporteerd (Hancock 1973, Beukema & Cadée 1999, Kristensen 1957, Andre & Rosenberg 1991). Als er inderdaad sprake is van een negatief verband tussen het aantal grotere dieren en boomkorvisserij in het voorafgaande jaar - wat zou blijken uit de negatieve correlatie met de maximale lengte – zou er dus een indirect positief effect zijn op de broedval: hogere broedval op plekken waar door visserij minder grote dieren zijn. Om bij een najaarsbemonstering een hogere biomassa aan 1-jarige Amerikaanse zwaardschedes te vinden, moet er het voorafgaande jaar na de visserij (april-augustus) een goede broedval geweest zijn. Het broedvalsucces zal daarbij hoger zijn op plaatsen met minder grote dieren, wellicht op plaatsen waar 2 jaar voorafgaand aan de bemonstering gevist is. Uiteraard zal een deel van deze dieren in het jaar voorafgaand aan de bemonstering weer sterven als gevolg van o.a. bodemverstoring. Maar bij een matige verstoring zou de sterfte kleiner kunnen zijn dan de ‘winst’ door een hogere broedval.
Eenzelfde redenering gaat niet op voor garnalenvisserij. Immers, 1-jarige dieren resulteren van een broedval voorafgaand aan de bevissing in het voorafgaande jaar gezien garnalenvisserij met name in de maanden september tot en met november plaats vindt, dus

in de bemonsteringsperiode. Hier zou een verminderde predatie door garnalen – door garnalenvisserij – op juveniele Amerikaanse zwaardschedes wel een verklaring kunnen zijn dat er meer 1-jarige Amerikaanse zwaardschedes op locaties gevonden worden waar het voorafgaande jaar de garnalen weggevist zijn.

Er blijkt vooral een negatieve correlatie tussen de maximale lengte van Amerikaanse zwaardschedes en boomkorvisserij op platvis. Dat lijkt op het eerste zicht overeen te komen met de verwachting. Grotere tweekleppigen kennen over het algemeen een hogere directe mortaliteit dan kleine tweekleppigen (Lindeboom & de Groot 1998; Bergman & van Santbrink, 2000). Grotere Amerikaanse zwaardschedes leven echter dieper in het sediment, en zijn dus minder kwetsbaar. De hiervoor genoemde studies wijzen inderdaad op een vrij lage directe mortaliteit van grotere Amerikaanse zwaardschedes. Toch kan er een negatief effect op de populatie-opbouw zijn door een hogere mortaliteit van juvenielen die minder diep leven (Hall-Spencer et al 2001), waardoor uiteindelijk ook de kans om groot te worden, en dus de maximale lengte, kleiner kan worden. Dit geldt waarschijnlijk niet voor Amerikaanse zwaardschedes. Zoals veel invasieve soorten, kennen Amerikaanse zwaardschedes een enorm grote recrutering, meer dan andere soorten. Bij bevissing door boomkotters zal het aantal jongere Amerikaanse zwaardschedes, die minder diep in het sediment leven, inderdaad afnemen maar naar verwachting zonder veel invloed op de populatie-opbouw. Deze zullen daarenboven beter groeien, zoals ook bij andere schelpdieren vastgesteld (Kamermans et al 2003, Schellekens & Witbaard 2012, Jensen 1993). Dus je verwacht eigenlijk of geen of een positieve relatie. En dat is niet consistent met de mogelijke verklaring voor de positieve relatie tussen de biomassa prooidieren voor zwarte zee-eenden en boomkorvisserij (zie vorige paragraaf: positieve relatie als negatieve relatie tussen maximale lengte en visserijdruk). Misschien spelen ook hier ruimtelijke verschillen in de populatie-opbouw een rol.

Wat betreft het gemiddeld individueel gewicht, is er enkel een significant negatieve correlatie met garnalenvisserij. Hier kan dezelfde redenering gevolgd worden als voor biomassa prooien voor zwarte zee-eenden. De totale biomassa wordt vooral bepaald door de biomassa van Amerikaanse zwaardschedes. Als door garnalenvisserij er meer kleinere dieren voorkomen, zal het gemiddeld individueel gewicht dalen. En, dus, leiden tot een negatieve relatie met garnalenvisserij.
Deze correlatie is ook consistent met een kleinere maximale lengte van Amerikaanse zwaardschedes. Maar deze is niet consistent met onze verwachting (zie vorige paragraaf).

2.4.2.6 Lange-termijneffecten

De gerealiseerde waardes van de indicatoren zouden ook het resultaat van visserij gedurende meerdere jaren kunnen zijn, en niet (alleen) van de visserij-intensiteit in het voorafgaande jaar. Daarom zijn voor twee van de indicatoren (de totale biomassa en het aantal soorten) analyses gedaan met de visserij-intensiteit over meerdere jaren. Omdat de visserij-intensiteit ook zeer variabel is in de tijd, kunnen de visserijdata van de aan de bemonstering voorafgaande jaren het beste apart gehouden worden, dus niet gesommeerd. Voor elke locatie kan de visserij immers een verschillend verloop kennen, wat van belang kan zijn voor het effect op de bodemdieren.

De totale biomassa is positief gecorreleerd met boomkorvisserij 5 en 6 jaar voorafgaand aan de bemonstering. Het is echter onwaarschijnlijk dat een lichte bevissing 5 tot 6 jaar geleden, nu tot een verhoogde biomassa leidt, ook niet in top-down gecontroleerd systeem. De interpretatie van de correlatie tussen visserij-intensiteit op platvis en het aantal soorten is een

stuk ingewikkelder: significantie correlatie met meerdere jaren, maar met sommige jaren positief en met andere negatief.
Voor garnalenvisserij gelden dezelfde conclusies voor de relatie met totale biomassa. Voor de relatie met aantal soorten lijkt er vooral een positieve relatie met intensiteit in voorafgaande jaar, en maar net significant met een van de eerdere jaren. Dat zou erop kunnen wijzen dat in ieder geval de positieve correlatie, en dus eventueel effect, beperkt is.

In tegenstelling tot de korte-termijneffecten zijn er weinig data over lange-termijneffecten en/of herstel, en al helemaal niet voor effect van boomkorvisserij. Kaiser et al (2006) verzamelde alle data van 101 verschillende experimenten. De meeste studies zijn beperkt tot initiële respons, tot maximaal 3 dagen. Slechts in een enkele studie, in een gebied met slibhoudend zand, werd de respons over een langere tijd gevolgd, iets meer dan een jaar (392 dagen). Na 13 dagen was de totale dichtheid nog 20% lager dan de initiële, na 24 dagen nog 10% lager. Het ging dan wel om een studie van het meiobenthos (Schratzberger et al 2002). Voor andere types visserij en andere habitats worden in deze studie negatieve effecten voorspeld tot 1175 dagen (voor biogene structuren, visserij op jakobsschelpen, effect op neteldieren en sponzen).

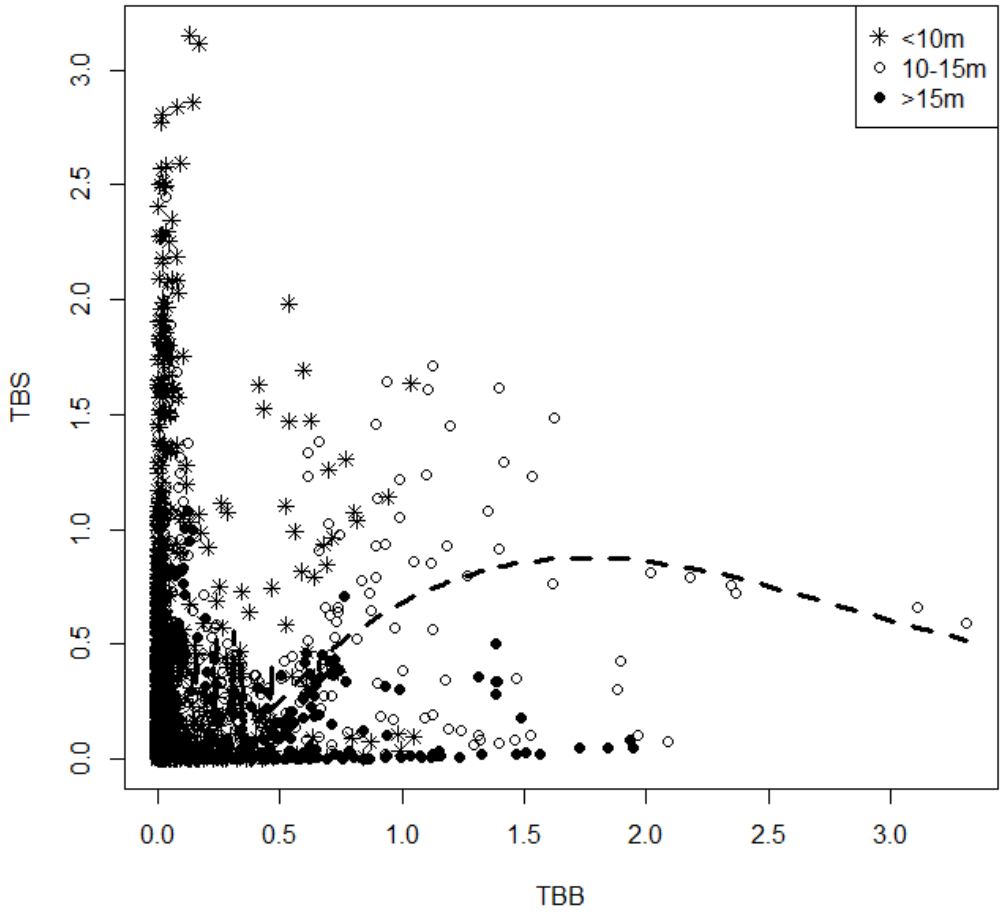
Wellicht is de gevolgde analysemethodiek toch niet de meest geschikte. Het effect van een bevissing in eerdere jaren kan afhankelijk zijn van de historie van bevissing. Zeker als beviste gebieden jaarlijks anders zijn. Wellicht moeten we een manier vinden om locaties te selecteren op basis van hun visserijgeschiedenis.

2.4.2.7 Conclusie

Voor de meeste correlaties is een biologisch of theoretisch plausibele verklaring te vinden. Maar deze zijn niet altijd onderling consistent of in overeenkomst met relaties gevonden in andere studies. Het is dus niet mogelijk om op basis van deze resultaten te besluiten dat de correlaties wijzen op een oorzaak-gevolgrelatie.

In de analyses is geen rekening gehouden met het feit dat de visserijen ruimtelijk deels overlappen, met name op dieptes tussen 10 en 15m (Figuur 2.65). Bij een positieve relatie tussen beide visserijtypen, zou bijvoorbeeld correlatie met garnalenvisserij in realiteit een relatie met boomkorvisserij op platvis kunnen zijn. Het effect van beide, en de grootte van ervan, kunnen enkel modelmatig ontrafeld worden. Zeker als het effect ook nog kan verschillen in verschillende systemen, bijv. in top-down of bottom-up gecontroleerde systemen (van Denderen et al 2013).

In dergelijke modelstudies kan wellicht ook rekening gehouden worden met het gedrag van vissers. Garnalenvissers, bijvoorbeeld, kunnen hun vistuig zo optuigen dat ze minder bijvangst hebben en dus een schonere vangst. De beslissing om dat te doen hangt overigens ook van de marktprijs af.



Figuur 2.65 Visserij-intensiteit van boomkorvisserij op platvis (TBB) versus Garnalenvisserij (TBS) voor drie diepteklassen. De onderbroken lijn geeft het voortschrijdend gemiddelde weer (loess function) voor de locaties op dieptes tussen 10 en 15m

2.4.3 Hoe nu verder?

2.4.3.1 Statistisch model

Voor het vaststellen van een mogelijk effect van het uitsluiten van boomkorvisserij zijn drie benaderingen gevolgd: een BACI-analyse, een analyse van de relatie met visserij-intensiteit, en een verschillenanalyse. Ondanks dat de gekozen abiotische variabelen een significant deel van de variantie in biomassa konden verklaren, bleef er ook een groot deel van de ruimtelijke variatie onverklaard. Door de analyses (met uitzondering van verschillenanalyse) uit te voeren op verschillen per locatie (locatie is als random factor meegenomen), wordt in feite automatisch gecorrigeerd voor ruimtelijke verschillen, afgezien van ruimtelijke verschillen in trends (zie 2.2.5.4).

Herstel van de bodemdiergemeenschap na bodemberoering door visserij duurt onder sommige omstandigheden meerdere jaren (Kaiser et al 2006). Het herstel van een bodemgemeenschap is afhankelijk van een aantal factoren, met name: bevissingsfrequentie en –tijdstip, relatief bevist oppervlak, samenstelling van de bodemdiergemeenschappen, het

rekruteringssucces en de manier en snelheid van de rekolonisatie, en de dynamiek van het lokale milieu (Boon 2002). Een langere tijdserie betekent dan ook een grotere periode van mogelijk herstel, en dus een grotere kans om het waar te nemen. Nu al is duidelijk dat er bij geen van de indicatoren sprake is van een plotse verandering na het instellen van het bodembeschermingsgebied. In het geval de veranderingen geleidelijk gebeuren en pas meetbaar worden na langere tijd kan zo'n herstel niet met een BACI-design nagegaan worden (Schwarz, 2013). Vervolganalyses zullen dus via trendanalyses moeten gebeuren.

2.4.3.2 Ruimtelijke schaal

De BACI-analyses naar effecten van het instellen van het bodembeschermingsgebied zijn uitgevoerd met de totale dataset, over het hele gebied. Ondanks dat bij deze analyses er significante interactietermen tussen gebied en periode gevonden zijn, is het maar de vraag of dit echt causaal gerelateerd is aan het instellen van het bodembeschermingsgebied (zie discussie hierboven over korte-termijneffecten).

De analyses naar de relatie met visserij-intensiteit zijn uitgevoerd met de totale dataset over het hele gebied en met de data van drie dieptestrata. Er is voor dieptestrata gekozen omdat de verspreiding van de verschillende bodemberoerende visserijen deels diepte gerelateerd is. Zo vissen boomkorkotters > 260pk vooral in de diepere geulen en is garnalenvisserij vooral beperkt tot minder diepe gebieden.

Zoals al eerder aangegeven is het herstel o.a. afhankelijk van de natuurlijke dynamiek van het systeem, de mate van natuurlijke verstoring. Recent hebben Diesing et al (2013) een methode voorgesteld om na te gaan in welke gebieden de kans op natuurlijke verstoring (aantal dagen per jaar dat de zeebodem verstoord is door getij en golven) groter is dan de verstoring door bodemberoerende visserij. De verstoring door visserij is gebaseerd op VMS-gegevens, de natuurlijke verstoring op modelberekeningen. Met de bestaande gegevens over gebruik (visserij-intensiteit van boomkorvisserij op platvis en garnalenvisserij) en abiotiek (bodemschuifspanning door golven en stroming) is zo'n analyse ook te doen voor de Voordelta. Op basis van de uitkomsten, zouden die gebieden waar de visserijdruk (potentieel) hoger is dan de natuurlijke verstoring voor nadere studie geselecteerd kunnen worden. Immers, in gebieden met een hoge natuurlijke verstoring is de bijkomende impact van visserij (of bij sluiting, het uitsluiten van visserij) moeilijker vast te stellen dan in gebieden met een lage natuurlijke verstoring.

2.4.3.3 Temporele schaal

De in dit rapport geanalyseerde data lopen tot 4 jaar na het instellen van het bodembeschermingsgebied. De herstelperiode kan in bepaalde habitats jaren duren (zie bijv. Kaiser et al 2006). De beschikbare tijdsreeks is waarschijnlijk sowieso te kort, ook om de trend van enkele voor bodemberoering gevoelige soorten te relateren aan het instellen van het bodembeschermingsgebied. De toename van enkele van deze soorten zou ook een algemene trend van de populatie kunnen zijn.

De Noordzeekustzone en de Voordelta worden door IMARES jaarlijks in het voorjaar bemonsterd, als onderdeel van het programma Wettelijke Onderzoekstaken, in opdracht van het Ministerie van Economische Zaken. De survey ging van start in 1993. De eerste twee jaar werd alleen de Voordelta bemonsterd, vanaf 1995 de volledige kustzone. Het primaire doel van deze inventarisatie is een schatting te maken van de bestanden van de economische belangrijke soorten in de Nederlandse kustwateren en in het bijzonder in de gebieden die vallen onder Natura 2000: Noordzeekustzone, Voordelta, Vlakte van de Raan en de monding van de Westerschelde. Dat zijn Amerikaanse zwaardschedes (*Ensis directus*), halfgeknotte

strandschelpen (*Spisula subtruncata*) en kokkels (*Cerastoderma edule*). Maar de inventarisatie geeft ook een kwantitatief beeld over de verspreiding en dichtheid van een 25-tal andere bodemdieren (schelpdieren, kreeftachtigen en stekelhuidigen). De bemonstering gebeurt met hetzelfde type bodemschaaf als gebruikt bij de Natuurcompensatiemonitoring. In de Voordelta wordt bij waterdieptes kleiner dan 10 meter ook bemonsterd met een zuigkor. Beide monstertuigen bemonsteren de bovenste 7 cm van het sediment. Met behulp van deze data kan nagaan worden of trends aanwezig in de PMR-NCV-dataset (bijv. de toename van *O. ophiura*), ook terug te vinden zijn over een langere tijdsperiode en of er contrasten zijn met andere deelgebieden. Ook een vergelijking van de trend met andere gebieden in de Nederlandse kustzone (bijv. waar visserij-intensiteit ongeveer gelijk gebleven is) is mogelijk.

2.4.3.4 Descriptoren bodemdieren

De meeste studies naar de impact van bodemberoerende visserij bekijken veranderingen in soortensamenstelling en univariate indices als totale biomassa en aantal soorten. In het jaarrapport 2010 hadden we voorgesteld om de productiviteit als proxy te nemen voor de draagkracht, om zo een belangrijke ecologische functie mee te nemen. In dit rapport hebben we de totale productiviteit berekend, maar omdat de gradiënten gelijkaardig zijn aan deze van biomassa niet nader geanalyseerd.

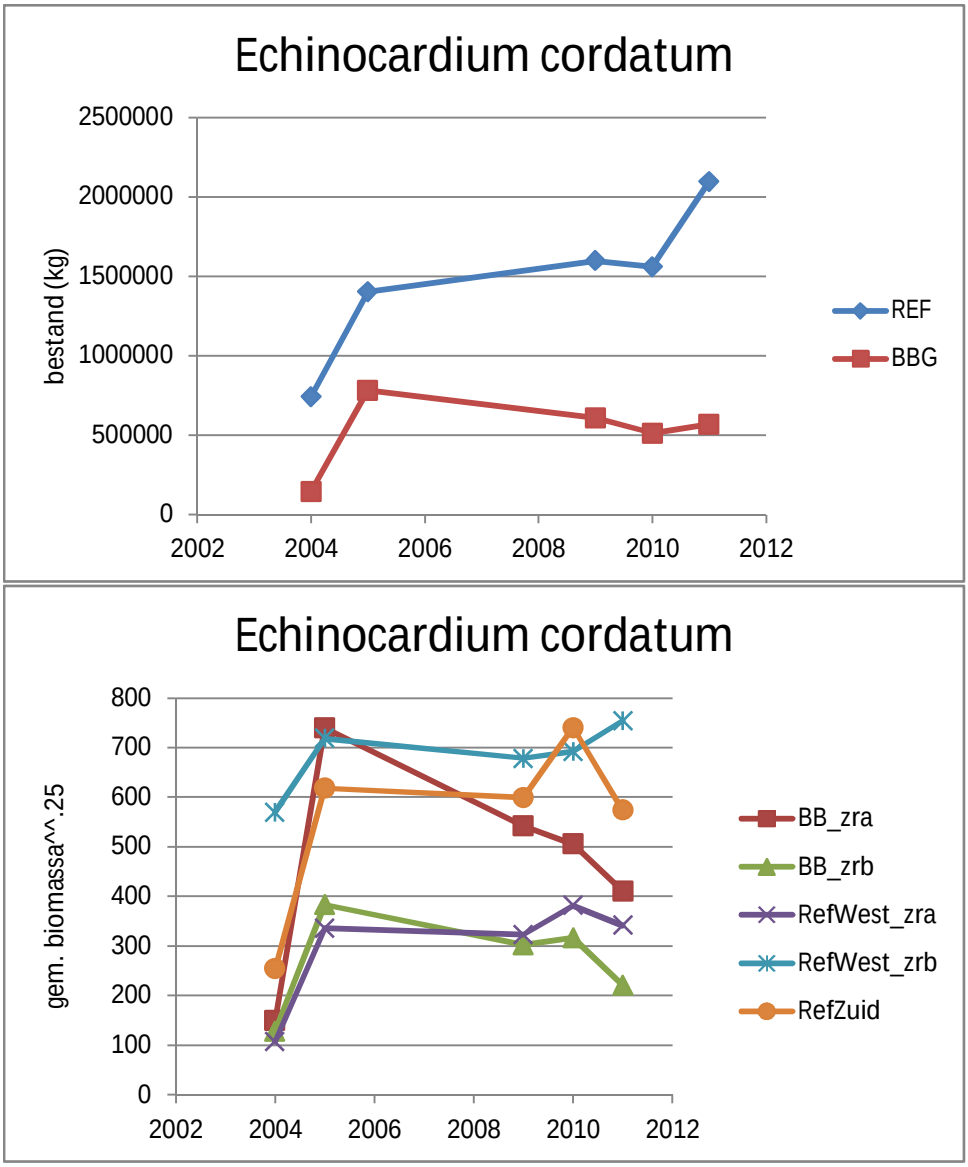
In het jaarrapport 2011 is gepoogd om de soorten te categoriseren naar hun gevoeligheid voor visserij. Hierin hebben we geconcludeerd dat er voor veel soorten te weinig informatie is om op basis van een aantal beschrijvingen van levenskenmerken (grootte, levensduur, leeftijd bij geslachtsrijpheid, fecunditeit, type larvale fase, mobiliteit adulten) de gevoeligheid van soorten voor verstoring van het habitat vast te stellen. In plaats daarvan hebben we gegevens uit de literatuur (Hiscock et al 2005, Marine Ecological Surveys Limited 2008, Gittenberg et al 2011) gebruikt om de gevoeligheid voor verstoring te scoren. Voor meerdere genera werden de gevoeligheden door deze drie bronnen erg verschillend ingeschat. Dat bleek ten dele te komen doordat soms uitgegaan werd van korte-termijneffecten en dat een andere keer rekening gehouden werd met het rekolonisatievermogen. In het jaarrapport 2011 zijn de gevoeligheidsindices van de drie hierboven genoemde bronnen omgezet in scores, en zijn de scores gemiddeld. Nadien hebben we gepoogd om korte- en lange-termijneffecten te classificeren op basis van eigen literatuuronderzoek. Het resultaat van de classificaties voor korte- en lange-termijneffecten was heel verschillend van de classificatie in het jaarrapport 2011. Er bleek dus nog te veel onzekerheid om tot een goede classificatie te komen en om verdere analyses uit te voeren.

Ondertussen is door anderen ook verder gewerkt aan het vaststellen van de levenskenmerken en de relevantie voor verstoring. Zo maakt Bolam et al (2013) een indeling van de gevoeligheid op basis van kenmerken voor onmiddelijke gevoeligheid (o.a. grootte, mobiliteit, positie in de bodem) en kenmerken voor gevoeligheid op langere termijn (o.a. maximale leeftijd en larvale ontwikkeling). Deze indeling wordt nu verder uitgewerkt in het kader van een Europees project (http://www.benthis.eu/en/benthis.htm) waar ook IMARES bij betrokken is. Ook het NIOZ is met eenzelfde analyse bezig (project DEVOTES, http://www.devotes-project.eu/). In het Engelse deel van de Noordzee blijkt het grootste deel van de productie bepaald door taxa met een lage lange-termijngevoeligheid voor visserij (Bolam et al 2013). Daardoor is de productie ook gevoeliger voor visserij in diepere gebieden waar praktisch geen natuurlijke verstoring is, en minder in zandiger, minder productieve gebieden. Er blijkt verder geen ruimtelijke relatie met de visserij-intensiteit.

Zo'n benadering kan ook gevolgd worden met de binnen het project ingewonnen of gemodelleerde data. De inschatting van de verstoring door natuurlijke fenomenen (golven en

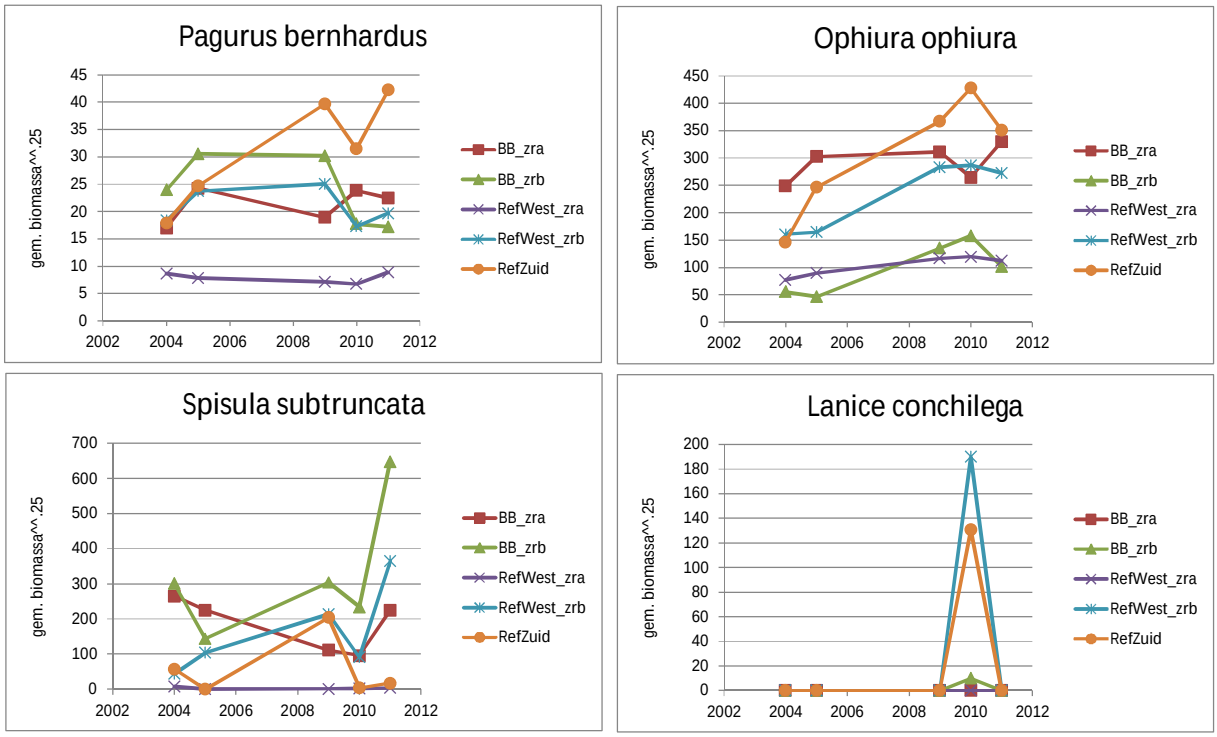
stroming) kan op basis van gegevens over sediment (perceel Benthos), diepte en bodemschuifspanning (perceel Abiotiek). Gegevens over verstoring door visserij komen van VMS en, wellicht in de toekomst, AIS. Een nadere analyse zal toelaten om na te gaan of er in de Voordelta gebieden zijn waar de potentiële verstoring door visserij hoger is dan de natuurlijke verstoring, en waar dus de kans om effecten van visserij te kunnen vaststellen groter is. We kunnen ook nagaan of de productie berekend voor taxa met een hoge gevoeligheid voor verstoring door visserij beter als indicator gebruikt kan worden dan de biomassa.

In deze studie hebben we – in het licht van de vraagstelling – niet naar individuele soorten gekeken. Wellicht biedt zo'n benadering ook kansen. Op korte termijn (2008-2011) is een herstel te verwachten van bodemdiersoorten die gevoelig zijn voor visserij, vaak reproduceren en een broedval hebben over een groot gebied. Voor soorten die niet jaarlijks een goede broedval hebben en waar de broedval ruimtelijk beperkt is, is herstel op korte termijn niet direct zichtbaar. Een soort waarvan een vlug herstel te verwachten is, is de zeeklit, *Echinocardium cordatum*. Deze soort is uiterst kwetsbaar, zowel in zandige als in slibrijke gebieden (Bergman & van Santbrink, 2000), en plant zich elk jaar voort in een of meer periodes. Al zijn er ook gebieden gekend waar recrutering slechts om de paar jaar succesvol is. Het bestand aan zeeklitten is nu wel hoger dan bij de start van het onderzoek, maar de toename van dit bestand was er al in 2005 (Figuur 2.66). De toename in de referentiegebieden in 2012 is aan een heel hoge biomassa op enkele locaties te wijten. Dat is ook duidelijk in de trends per deelgebied van de getransformeerde waardes te zien. Kortom, de toename lijkt niet aan verandering in visserij-intensiteit te wijten. De visserijdruk door boomkorkotters nam in de periode 2004-2013 vanaf 2004 af tot 2010, zowel binnen als buiten het bodembeschermingsgebied (zie Deel B hoofdstuk Visserij). De hogere dichtheden vanaf 2005 zouden dus aan een verminderde visserijdruk te wijten kunnen zijn. Maar omdat het slechts om een lagere dichtheid in een enkel jaar gaat, en nog wel het eerste van de tijdreeks, zou het evengoed kunnen dat de lagere dichtheden in 2004 niet aan bodemverstoring te wijten zijn.



Figuur 2.66 *Boven: bestand (kg) van zeeklitten (E. cordatum) in referentiegebieden (REF) en bodembeschermingsgebied (BBG) (Berekend als ∑ (gemiddelde per deelgebied, vermenigvuldigd met oppervlakte van deelgebied)) Onder: gemiddelde biomassa (na √√-transformatie) per deelgebied*

Recent zijn door Wijnhoven et al (2013) een aantal zogenaamd 'slimme' indicatoren voorgesteld ter evaluatie van de status van gebieden waar bodembeschermingsmaatregelen genomen zijn of worden. Dat is o.a. gebeurd op basis van de gevoeligheid voor bodemverstoring. Drie van de geselecteerde soorten in de Voordelta waren heel gevoelig voor bodemverstoring: *Spisula subtruncata*, *Pagurus bernhardus* en *Ophiura ophiura*. *Lanice conchilega* is hieraan toegevoegd op basis van expert judgement. Deze kokerwork kent blijkbaar een snel herstel (Rabaut et al. 2008) maar rekolonisatie hangt af van de ruimtelijke schaal van de verstoring: hoe groter de afstand van het centrum van verstoring tot de rand van de verstoring, hoe trager de rekolonisatie (Toupoint et al. 2008).



Figuur 2.67 Gemiddelde biomassa (na √√-transformatie) van P. bernhardus, O. ophiura, S. subtruncata en L. conchilega per deelgebied

Enkel *O. ophiura* nam in zowat alle deelgebieden toe (Figuur 2.67), wat mogelijkerwijs op een herstel duidt. Voor de andere soorten duiden de trends (vooralsnog) niet op een effect van de vermindering van visserijdruk door boomkorkotters. Maar de tijdsreeks is nog kort, en de veranderingen moeten vergeleken worden met de trends in andere gebieden.

2.4.3.5 *Regulatie kustecosysteem*

Door het theoretische werk van van Denderen et al (2013) weten we dat allerlei interacties tussen soort(groep)en de simpele voorspelling ‘’mindere sterfte door boomkorvisserij leidt tot meer bodemfauna’ kunnen verstoren. Zo kan in een top-down gereguleerd systeem bij een lichte verstoring door visserij een toename van de biomassa verwacht worden.Om vragen te beantwoorden hoe bodemvisserij (of een andere stressor zoals zandsuppletie) zal doorwerken, zullen we eerst inzicht moeten hebben in hoe de voedselfluxen eruit zien in het systeem. Is er sprake van een bottom-up of van een top-down regulering? Hoe verhouden de natuurlijke mortaliteit (predatie) zich tot de additionele mortaliteit veroorzaakt door menselijk handelen? Om die afweging te kunnen maken, moet eerst in kaart gebracht worden wat de natuurlijke predatie in het systeem is. Aan de hand van bestaande lange-termijnseries over vis en bodemdieren (schelpdierinventarisatie en bestandsopnames vis op zee in kader van WOT Visserij, http://www.wageningenur.nl/nl/Expertises-Dienstverlening/Wettelijke-Onderzoekstaken/Centrum-voor-Visserijonderzoek-1.htm), gecombineerd met gegevens over de dynamiek van nutriënten en visserij-intensiteit, kan een beeld ontstaan van hoe het voedselweb reageert op manipulatie ‘van bovenaf’(visserij) of ‘van onderaf’ (nutriënten), wat dus inzicht geeft over hoe het systeem gereguleerd is (bottom-up of top-down). Daarmee is dan ook beter te voorspellen wat de respons van het systeem zal zijn bij verandering van de visserij-intensiteit.

2.5 REFERENTIES

André C & Rosenberg, R., 1991. Adult-larval interactions in the suspension-feeding bivalves *Cerastoderma edule* and *Mya arenaria*. *Marine Ecology Progress Series* 71: 227-234

Asjes, J., Craeymeersch, J., Escaravage, V., Grift, R., Tulp, I., Bult, T. & Villars, N., 2004. Strategy of approach for the baseline study Maasvlakte 2, Lot 2: benthic fauna and Lot 3: fish and fish larvae.

Auguie, B. 2012. "gridExtra: functions in Grid graphics. R package version 0.9.1. http://CRAN.R-project.org/package=gridExtra."

Ball, B. J., Fox,G. & Munday, B.W., 2000. Long- and short-term consequences of a *Nephrops* trawl fishery on the benthos and environment of the Irish Sea. *ICES Journal of Marine Science* 57:1315-1320.

Bergman, M.J.N. & van Santbrink, J.W., 1994. A new benthos dredge ('triple-D') for quantitative sampling of infauna species of low abundance. Netherlands Journal of Sea Research 33, 129-133.Bierman, S., Miller, D., Quirijns, F., van Hal, R., 2009. Intensiteit boomkorvisserij in de Voordelta. IMARES Wageningen UR. Rapport C144/09. 41 pp.

Bergman, M.J. & van Santbrink, J.W., 2000. Mortality in megafaunal benthic populations caused by trawl fisheries on the Dutch continental shelf in the North Sea in 1994. *ICES Journal of Marine Science* 57, 1321-1331.

Beukema, J.J., 1979. Biomass and species richness of the macrobenthic animals living on a tidal flat area in the dutch Wadden Sea: effects of a severe winter. *Netherlands Journal of Sea Research* 13, 203-233.

Beukema JJ & Cadée, G.C., 1999. An estimate of the sustainable rate of shell extraction from the Dutch Wadden Sea. *Journal of Applied Ecology* 36: 49-58

Bolam, S., Coggan, R., Eggleton,J., Diesing, M. & Stephens, D.,. 2013. Sensitivity of macrobenthic production to trawling in the English sector of the Greater North Sea:A biological trait analysis. *Journal of Sea Research* 85: 162-177.

Boon, A., 2002. Quick-scan studie naar de effecten van bodemberoerende visserij op de bodemfauna van de Voordelta. Expertisecentrum LNV, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Wageningen, p. 53.

Brey, T., 1999. A collection of empirical relations for use in ecological modelling. NAGA The ICLARM Quarterly 22(3): 24-28.

Brey, T., 2001. Population dynamics in benthic invertebrates. A virtual handbook. http://thomas-brey.de/science/virtualhandbook

Buchanan, J.B., 1993. Evidence of benthic pelagic coupling at a station off the Northumberland coast. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 172, 1-10.

Campos, J. & Van der Veer, H.W., 2008. Autecology of *Crangon crangon* (L.) with an emphasis on latitudinal trends. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 46, 65-104.

Chao, A., Chazdon, R.L., Colwell, R.K. & Shen, T.-J., 2005. A new statistical approach for assessing compositional similarity based on incidence and abundance data. *Ecology Letters* 8:148-159.

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

Craeymeersch, J.A., 1999, The use of macrobenthic communities in the evaluation of environmental change. PhD Thesis, University of Gent. 254 pp.

Craeymeersch, J.A. & Escaravage, V., 2010a. Benthos van zandwingebied Maasvlakte 2, nulmeting rekolonisatie benthos 2009. IMARES Rapport C031/10.

Craeymeersch, J.A. & Escaravage, V. 2010b. Perceel Benthos. Jaarrapport 2009 PMR monitoring Natuurcompensatie Voordelta. (eds G. van der Kolff, T. Prins & H. Heessen), pp. 1-66.

Craeymeersch, J.A. & Escaravage, V. (2011) Perceel Benthos. Jaarrapport 2010 PMR monitoring Natuurcompensatie Voordelta. Deel B (ed. H.J.L. Heessen), pp. 1-66.

Craeymeersch, J. A., Brummelhuis, E., Dimmers, W., Sistermans, W., $ Wessel, E., 1993. Het macrobenthos van de Westerschelde, de Oosterschelde, het Veerse Meer en het Grevelingenmeer. Najaar 1991. Rapportage in het kaer van het Biologisch Monitoring Programma. NIOO Yerseke. 53 pp.

Craeymeersch, J. A., Piet, G.J., Rijnsdorp, A.D. & Buijs, J., 2000. Distribution of macrofauna in relation to the micro-distribution of trawling effort. Pages 187-197 *in* M. J. Kaiser and S. J. de Groot, editors. *Effects of fishing on non-target species and habitats. Biological, conservation and socio-economic issues*. Blackwell Science Ltd, Oxford.

Craeymeersch, J.A., Escaravage, V. & Perdon, J., 2005. Baseline study MEP-MV2. Lot 2: bodemdieren. Voortgangsrapportage juni 2005. Nederlands Instituut voor Visserijonderzoek, IJmuiden. Rapport C027/05. 46 pp.

Craeymeersch, J.A., Hamerlynck, O., Hostens, K., Vanreusel, A. & Vincx, M., 1990. De ekologische ontwikkeling van de Voordelta. Deelrapport 1. De huidige ekologische situatie van de Voordelta. Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek - Rijksuniversiteit Gent, Sektie Mariene Biologie. 92 pp.

Craeymeersch, J.A., van Stralen, M.R., Wijsman, J.W., Kesteloo, J., Perdon, J. & De Mesel, I., 2007. Ontwikkeling van een monstertuig voor bestandsopnames van zwaardscheden. Wageningen IMARES, rapport C084/07. 25 pp.

Cusson, M. & Bourget, E., 2005. Global patterns of macroinvertebrate production in marine benthic habitats. *Marine Ecology Progress Series* 297, 1-14.

Dayton, P. K., Thrush, S.F., Agardy, M.T. &Hofman, R.J., 1995. Environmental Effects of Marine Fishing. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 5:205-232.

Diesing, M., Stephens, D. & Aldridge, J., 2013. A proposed method for assessing the extent of the seabed significantly affected by demersal fishing in the Greater North Sea. *ICES Journal of Marine Science* 70:1085-1096.

Dolbeth, M., Lillebo, A.I., Cardoso, P.G., Ferreira, S.M. & Pardal, M.A., 2005. Annual production of estuarine fauna in different environmental conditions: An evaluation of the estimation methods. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 326, 115-127.

Duineveld, G. C. A., Bergman, M.J.N. & Lavaleye, M.S.S.,. 2007. Effects of an area closed to fisheries on the composition of the benthic fauna in the southern North Sea. *ICES Journal of Marine Science* 64:899-908.

Escaravage, V., Bergmeijer, M.A., Dekker, A., Engelberts, A.G.M., Sistermans, W.C.H. & de Witte-Dek, L.A., 2008. Nulmeting MEP-MV2, Drie jaar bodemdieren waarnemingen (2004-2005-2007). Nederlands Instituut voor Ecologie, Yerseke. Monitor Taskforce publication series 2008-7.48 pp.

Frid, C. L., Harwood, K.G., Hall, S.J. &Hall, J.A., 2000. Long-term changes in the benthic communities on North Sea fishing grounds. *ICES Journal of Marine Science* 57:1303-1309.

Frid, C. L. J., Clark, R.A. &Hall, J.A., 1999. Long-term changes in the benthos on a heavily fished ground off the NE coast of England. *Marine Ecology Progress Series* 188:13-20.

Gittenberg A., & van Loon, W.M.G.M., 2011. Common Marine Macrozoobenthos Species in the Netherlands, their Characteristics and Sensitiviteis to Environmental Pressures. GiMaRIS/RWS Waterdienst. Report nr 2011.08

Goudswaard, P.C., Perdon, K.J., Jol, J., Kesteloo, J.J., van Zweeden, C. & Troost, K., 2011. Schelpdieren in de Nederlandse kustwateren Bestandsopname 2011. IMARES Wageningen UR Rapportnummer C094/11.

Goudswaard, P.C., Perdon, K.J., Jol, J., Hartog, E., van Asch, M. & Troost, K., 2012. Het bestand aan schelpdieren in de Nederlandse kustwateren in 2012. IMARES Wageningen UR. Rapportnummer C085/12.

Gray, J. S., 2000. The measurement of marine species diversity, with an application to the benthic fauna of the Norwegian continental shelf. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 250(1-2): 23-49.

Greenstreet, S., Robinson, L.,Piet, G., Craeymeersch, J., Callaway, R., Reiss, H., Ehrich, S., Kröncke, I., Fraser, H., Lancaster, J., Jorgensen, L. &Goffin, A., 2007. The ecological disturbance caused by fishing in the North Sea. Fisheries Research Services, Aberdeen, UK. Collaborative Report No 04/07. 169 pp.

Hall, S. J., Robertson, M.R., Basford, D.J. & Heaney, S.D., 1993. The possible effects of fishing disturbance in the northern North Sea: an analysis of spatial patterns in community structure around a wreck. *Netherlands Journal of Sea Research* 31:201-208.

Hancock, D.A., 1973. The relationship between stock and recruitment in exploited invertebrates. *Rapports et Procès Verbaux des Réunions* 164: 113-131

Heinis, F. & Deerenberg, C., 2011. Passende Beoordeling Boomkorvisserij op vis in de Nederlandse kustzone: Deelrapport Voordelta. Rapport IMARES, C130/11. deel 2/5.

Hiddink, J. G., Hutton, T., Jennings, S. &Kaiser, M.J., 2006. Predicting the effects of area closures and fishing effort restrictions on the production, biomass and species richness of benthic invertebrate communities. *ICES Journal of Marine Science* 63:822-830.

Hiddink, J. G., Jennings, S. &Kaiser, M.J., 2007. Assessing and predicting the relative ecological impacts of disturbance on habitats with different sensitivities. *Journal of Applied Ecology* 44:405-413.

Hiddink, J. G., Jennings, S., Kaiser, M.J., Queirós, A.M., Duplisea, D.E. & Piet, G.J., 2006a. Cumulative impacts of seabed trawl disturbance on benthic biomass, production, and species richness in different habitats. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63:721-736.

Hiddink, J. G., Hutton, T., Jennings, S. &Kaiser, M.J., 2006b. Predicting the effects of area closures and fishing effort restrictions on the production, biomass and species richness of benthic invertebrate communities. *ICES Journal of Marine Science* 63:822-830.

Hinz, H., Prieto, V. & Kaiser, M.J., 2009. Trawl disturbance on benthic communities: chronic effects and experimental predictions. *Ecological Applications* 19:761-773.

Hiscock, K., Langmead, O., Warwick, R. & Smith, A., 2005. Identification of seabed indicator species to support implementation of the EU Habitats and Water Framework Directives. Second edition. Report to the Joint Nature Conservation Committee and the Environment Agency from the Marine Biological Association. Plymouth: Marine Biological Association. JNCC Contract F90-01-705. 77 pp.

Holtzhauer, H. & Prins,T., 2009. Plan van Aanpak PMR monitoring natuurcompensatie Voordelta. Deltares rapport 1200672-008-ZKS-0002..

Ibanez, F., Grosjean, P. & Etienne, M., 2013. pastecs: Package for Analysis of Space-Time Ecological Series. R package version 1.3-15.

Jennings, S., Dinmore, T.A. Duplisea, D.E., Warr, K.J. & Lancaster, J.E., 2001. Trawling disturbance can modify benthic production processes. *Journal of Animal Ecology* 70:459-475.

Jensen, K.T., 1993. Density-Dependent Growth in Cockles (*Cerastoderma edule*) - Evidence from Interannual Comparisons. *Journal of the Marine Biology Association UK* 73, 333-342.

Johnson, R. K. & Wiederholm,T. 1992. Pelagic-benthic coupling - the importance of diatom interannual variability for population oscillations of Monoporeia affinis. *Limnology and Oceanography* 37: 1596-1607.

Kaiser, M. J., 1998. Significance of bottom-fishing disturbance. *Conservation Biology* 12(6): 1230-1235.

Kaiser, M. J., Clarke, K.R., Hinz, H., Austen, M.C.V., Somerfield, P.J. &Karakassis. I., 2006. Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. *Marine Ecology Progress Series* 311:1-14.

Kaiser, M. J., Edwards, D.B., Armstrong, P.J., Radford, K., Lough, N.E.L., Flatt, R.P. & Jones,H.D., 1998. Changes in megafaunal benthic communities in different habitats after trawling disturbance. *ICES Journal of Marine Science* 55:353-361.

Kaiser, M. J., Ramsay, K., Richardson, C.A., Spence, F. & Brand,A.R., 2000. Chronic fishing disturbance has changed shelf sea benthic community structure. *Journal of Animal Ecology* 69:494-503.

Kamermans, P., Kesteloo, J. & Baars, D., 2003. Eindrapport EVA II (evaluatie schelpdiervisserij tweede fase) : deelproject H2 : evaluatie van de geschatte omvang en ligging van kokkelbestanden in de Waddenzee, Ooster- en Westerschelde. Nederlands Instituut voor Visserijonderzoek (RIVO) BV, p. 88.

Kristensen, I., 1957. Differences in density and growth in a cockle population in the Dutch Wadden Sea. *Archives Néerlandaises de Zoologie* 12: 351-453

Lai, H.L. & Helser, T., 2004. Linear mixed-effects models for weight-length relationships. *Fisheries Research* 70, 377-387.

Lewis, A.R., 1998. Effects of experimental coral disturbance on the population dynamics of fishes on large patch reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 230, 91-110.

Lindeboom, H.J. & de Groot, S.J., 1998. The effects of different types of fisheries on the North Sea and Irish Sea benthic ecosystems. NIOZ-Raport 1998-1 / RIVO-DLO Report C003/98. 404 pp.

Marine Ecological Surveys Limited, 2008. Marine Macrofauna Genus Trait Handbook. Marine Ecological Surveys Limited, 24a Monmouth Place, BATH, BA1 2AY. 184pp. ISBM 978-0-9506920-2-9Maurer, D., Nguyen, H., Robertson, G., Gerli, T., 1999. The Infaunal Trophic Index (ITI): its suitability for marine environmental monitoring. *Ecological Applications* 9 (2), 699–713.

Nakagawa, S. & Schielzeth, H., 2013. A general and simple method for obtaining R2 from generalized linear mixed-effects models. *Methods in Ecology and Evolution* 4, 133-142.

Nienhuis, P.H. & Smaal, A.C., 1994. The Oosterschelde estuary: a case study of a changing ecosystem. Kluwer Academic Publishers.

Paradis, E., Claude, J. & Strimmer,K., 2004. APE: analyses of phylogenetics and evolution in R language. *Bioinformatics* 20:289-290.

Pebesma, E. J., 2004. Multivariable geostatistics in S: the gstat package. *Computers & Geosciences* 30: 683-691.

Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S., Sarkar, D. & the R Development Core Team, 2011. nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3.1-98.

Pinheiro, J., 2008. R - manual: The nlme Package. Version 3.1-89. June 9, 2008. Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. 339 pp.

Queirós, A. M., Hiddink, J.G., Kaiser, M.J. & Hinz,H., 2006. Effects of chronic bottom trawling disturbance on benthic biomass, production and size spectra in different habitats. *Journal of Experimental Biology and Ecology* 335:91-103.

Rabaut, M., Braeckman, U.,Hendrickx, F., Vincx, M. & Degraer, S., 2008. Experimental beam-trawling in Lanice conchilega reefs: Impact on the associated fauna. *Fisheries Research* 90:209-216.

R Core Team, 2013. R: A language and environment for statistical computing, version 3.0.0 Patched (2013-04-29 r62694). R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL http://www.R-project.org.

Reiss, H., Greenstreet, S.P.R., Sieben, K., Ehrich, S., Piet, G.J., Quirijns,F., Robinson, L., Wolff, W.J. & Kroncke, I., 2009. Effects of fishing disturbance on benthic communities and secondary production within an intensively fished area. *Marine Ecology Progress Series* 394:201-213.

Rijnsdorp, A.D., van Stralen, M., Baars, D., van Hal, R., Jansen, H., Leopold, M., Schippers, P. & Winter, E., 2006. Rapport Inpassing Visserijactiviteiten Compensatiegebied MV2. Wageningen IMARES, Institute for Marine Resources & Ecosystem Studies, IJmuiden. Rapport C047/06. 123 pp.

Ripley, B. and from 1999 to Oct 2002, Lapsley M. 2012. RODBC: ODBC Database Access. R package version 1.3-6. http://CRAN.R-project.org/package=RODBC.

Rumohr, H. and Krost, P., 1991. Experimental evidence of damage to benthos by bottom trawling with special reference to Arctica islandica. *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 33: 340–.

Sarkar, D., 2008. Lattice: Multivariate Data Visualization with R. New York Springer.

Schellekens, T. & Witbaard, R., 2012. DEB ensis vs. Data. Rapport / IMARES C155/12 - p. 29.

Schratzberger, M., Dinmore, T.A. & Jennings, S., 2002. Impacts of trawling on the diversity, biomass and structure of meiofauna assemblages. *Marine Biology* 140, 83-93.

Steenbergen, J. & Escaravage, V., 2006. Baseline study MEP-MV2. Lot 2: Bodemdieren. Eindrapportage Campagnes 2004-2005. Wageningen IMARES Rapport C053/06. 64 pp.

Schwarz, C., 2013. Sampling, Regression, Experimental Design and Analysis for Environmental Scientists, Biologists, and Resource Managers. Department of Statistics and Actuarial Science, Simon Fraser University. Online course notes (http://people.stat.sfu.ca/~cschwarz/Stat-650/Notes/PDFbigbook-R/) . June 7, 2013.

Seys, J., Meire, P., Coosen, J. & Craeymeersch, J., 1995. Long-term changes in the intertidal macrobenthic fauna at eight permanent stations in the Oosterschelde - effects of the construction of the storm surge barrier: preliminary results. Pages 51-60 *in* N. C. Davidson, J. Pomfret, and L. Wright, editors. Coastal Zone Topics: Process, Ecology and Management. Joint Nature Conservation Committee (JNCC) and the Estuarine and Coastal Sciences Association (ECSA), Peterborough.

Simpson, A. W. & Watling, L., 2006. An investigation of the cumulative impacts of shrimp trawling on mud-bottom fishing grounds in the Gulf of Maine: effects on habitat and macrofaunal community structure. *ICES Journal of Marine Science* 63: 1616-1630.

Smith, C. J., Papadopoulou, K.N. & Diliberto, S., 2000. Impact of otter trawling on an eastern Mediterranean commercial trawl fishing ground. *ICES Journal of Marine Science* 57:1340-1351.

Snijders, T.A.B. & Bosker, R.J., 1999. Multilevel analysis : an introduction to basic and advanced multilevel modeling. Sage Publications, London ; Thousand Oaks, Calif.

Thrush, S., Hewitt, J., Cummings, V., Dayton, P., Cryer, M., Turner, S., Funnell, G., Budd, R., Milburn, C. & Wilkinson, M., 1998. Disturbance of the marine benthic habitat by commercial fishing: impacts at the scale of the fishery. *Ecological Applications* 8:866-879.

Thrush, S.F., Hewitt, J.E., Funnell, G.A., Cummings, V.J., Ellis, J., Schultz, D., Talley, D. & Norkko, A., 2001. Fishing disturbance and marine biodiversity: the role of habitat structure in simple soft-sediment systems. *Marine Ecology Progress Series* 223, 277-286.

Toupoint, N., Godet, L. Fournier, J., Retiere, C. & Olivier, F,, 2008. Does Manila clam cultivation affect habitats of the engineer species Lanice conchilega (Pallas, 1766)? *Marine Pollution Bulletin* 56:1429-1438.

Tuck, I., Hall, S.J., Robertson, M.R., Armstrong, E., & Basford, D.J., 1998. Effects of physical trawling disturbance in a previously unfished sheltered Scottish sea loch. *Marine Ecology Progress Series* 162:227-242.

van Denderen, P. D., van Kooten, R. & Rijnsdorp, A.,, 2013. When does fishing lead to more fish? Community consequences of bottom trawl fisheries in demersal food webs. *Proceedings of the Royal Society B* 280: 2013. http://dx.doi.org/10.1098/rpsb.2013.1883.

van der Meer, J. 1999,. Keeping things in order: multivariate direct gradient analysis of a strongly fluctuaring benthic community. *Journal of Sea Research* 42: 263-273.

Veale, L. O., Hill, A.S., Hawkins, S.J. & Brand, A.R., 2000. Effects of long-term physical disturbance by commercial scallop fishing n subtidal epifaunal assemblages and habitats. *Marine Biology* 137:325-337.

Wickham, H. (2009). ggplot2: elegant graphics for data analysis. New York, Springer.

Wickham, H., 2012. Scales: Scale functions for graphics.. R package version 0.2.3. http://CRAN.R-project.org/package=scales.

Wijnhoven, S., Duineveld, G., Lavaleye, M., Craeymeersch, J., Troost, K. & van Asch, M., 2013. Kaderrichtlijn Marien indicatoren Noordzee. Naar een uitgebalanceerde selectie van indicator soorten ter evaluatie van habitats en gebieden en scenario's hoe die te monitoren. NIOZ, Monitor Taskforce Publication Series 2013-02. 108 pp. .

Winslade, P., 1974. Behavioral-Studies on Lesser Sandeel Ammodytes-Marinus (Raitt) .3. Effect of Temperature on Activity and Environmental-Control of Annual Cycle of Activity. *Journal of Fish Biology* 6, 587-599.

Winter, B., 2013. A very basic tutorial for performing linear mixed effects analyses (Tutorial 2), update 08/13/2013. http://www.bodowinter.com/tutorial/bw_LME_tutorial2.pdf.

Wright, P.J., Jensen, H. & Tuck, I., 2000. The influence of sediment type on the distribution of the lesser sandeel, Ammodytes marinus. *Journal of Sea Research* 44, 243-256.

Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N., Saveliev, A.A. & Smith, G.M., 2009. Mixed effects models and extensions in ecology with R. Springer-Verlag New York, New York, NY.

Bijlage 1 Standaard sediment omschrijvingen gebruikt voor het typeren van de sediment in de boxcorer monster tijdens de bemonstering

	Standaardlijst voor sedimentomschrijving	
	De lijst dekt niet alle mogelijke, maar wel de meest voorkomende sedimentsoorten en voldoet als veldomschrijving.	
	Kies de best mogelijke omscrhijving uit de lijst. Zie schelpgruis als zeer grof zand.	
Code	Omschrijving	Uitleg
1	Slib	Zachte (meestal stinkende) zwarte bodem, soms zelfs zeer zacht (blubber)
2	Slibbig fijn zand	Grijze zandige bodem zonder zachte bovenlaag. Geeft grijs spoelwater.
3	Slibbig fijn zand met klei	Grijze, zandige bodem met klontjes klei
4	Slibbig fijn zand met schelpen	Grijze, zandige bodem met schelpen
5	Slibbig fijn zand met veen	Grijze, zandige bodem met her en der wat veen resten.
6	Zandig slib	Zachte bodem waarin je duidelijk zandkorrels kunt voelen als je het tussen je vingers wrijft
7	Fijn zand	Schoon zand, licht van kleur, meestal harde bodem, gemakkelijk te zeven
8	Fijn zand met laagje slib	Licht gekleurd zand waarvan de bovenlaag duidelijk zachter is, geeft grijs water bij spoelen
9	Fijn zand met schelpen	Schoon zand met behoorlijk wat schelpresten
10	Middelfijn zand	Schoon zand, met zichtbare korrels, zeeft redelijk gemakkelijk over een 1mm zeef
11	Middelfijn zand met schelpen	Schoon zand, met zichtbare korrels en wat schelpen
12	Middelgrof zand	Schoon zand, met duidelijk zichtbare korrels, zeeft niet zo vlot over een 1mm zeef
13	Middelgrof zand met schelpen	Schoon zand, met duidelijk zichtbare korrels en wat schelpen
14	Grof zand	Schoon zand met een grote korrel. Moeilijk te zeven over 1mm. Zeef raakt soms verstopt
15	Grof zand met schelpen	Als grof zand, maar dan met wat schelpresten.
16	Zeer grof zand	Monster bestaat uit hele grote zandkorrels, grind of schelpgruis. Niet of nauwelijks te zeven
17	Schelpen	Veel schelpen, eventueel met wat zand
18	Stenen	Bodem met veel stenen
19	Klei	Harde klei bodem, mag eventueel wat zand, veen of schelpen door zitten
20	Klei met veen	Harde kleibodem met veel plantaardig materiaal
21	Veen	Harde bodem van plantenresten, zwart of bruin van kleur nauwelijs te zeven

Bijlage2 Gebruikte conversiefactoren en regressie coefficienten (data boxcorer) voor het berekenen van asvrij drooggewicht (AFDW) op basis van respectievelijk natgewicht (WWmg) en lengte (mm, bij schelp en schaaldier). De projecten waar de basisgegevens vandaan komen zijn vermeld (65: Huidig project, .66: T_0 Zandwn [HbR], 70: MWTL [RWS], 71: Zeeuwse Banken (La Mer], 74: Garnaal vis Effect Voordelta [RWS], 79:Galgeplaat [RWS], 80: WS-Benthos [RWS], 1: BIOMON [RWS], 51:Mabene [EU])

LATIN_NAME	Conversies (AFDWmg/WWmg)						Regressies (Log(mm) / Log (AFDWmg)						
	Coef.	# obs.	Stdev	Proj no	Jaar	Seiz.	Snij-punt	Helling	# obs.	R^2	Proj no	Jaar	Seiz.
Abra	0.0475	156	0.0103	65	2011	nj							
Abra alba	0.0469	152	0.0095	65	2011	nj	0.0102	2.7259	69	0.92	65	2011	nj
Achelia echinata	0.1942					nj							
ACTINIARIA	0.1294	20	0.0176	65	2011	nj							
Ammothella longipes	0.1942					nj							
Anaitides	0.1304	18	0.0209	65	2011	nj							
Anaitides groenlandica	0.1304	18	0.0209	65	2011	nj							
Anaitides mucosa	0.1304	18	0.0209	65	2011	nj							
Anoplodactylus pygmaeus	0.1942					nj							
Antinoella sarsi	0.1398	20	0.0191	65	2011	nj							
Aora typica	0.1147	10	0.0075	65	2011	nj							
Aoridae	0.1147	10	0.0075	65	2011	nj							
Arenicola	0.1495	14	0.0141	65	2011	nj							
Arenicola defodiens	0.1446	18	0.0177	65	2011	nj							
Arenicola marina	0.1446	18	0.0177	65	2011	nj							
Aricidea minuta	0.1189	377	0.0262	65	2011	nj							
Asterias	0.1056	41	0.0199	65	2011	nj							
Asterias rubens	0.1049	39	0.0202	65	2011	nj	0.0325	2.6394	18	0.92	65	2011	nj
ASTEROIDEA	0.1056	41	0.0199	65	2011	nj							
Atylus	0.1147	10	0.0075	65	2011	nj							
Atylus falcatus	0.1147	10	0.0075	65	2011	nj							
Atylus swammerdami	0.1147	10	0.0075	65	2011	nj							
Autolytus	0.1291	145	0.0199	65	2011	nj							
Autolytus langerhansi	0.1291	145	0.0199	65	2011	nj							
Autolytus	0.1291	145	0.0199	65	2011	nj							

LATIN_NAME	Conversies (AFDWmg/WWmg)						Regressies (Log(mm) / Log (AFDWmg)						
	Coef.	# obs.	Stdev	Proj no	Jaar	Seiz.	Snij-punt	Helling	# obs.	R^2	Proj no	Jaar	Seiz.
prolifera													
Barnea candida	0.0884	112	0.0202	65	2011	nj	0.0033	2.8789	6	0.97	1	2008	nj
Bathyporeia	0.1147	10	0.0075	65	2011	nj							
Bathyporeia elegans	0.1147	10	0.0075	65	2011	nj							
Bathyporeia guilliamsonia a	0.1147	10	0.0075	65	2011	nj							
Bathyporeia pelagica	0.1147	10	0.0075	65	2011	nj							
Bathyporeia sarsi	0.1147	10	0.0075	65	2011	nj							
BIVALVIA	0.1367	10	0.0220	65	2011	nj							
Boccardiella ligerica	0.1296	32	0.0161	65	2011	nj							
Bodotria arenosa	0.1382	154	0.0304	65	2011	nj							
Bodotria scorpioides	0.1382	154	0.0304	65	2011	nj							
Bodotriidae	0.1382	154	0.0304	65	2011	nj							
BRACHYURA	0.1399	144	0.0308	65	2011	nj							
Callianassa	0.1312	14	0.0198	65	2011	nj							
Callianassa tyrrhena	0.1263	12	0.0166	65	2011	nj	0.0010	3.1794	12	0.92	71	2010	nj
Callianassida e	0.1312	14	0.0198	65	2011	nj							
Capitella capitata	0.1214	21	0.0093	65	2011	nj							
Capitellidae	0.0993	26	0.0122	65	2011	nj							
Caprellidae	0.1147	10	0.0075	65	2011	nj							
Carcinus maenas	0.1296	21	0.0258	65	2011	nj	0.0166	3.2234	10	0.99	65	2011	nj
CARIDEA	0.1399	144	0.0308	65	2011	nj							
Cerastoderm a edule	0.0349	33	0.0085	79	2011	nj	0.0065	3.1637	32	0.99	79	2011	nj
CHAETOGNA THA	0.3043	22		66	2008	vj							
Chaetozone christiei	0.1268	2	0.0000	70	2010	nj							
Cirratulidae	0.1268	2	0.0000	70	2010	nj							
Corbula gibba	0.0486	32	0.0044	70	2011	nj	0.0053	3.3164	16	0.95	70	2010	nj
Corophiidae	0.1012	56	0.0175	80	2011	nj							
Corophium	0.1204	2	0.0000	70	2011	nj							
Corophium	0.1012	56	0.0175	80	2011	nj							

LATIN_NAME	Conversies (AFDWmg/WWmg)						Regressies (Log(mm) / Log (AFDWmg)						
	Coef.	# obs.	Stdev	Proj no	Jaar	Seiz.	Snij-punt	Helling	# obs.	R^2	Proj no	Jaar	Seiz.
acherusicum													
Corophium arenarium	0.1012	56	0.0175	80	2011	nj							
Crangon	0.1638	38	0.0184	65	2011	nj							
Crangon crangon	0.1638	38	0.0184	65	2011	nj	0.0038	2.7992	20	0.93	65	2011	nj
Crangonidae	0.1638	38	0.0184	65	2011	nj							
Crassostrea	0.0323	54	0.0357	70	2011	nj	0.0091	2.5018	23	0.94	70	2010	nj
Crepidula fornicata	0.0499	247	0.0129	70	2011	nj	0.0060	2.9811	121	0.97	70	2010	nj
CUMACEA	0.1382	154	0.0304	65	2011	nj							
DECAPODA	0.1312	14	0.0198	65	2011	nj							
Diastylis	0.1382	154	0.0304	65	2011	nj							
Diastylis bradyi	0.1382	154	0.0304	65	2011	nj							
Diogenes pugilator	0.1607	12	0.0205	65	2011	nj							
Donax vittatus	0.0573	298	0.0156	65	2011	nj	0.0462	2.3391	8	0.94	65	2007	nj
Echinocardium cordatum	0.0288	130	0.0090	65	2011	nj	0.0014	3.5056	47	0.93	65	2011	nj
ECHINOIDEA	0.0288	130	0.0090	65	2011	nj							
Ensis	0.0952	94	0.0221	65	2011	nj	0.0048	2.6021	24	0.96	65	2011	nj
Ensis directus	0.0946	306	0.0107	65	2011	nj	0.0003	3.2585	135	0.96	65	2011	nj
Eteone	0.1326	20	0.0209	65	2011	nj							
Eteone flava	0.1326	20	0.0209	65	2011	nj							
Eteone foliosa	0.1326	20	0.0209	65	2011	nj							
Eteone longa	0.1326	20	0.0209	65	2011	nj							
Eteone picta	0.1326	20	0.0209	65	2011	nj							
Eulalia	0.1326	20	0.0209	65	2011	nj							
Eulalia aurea	0.1326	20	0.0209	65	2011	nj							
Eumida	0.1326	20	0.0209	65	2011	nj							
Eurydice pulchra	0.1382	154	0.0304	65	2011	nj							
Euspira nitida	0.0859	12	0.0312	65	2011	nj	0.0274	3.4468	6	0.88	65	2011	nj
Exogone naidina	0.1291	145	0.0199	65	2011	nj							
Gammaridae	0.1147	10	0.0075	65	2011	nj							
GAMMARIDEA	0.1147	10	0.0075	65	2011	nj							
Gammarus	0.1147	10	0.0075	65	2011	nj							
GASTROPODA	0.0859	12	0.0312	65	2011	nj							
Gastrosaccus	0.1382	154	0.0304	65	2011	nj							

LATIN_NAME	Conversies (AFDWmg/WWmg)						Regressies (Log(mm) / Log (AFDWmg)						
spinifer	Coef.	# obs.	Stdev	Proj no	Jaar	Seiz.	Snij-punt	Helling	# obs.	R^2	Proj no	Jaar	Seiz.
Gattyana cirrosa	0.1398	20	0.0191	65	2011	nj							
Glycera	0.1291	145	0.0199	65	2011	nj							
Glycera oxycephala	0.1291	145	0.0199	65	2011	nj							
Glycera tridactyla	0.1458	6	0.0168	65	2009	nj							
Harmothoe	0.1398	20	0.0191	65	2011	nj							
Harmothoe glabra	0.1398	20	0.0191	65	2011	nj							
Harmothoe impar	0.1398	20	0.0191	65	2011	nj							
Harmothoe lunulata	0.1398	20	0.0191	65	2011	nj							
Haustorius arenarius	0.1147	10	0.0075	65	2011	nj							
Hemigrapsus takanoi	0.1325	39	0.0284	70	2011	nj	0.0395	3.0847	19	0.96	70	2010	nj
Hesionura augeneri	0.1326	20	0.0209	65	2011	nj							
Hesionura elongata	0.1326	20	0.0209	65	2011	nj							
Heteromastus filiformis	0.1205	19	0.0093	65	2011	nj							
Hydrobia ulvae	0.0728	20	0.0065	79	2011	nj							
Idotea linearis	0.1382	154	0.0304	65	2011	nj							
ISOPODA	0.1382	154	0.0304	65	2011	nj							
Kefersteinia cirrata	0.1291	145	0.0199	65	2011	nj							
Lanice conchilega	0.0864	26	0.0075	65	2011	nj							
Lepidonotus squamatus	0.1398	20	0.0191	65	2011	nj							
Leucothoe	0.1147	10	0.0075	65	2011	nj							
Leucothoe incisa	0.1147	10	0.0075	65	2011	nj							
Leucothoe lilljeborgi	0.1147	10	0.0075	65	2011	nj							
Liocarcinus	0.1219	14	0.0363	65	2011	nj	0.0981	2.6243	5	0.99	7		
Liocarcinus arcuatus	0.1219	14	0.0363	65	2011	nj	0.0408	2.9137	11	0.98	65	2007	nj
Liocarcinus holsatus	0.1219	14	0.0363	65	2011	nj	0.0065	3.4814	19	0.96	65	2007	nj

LATIN_NAME	Conversies (AFDWmg/WWmg)						Regressies (Log(mm) / Log (AFDWmg)						
	Coef.	# obs.	Stdev	Proj no	Jaar	Seiz.	Snij-punt	Helling	# obs.	R^2	Proj no	Jaar	Seiz.
Lutraria lutraria	0.0520	74	0.0069	65	2011	nj	0.0026	3.1904	12	0.99	66	2008	vj
Macoma balthica	0.0680	50	0.0135	65	2011	nj	0.0032	3.4899	23	0.98	65	2011	nj
Macropodia	0.1399	144	0.0308	65	2011	nj							
Magelona	0.1309	25	0.0108	65	2011	nj							
Magelona filiformis	0.1309	25	0.0108	65	2011	nj							
Magelona johnstoni	0.1326	14	0.0115	65	2011	nj							
Magelona mirabilis	0.1309	25	0.0108	65	2011	nj							
Magelona papillicornis	0.1309	25	0.0108	65	2011	nj							
Marenzelleria	0.1296	32	0.0161	65	2011	nj							
Marenzelleria viridis	0.1296	32	0.0161	65	2011	nj							
Megaluropus agilis	0.1147	10	0.0075	65	2011	nj							
Melita	0.1147	10	0.0075	65	2011	nj							
Melita obtusata	0.1147	10	0.0075	65	2011	nj							
Mesopodopsis slabberi	0.1382	154	0.0304	65	2011	nj							
Microdeutopus	0.1147	10	0.0075	65	2011	nj							
Microdeutopus anomalus	0.1147	10	0.0075	65	2011	nj							
Microphthalmus	0.1291	145	0.0199	65	2011	nj							
Microphthalmus fragilis	0.1291	145	0.0199	65	2011	nj							
Microphthalmus sczelkowii	0.1291	145	0.0199	65	2011	nj							
Microphthalmus similis	0.1291	145	0.0199	65	2011	nj							
Microprotopus maculatus	0.1147	10	0.0075	65	2011	nj							
Montacuta ferruginosa	0.0884	22	0.0189	65	2011	nj	0.0105	3.0299	11	0.91	65	2011	nj
Mya	0.0888	110	0.0202	65	2011	nj							
Mya arenaria	0.0888	110	0.0202	65	2011	nj	0.0047	3.1702	44	0.91	65	2011	nj
Myoidea	0.0888	110	0.0202	65	2011	nj							
Mysella bidentata	0.0790	8	0.0167	65	2011	nj							

LATIN_NAME	Conversies (AFDWmg/WWmg)						Regressies (Log(mm) / Log (AFDWmg)						
	Coef.	# obs.	Stdev	Proj no	Jaar	Seiz.	Snij-punt	Helling	# obs.	R^2	Proj no	Jaar	Seiz.
MYSIDA	0.1382	154	0.0304	65	2011	nj							
MYSIDACEA	0.1382	154	0.0304	65	2011	nj							
Mysidae	0.1382	154	0.0304	65	2011	nj							
Mytilidae	0.0851	10	0.0134	65	2011	nj							
Mytilus edulis	0.0851	10	0.0134	65	2011	nj	0.0027	3.1746	46	0.98	65	2009	nj
Nassarius	0.0775	8	0.0109	65	2011	nj	0.0003	0.9789	7	0.98	1		
Nassarius reticulatus	0.0775	8	0.0109	65	2011	nj	0.0058	3.3232	23	0.99	65	2007	nj
Natica alderi	0.0859	12	0.0312	65	2011	nj	0.0274	3.4468	6	0.88	65	2011	nj
NEMERTEA	0.1648	40	0.0257	65	2011	nj							
Neoamphitrite figulus	0.0864	26	0.0075	65	2011	nj							
Nephtys	0.1243	62	0.0180	65	2011	nj							
Nephtys assimilis	0.1243	62	0.0180	65	2011	nj							
Nephtys caeca	0.1243	62	0.0180	65	2011	nj							
Nephtys cirrosa	0.1297	20	0.0149	65	2011	nj							
Nephtys hombergii	0.1176	28	0.0169	65	2011	nj							
Nephtys longosetosa	0.1243	62	0.0180	65	2011	nj							
Nereis	0.1144	97	0.0245	65	2011	nj							
Nereis diversicolor	0.1144	97	0.0245	65	2011	nj							
Nereis longissima	0.1299	22	0.0137	65	2011	nj							
Nereis succinea	0.1144	97	0.0245	65	2011	nj							
Nereis virens	0.1297	12	0.0330	65	2011	nj							
Notomastus latericeus	0.0993	26	0.0122	65	2011	nj							
NUDIBRANCHIA	0.0838	24	0.0293	65	2011	nj							
Nymphon brevirostre	0.1942					nj							
OLIGOCHAETA	0.1111	14		66	2009	vj							
Ophelia	0.1065	14	0.0214	65	2011	nj							
Ophelia borealis	0.1065	14	0.0214	65	2011	nj							
Opheliidae	0.0805	14	0.0147	65	2011	nj							
Ophiodromus flexuosus	0.1291	145	0.0199	65	2011	nj							

LATIN_NAME	Conversies (AFDWmg/WWmg)						Regressies (Log(mm) / Log (AFDWmg)						
	Coef.	# obs.	Stdev	Proj no	Jaar	Seiz.	Snij-punt	Helling	# obs.	R^2	Proj no	Jaar	Seiz.
Ophiothrix fragilis	0.0798	85	0.0155	65	2011	nj	2.3888	1.5386	8	0.96	1	2003	nj
Ophiura	0.0644	10	0.0134	65	2011	nj	0.0643	2.2551	14	0.86	65	2007	nj
Ophiura albida	0.0658	11	0.0115	65	2011	nj	0.0376	2.9528	19	0.87	65	2009	nj
Ophiura ophiura	0.0835	60	0.0131	65	2011	nj	0.0435	2.8806	33	0.96	65	2011	nj
Ophiura texturata	0.0835	60	0.0131	65	2011	nj	0.0435	2.8806	33	0.96	65	2011	nj
OPHIUROIDEA	0.0788	81	0.0151	65	2011	nj							
Orchomene nana	0.1147	10	0.0075	65	2011	nj							
Owenia fusiformis	0.1259	16	0.0136	65	2011	nj							
OWENIIDA	0.1444	19	0.0306	74	2011	nj							
Paguridae	0.1592	8	0.0248	65	2011	nj							
PAGUROIDEA	0.1607	12	0.0205	65	2011	nj							
Pagurus bernhardus	0.1592	8	0.0248	65	2011	nj							
Palaemonidae	0.1399	144	0.0308	65	2011	nj							
Paraonis fulgens	0.1189	377	0.0262	65	2011	nj							
Parougia eliasoni	0.1189	377	0.0262	65	2011	nj							
Pectinaria	0.0513	14	0.0084	65	2011	nj							
Pectinaria koreni	0.0513	14	0.0084	65	2011	nj							
Perioculodes longimanus	0.1147	10	0.0075	65	2011	nj							
Petricola pholadiformis	0.0610	14	0.0153	65	2011	nj	0.0053	2.8677	18	0.97	65	2010	nj
Pholoe inornata	0.1398	20	0.0191	65	2011	nj							
Pholoe minuta	0.1398	20	0.0191	65	2011	nj							
Phoronidae	0.1178	76	0.0648	66	2008	vj							
Phoronidae + koker	0.0259	3	0.0043	71	2010	nj							
Photis	0.1147	10	0.0075	65	2011	nj							
Photis reinhardi	0.1147	10	0.0075	65	2011	nj							
Phyllodoce groenlandica	0.1304	18	0.0209	65	2011	nj							

LATIN_NAME	Conversies (AFDWmg/WWmg)						Regressies (Log(mm) / Log (AFDWmg)						
	Coef.	# obs.	Stdev	Proj no	Jaar	Seiz.	Snij-punt	Helling	# obs.	R^2	Proj no	Jaar	Seiz.
Phyllodoce mucosa	0.1304	18	0.0209	65	2011	nj							
Phyllodocidae	0.1304	18	0.0209	65	2011	nj							
Phyllodocinae	0.1326	20	0.0209	65	2011	nj							
Pisidia longicornis	0.1399	144	0.0308	65	2011	nj	0.2370	2.3712	15	0.89	51	2004	vj
Platynereis dumerilii	0.1293	43	0.0209	65	2011	nj							
Podarkeopsis helgolandicus	0.1291	145	0.0199	65	2011	nj							
Poecilochaetus serpens	0.1301	57	0.0139	65	2011	nj							
POLYCHAETA	0.0864	26	0.0075	65	2011	nj							
Polydora	0.1296	32	0.0161	65	2011	nj							
Polydora ciliata	0.1296	32	0.0161	65	2011	nj							
Polydora cornuta	0.1296	32	0.0161	65	2011	nj							
Polydora ligni	0.1296	32	0.0161	65	2011	nj							
Polynoidae	0.1398	20	0.0191	65	2011	nj							
Pontocrates	0.1147	10	0.0075	65	2011	nj							
Pontocrates altamarinus	0.1147	10	0.0075	65	2011	nj							
Pontocrates arenarius	0.1147	10	0.0075	65	2011	nj							
Pontophilus trispinosus	0.1638	38	0.0184	65	2011	nj							
PORIFERA	0.0439					nj							
Portumnus latipes	0.0958	10	0.0108	65	2011	nj	0.0082	3.4303	5	0.98	65	2011	nj
Portunidae	0.1296	21	0.0258	65	2011	nj							
Processa parva	0.1524	16	0.0119	65	2011	nj	0.0120	2.3453	8	0.89	65	2011	nj
Pseudocuma gilsoni	0.1382	154	0.0304	65	2011	nj							
Pseudopolydora	0.1296	32	0.0161	65	2011	nj							
Pseudopolydora pulchra	0.1296	32	0.0161	65	2011	nj							
Pygospio elegans	0.1296	32	0.0161	65	2011	nj							
Schistomysis kervillei	0.1382	154	0.0304	65	2011	nj							

LATIN_NAME	Conversies (AFDWmg/WWmg)						Regressies (Log(mm) / Log (AFDWmg)						
	Coef.	# obs.	Stdev	Proj no	Jaar	Seiz.	Snij-punt	Helling	# obs.	R^2	Proj no	Jaar	Seiz.
Schistomysis spiritus	0.1382	154	0.0304	65	2011	nj							
Scolelepis	0.1385	16	0.0140	65	2011	nj							
Scolelepis bonnieri	0.1385	16	0.0140	65	2011	nj							
Scolelepis squamata	0.1385	16	0.0140	65	2011	nj							
Scoloplos armiger	0.1302	22	0.0115	65	2011	nj							
Scrobicularia plana	0.0604	12	0.0201	65	2011	nj	0.0015	3.3580	8	0.99	65	2007	nj
Sigalion	0.1358	18	0.0156	65	2011	nj							
Sigalion mathildae	0.1397	8	0.0221	65	2011	nj							
Spio	0.1214	14	0.0138	65	2011	nj							
Spio armata	0.1214	14	0.0138	65	2011	nj							
Spio decoratus	0.1214	14	0.0138	65	2011	nj							
Spio filicornis	0.1214	14	0.0138	65	2011	nj							
Spio goniocephala	0.1214	14	0.0138	65	2011	nj							
Spio martinensis	0.1188	10	0.0155	65	2011	nj							
Spionidae	0.1385	16	0.0140	65	2011	nj							
Spiophanes bombyx	0.1296	32	0.0161	65	2011	nj							
Spisula	0.0520	74	0.0069	65	2011	nj	0.0053	3.1682	10	0.94	65	2010	nj
Spisula elliptica	0.0520	74	0.0069	65	2011	nj	0.0013	3.7755	7	0.98	71	2011	3K
Spisula solida	0.0520	74	0.0069	65	2011	nj							
Spisula subtruncata	0.0518	66	0.0069	65	2011	nj	0.0309	2.6228	29	0.81	65	2011	nj
Stenothoe	0.1147	10	0.0075	65	2011	nj							
Stenothoe marina	0.1147	10	0.0075	65	2011	nj							
Stenothoidae	0.1147	10	0.0075	65	2011	nj							
Sthenelais boa	0.1327	10	0.0074	65	2011	nj							
Streblospio	0.1296	32	0.0161	65	2011	nj							
Streblospio benedicti	0.1296	32	0.0161	65	2011	nj							
Streblospio shrubsolii	0.1296	32	0.0161	65	2011	nj							
Syllidae	0.1291	145	0.0199	65	2011	nj							
Syllidia armata	0.1291	145	0.0199	65	2011	nj							

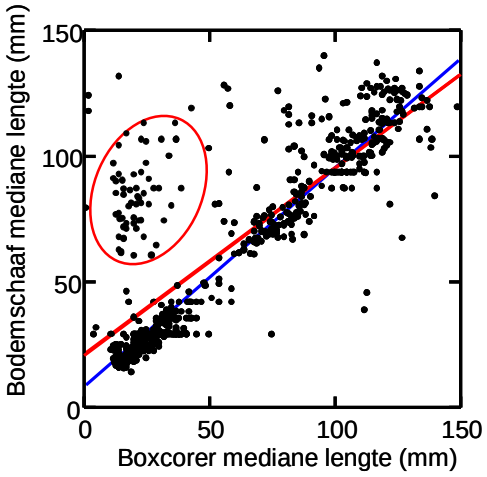
LATIN_NAME	Conversies (AFDWmg/WWmg)						Regressies (Log(mm) / Log (AFDWmg)						
	Coef.	# obs.	Stdev	Proj no	Jaar	Seiz.	Snij-punt	Helling	# obs.	R^2	Proj no	Jaar	Seiz.
Syllis gracilis	0.1291	145	0.0199	65	2011	nj							
TANAIDACEA	0.1382	154	0.0304	65	2011	nj							
Tellina	0.0691	76	0.0104	65	2011	nj							
Tellina fabula	0.0696	74	0.0101	65	2011	nj	0.0047	3.0409	37	0.98	65	2011	nj
Tellina tenuis	0.0691	76	0.0104	65	2011	nj	0.0200	2.4429	11	0.97	1	1993	nj
TELLINACEA	0.0573	298	0.0156	65	2011	nj							
Tellininae (Tellina)	0.0691	76	0.0104	65	2011	nj							
Terebellidae	0.0864	26	0.0075	65	2011	nj							
Tharyx marioni	0.1268	2	0.0000	70	2010	nj							
Thia scutellata	0.1198	48	0.0289	65	2011	nj	0.0094	3.6160	12	0.93	71	2010	nj
Tornus subcarinatus	0.0802	14	0.0321	65	2011	nj							
Travisia forbesii	0.0805	14	0.0147	65	2011	nj							
Urothoe	0.1147	10	0.0075	65	2011	nj							
Urothoe brevicornis	0.1147	10	0.0075	65	2011	nj							
Urothoe poseidonis	0.1147	10	0.0075	65	2011	nj							
Venerupis	0.0716	11	0.0254	65	2011	nj							
Venerupis senegalensis	0.0724	9	0.0283	65	2011	nj	0.0042	3.3402	14	0.84	65	2010	nj

Bijlage 3 Gebruikte conversiefactoren voor berekenen van asvrij drooggewicht (AFDW) (data bodemschaaf). (HbR 2009: monitoring in opdracht van Havenbedrijf Rotterdam in 2009;; FW_AFDW: ratio versgewicht:asvrij drooggewicht; zie Craeymeersch & Escaravage 2010b)

soort	Latijnse naam	convfactor FW_AFDW	individual AFDW	opmerkingen
Amerikaanse Boormossel	Petricola pholadiformis	0.115999999		HbR 2009: FW_AFDW
Blauwpootzwemkrab	Liocarcinus depurator	0.1359474		als gewone zwemkrab
Breedpootkrab	Portumnus latipes	0.1535407		HbR 2009: FW_AFDW
Brokkelster	Ophiothrix fragilis	0.09126192		als gewone slangster
Ensis	Ensis	0.055		Ricciard & Bourget, 1998: median bivalvia
Erwtekrabbentje	Pinnotheres pisum	0.165		Ricciardi & Bourget, 1998, table 1: median Decapoda
Fluwelen zeemuis	Aphrodita aculeata	0.166		Ricciardi & Bourget, 1998: median polychaeta, errantia
Fluwelen zwemkrab	Liocarcinus puber	0.1359474		als gewone zwemkrab
Gaper	Mya	9.69E-02		Als Mya arenaria
Gevlochten fuikhoren	Nassarius reticulatus	0.127437919		HbR 2009: FW_AFDW
Gewimperde zwemkrab	Liocarcinus arcuatus	0.1475462		HbR 2009: FW_AFDW
Gewone porceleinkrab	Pisidia longicornis	0.165		Ricciardi & Bourget, 1998, table 1: median Decapoda
Gewone slangster	Ophiura ophiura	0.09126192		HbR 2009: FW_AFDW
Gewone zwemkrab	Liocarcinus holsatus	0.1359474		HbR 2009: FW_AFDW
Glanzende tepelhoren	Lunatia alderi	0.104248249		HbR 2009: FW_AFDW
Grof geribde fuikhoren	Nassarius nitidus	0.100566138		HbR 2009: FW_AFDW
Grote heremietkreeft	Pagurus bernhardus		0.19	HbR 2009: WW_AFDW
Halfgeknotte strandschelp	Spisula subtruncata	5.89E-02		HbR 2009: FW_AFDW Ricciardi & Bourget, 1998: AFDW/WW (%) =4.8
Harig porceleinkrabbetje	Porcellana platycheles	0.165		Ricciardi & Bourget, 1998, table 1: median Decapoda
Helmkrab	Corystes cassivelaunus	0.1519798		HbR 2009: FW_AFDW
Hooiwagenkrab	Macropodia	0.165		Ricciardi & Bourget, 1998, table 1: median Decapoda
Japanse oester	Crassostrea gigas	0.02		visgewicht = 10% van totaal; AFDW = 20% v natvlees Ricciardi & Bourget, 1998: AFDW/WW (%) = 1.7
Kleine heremietkreeft	Diogenes pugilator		0.14	HbR 2009: WW_AFDW
Kleine kiezelkrab	Ebalia cranchii	0.1775		HbR 2009: FW_AFDW
Kleine slangster	Ophiura albida	0.06466211		HbR 2009: FW_AFDW
Kokkel	Cerastoderma edule	0.04		IMARES; Ricciardi & Bourget, 1998: AFDW/WW (%) = 3.6
Levendbarende slangster	Amphipholis squamata	0.1040778		HbR 2009: FW_AFDW
Mactra	Mactracea	5.34E-02		HbR 2009: FW_AFDW
Mossel	Mytilus edulis	0.053		IMARES
Nagelkrab	Thia scutellata	0.1408891		HbR 2009: FW_AFDW
Nonnetje	Macoma balthica	4.05E-02		HbR 2009: FW_AFDW
Noordzeekrab	Cancer pagurus	0.208		Ricciardi & Bourget, 1998: AFDW/WW (%) = 20.8
Otterschelp	Lutraria lutraria	0.055		Ricciardi & Bourget, 1998, table 1: median Bivalvia
Ovale strandschelp	Spisula elliptica	8.30E-02		HbR 2009: FW_AFDW
Ovale zeeklit-schelp/-mosseltje	Tellimya ferruginosa	0.055		Ricciardi & Bourget, 1998, table 1: median Bivalvia
Penseelkrab	Hemigrapsus penicillatus	0.1371888		als strandkrab
Platte slijkgaper	Scrobicularia plana	0.055		Ricciardi & Bourget, 1998: median bivalvia
Platte zeeuwse oester	Ostrea edulis	0.055		Ricciardi & Bourget, 1998, table 1: median Bivalvia
Rechtsgestreepte platschelp	Tellina fabula	6.06E-02		HbR 2009: FW_AFDW
Ruig krabbetje	Pilumnus hirtellus	0.165		Ricciardi & Bourget, 1998, table 1: median Decapoda
Slipper	Crepidula fornicata	0.063		Ricciardi & Bourget, 1998: median prosobranchia
Stevige strandschelp	Spisula solida	5.92E-02		HbR 2009: FW_AFDW
Strandgaper arenaria	Mya arenaria	9.69E-02		HbR 2009: FW_AFDW; ietsje hoger dan Ricciardi & Bourget, 1998: AFDW/WW (%) =6.5
Strandkrab	Carcinus maenas	0.1371888		HbR 2009: FW_AFDW; praktisch zelfde getal als: Ricciardi & Bourget, 1998: AFDW/WW (%) = 13.8
Tapijtschelp	Venerupis senegalensis	7.93E-02		HbR 2009: FW_AFDW
Tere hartschelp	Acanthocardia paucicostata	0.04		als kokkel
Tere platschelp	Tellina tenuis	8.39E-02		HbR 2009: FW_AFDW
Venusschelp	Chamelea striatula	5.63E-02		HbR 2009: FW_AFDW
Wenteltrap	Epitonium	0.063		Ricciardi & Bourget, 1998: median prosobranchia
Witte boormossel	Barnea candida	0.115999999		Als Petricola pholadiformis
Witte dunschaal	Abra alba	0.060025179		HbR 2009: FW_AFDW
Wulk	Buccinum undatum	0.063		Ricciardi & Bourget, 1998: median prosobranchia Ricciardi & Bourget, 1998: AFDW/WW (%) = 10.5 .....
Zaagje	Donax vittatus	6.07E-02		HbR 2009: FW_AFDW
Zee-anemonen	ACTINIARIA	0.1466961		HbR 2009: FW_AFDW
Zeeappel	Psammechinus miliaris	0.167		Ricciardi & Bourget, 1998, table 2 Strongylocentrotus
Zeester	Asterias rubens	0.1294963		HbR 2009: FW_AFDW

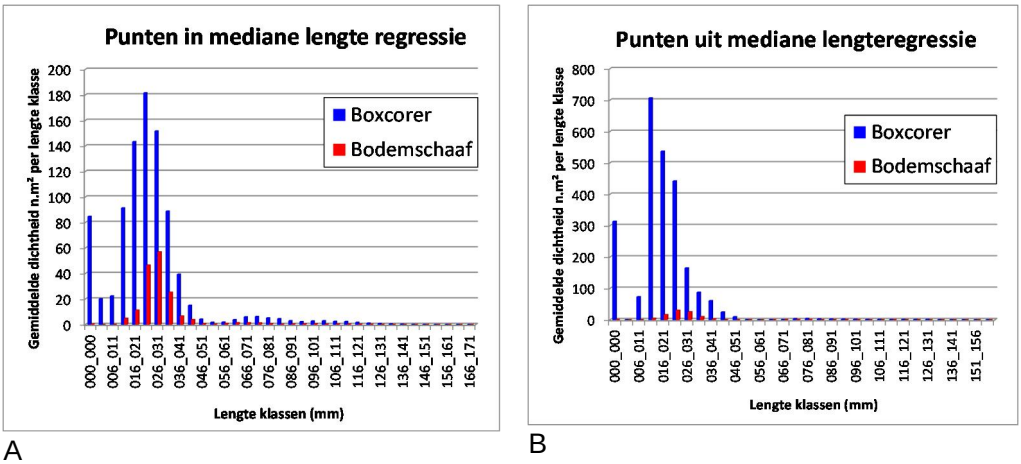
Bijlage 4 Methode voor het bepalen van de lengte verdeling voor *Ensis* sp. in de T_0 jaren

Uit de lengtegegevens van zwaardscheden voor de jaren 2009-2011 blijkt een sterke relatie aanwezig te zijn tussen de mediane lengte in de monsters genomen met de boxcorer en met de bodemschaaf (Figuur 2.68). Een groep van locaties (61) is, vergeleken met de overige punten, gekenmerkt door een 'afwijkende' verhouding tussen de mediane lengtes waargenomen in de boxcorer en in de bodemschaaf.



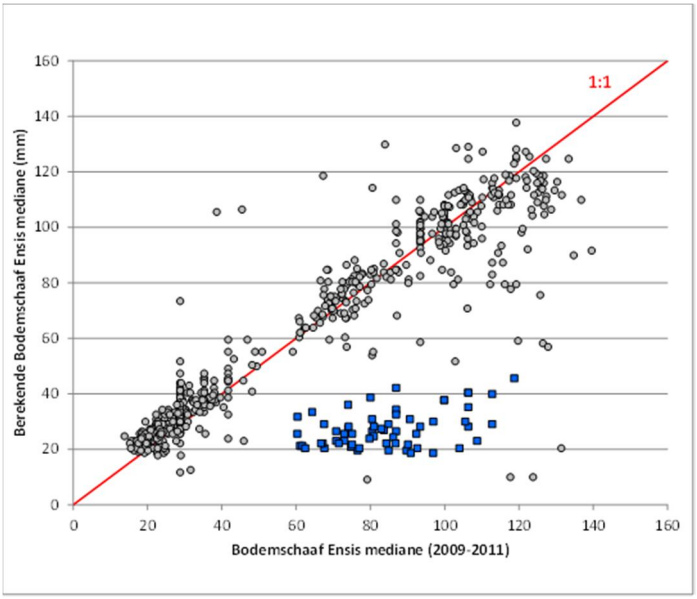
Figuur 2.68 *Ensis mediane lengte (mm) in de bodemsschaaf als functie van de boxcorer waarnemingen in de jaren 2009-2011. De rode lijn staat voor de regressie berekend voor alle punten. Een groep punten (62) met een duidelijke afwijking t.o.v. die regressie isaangegeven door de rode ellips op de grafiek. De blauwe lijn staat voor de regressie na uitsluiting van die 62 waarnemingen*

Deze groep van locaties zorgt voor een sterk heefboomeffect op de regressie lijn (rode lijn in Figuur 2.68) wat leidt tot een overschatting van de voorspellingen op basis van lengtes kleiner dan 50 mm. De uitsluiting van die 61 waarnemingen resulteert in een verbetering van de voorspelling voor de overige waarnemingen (blauwe lijn in Figuur 2.68).
Vergeleken met de overige waarnemingen is die groep van 61 gekenmerkt door enorme dichtheden aan kleine *Ensis* in de boxcorer vergeleken met de bodemschaaf (Figuur 2.69).



A B

Figuur 2.69 *A.-Ensis lengte verdeling in de boxcorer en de bodemschaaf voor de monsters meegenomen in de berekening van de regressie van de mediane lengtes in de bodemschaaf als functie van de boxcorer waarnemingen. B.-Zelfde als A maar voor de monsters die niet meegenomen*



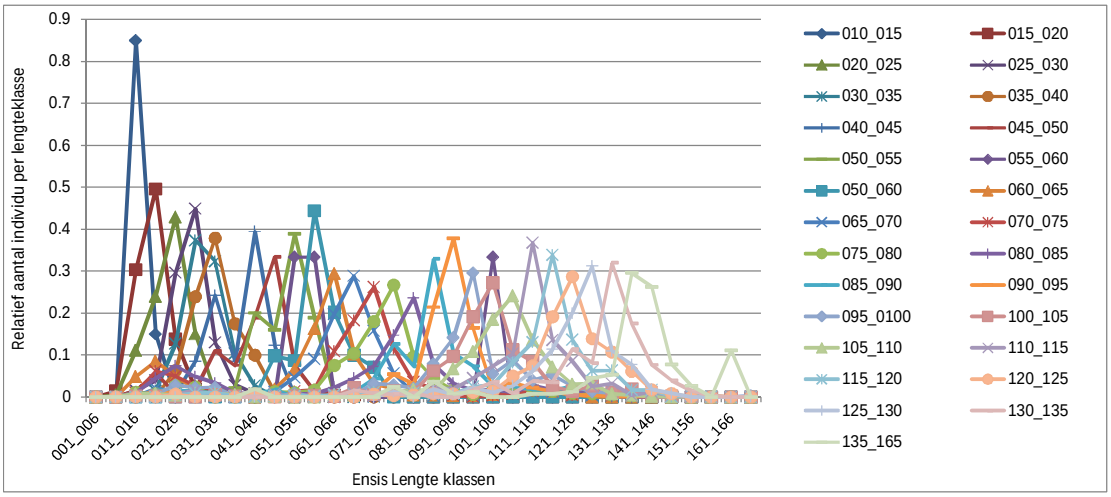
Figuur 2.70 *Ensis lengte mediane berekend op basis van de boxcorer gegevens in de jaren 2009-2011 als functie van de waargenomen waarden. De 61 waarnemingen die buiten beschouwing zijn gelaten bij de berekening van de regressie zijn weergegeven als vierkanten*

De regressie verkregen tussen de bodemschaaf en de boxcorer Ensis mediane lengte (MedL_Schaaf = 8.18 + 0.869 * MedL_Boxcorer) na uitsluiting van die 61 waarnemingen (over 1012) zorgt voor een redelijke schatting van de mediane lengte van de *Ensis* sp. in de bodemschaaf dataset (Figuur 2.70).

Met bovenstaande regressie is de mediane lengte berekend voor de T_0 schaafmonsters op basis van de mediaan in de boxcorer. Voor de locaties waar *Ensis* sp. slechts in de boxcorer aanwezig zijn, is de mediaan berekend op basis van de waarden uit de 5 meest nabij gelegen monsterlocaties.

Omdat de mediaan een expressie is van de verdeling van de individuen over de lengteklassen is die relatie direct geëxtraheerd uit de 2009-2011 gegevens:

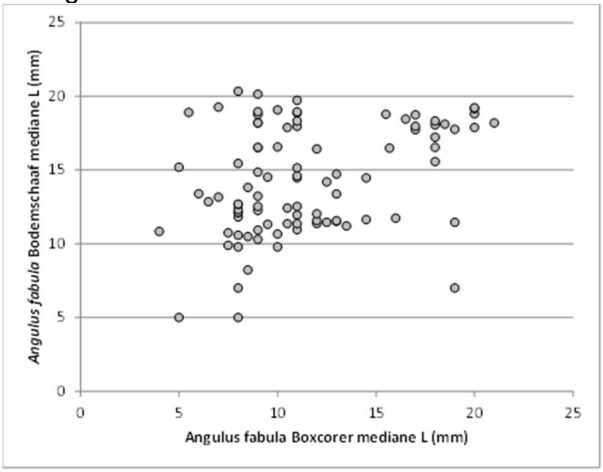
- De numerieke verdeling van de individuen tussen de 36 lengte klassen is gestandaardiseerd (0 tot 1) per monster locatie.
- Monsterlocaties zijn gegroepeerd op basis van de (bodemschaaf) *Ensis* sp. mediane lengte in 27 klassen van 5 mm (010_015, 015_020…130_135, 135_165).
- De gemiddelde van de relatieve bijdrage aan het aantal *Ensis* sp. in de 36 lengteklassen is berekend voor elke klasse van mediane.
- Daarmee kan voor elke waarde van mediaan een schatting worden gemaakt voor de relatieve verdeling van de *Ensis* sp. over de verschillende lengte klassen (Figuur 2.71).
- Door het vermenigvuldigen van de waargenomen dichtheden met die relatieve bijdragen wordt het aantal individuen per lengte klasse berekend waarmee bodemschaaf en boxcorer waarnemingen aan elkaar gekoppeld kunnen worden.



Figuur 2.71 Gemiddelde frequentie verdeling van Ensis over 34 lengte klassen waargenomen voor verschillende waarden van medianen ingedeld in 27 klassen van 10 tot 135 mm

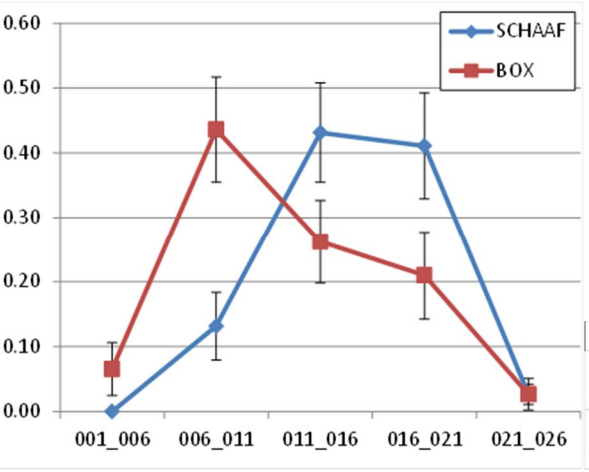
Bijlage 5 Methode voor het bepalen van de lengte verdeling voor *A. fabula* in de T_0 jaren

Bij *Angulus fabula* is er geen duidelijke relatie te vinden tussen de mediane lengtes waargenomen in de boxcorer en in de bodemschaaf datasets:



Zoals bij de zwaardscheden zijn er grote individuen van *A. fabula* waargenomen in de schaaf die niet voorkomen in de boxcorer (mediane <12,5 mm in boxcorer en >15 mm in de bodemschaaf). Gezien de omvang van die groep vergeleken met de overige waarnemingen is het hier niet verstandig om daar geen rekening mee te houden.
Voor deze soort is het dus niet mogelijk om de mediane waarde van de individuen in de boxcorer te gebruiken om de mediane waarde van de individuen in de bodemschaaf te berekenen. Het enig alternatief is het gebruiken van een vaste lengteverdeling.

In de jaar 2009-2011 was de gemiddelde numerieke lengteverdeling als volgt in de bodemschaaf (en in de boxcorer als vergelijking):

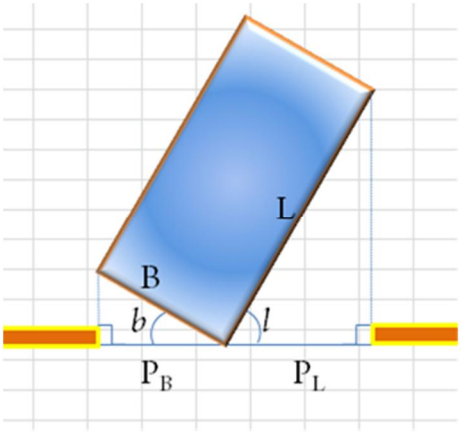


	001_006	006_011	011_016	016_021	021_026
SCHAAF	0.00	0.13	0.43	0.41	0.03
BOX	0.07	0.44	0.26	0.21	0.03

Er is gebruik gemaakt van die numerieke verdeling voor het berekenen van de relatieve bijdrage van die lengteklassen aan de populatiedichtheid.

Bijlage 6 Bepaling van de kleinste lengteklasse (per soort) voor kwantitatieve bodemschaaf monitoring

Voor het bepalen van de kleinste lengteklasse (per soort) waar 95% van individuen op een 5mm maas blijven liggen (ondergrens bodemschaaf) is er gebruik gemaakt van een eenvoudig geometrisch model als maat voor de zeefefficiëntie van de schaaf (mazen van 5mm) als functie van de lengte van de individuen (L) en van de verhouding tussen hun lengte en breedte (L/B).
Bij deze bepaling worden de bodemdieren beschouwd als starre cilinders die zich onder alle mogelijke hoeken voor de mazen van de zeef aanbieden. Omdat de achttien soorten die in aanmerking komen voor deze bepaling allemaal schelpdieren zijn komt deze aannames m.b.t. de vorm en de textuur van de organismen redelijk overeen met de werkelijkheid.



$P_L = L \cos(l)$

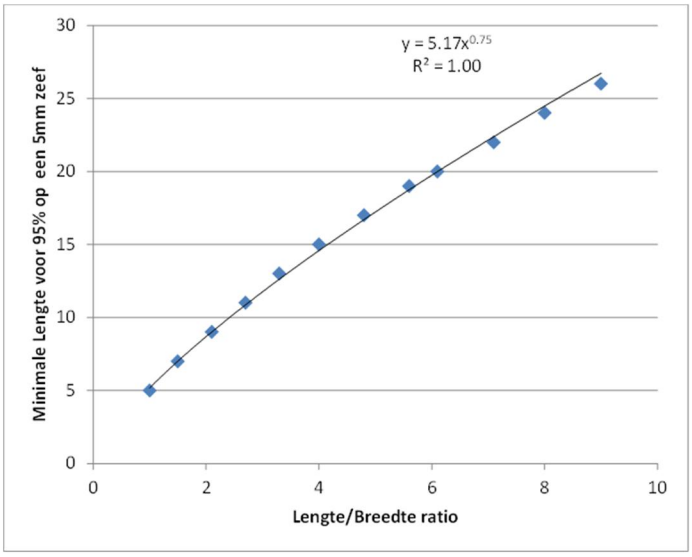
$P_B = B \cos(90-l)$

$P_B + P_L <$ Maaswijdte → gaat door de zeef

$P_B + P_L \geq$ Maaswijdte → blijft op de zeef

Figuur 2.72 Model gebruikt voor het bepalen van de zeefefficiëntie als functie van de lengte (L) en de breedte van de bodemdieren

De matrix (Lmin vs L/B) verkregen van bovenstaand model is gebruikt voor het bepalen van de minimale lengte waarbij 95% van de individuen verzameld kunnen worden met een zeef van 5 mm (LminS=5.17*L/B^0.75).



Figuur 2.73. Minimale lengte waarvoor 95% van de individuen verzameld kunnen worden met een zeef van 5 mm als functie van de lengte-breedteverhouding.

Van die 18 soorten aanwezig in dezelfde lengteklasse(n) op dezelfde monsterlocaties in de bodemschaaf en de boxcorer is de minimum lengte (LminS) bepaald op basis van de L/B –ratio's verkregen uit monitoringgegevens en uit de literatuur (Tabel 2.19).

Tabel 2.29 . L/B-ratio (uit monitoringgegevens en literatuur) en berekende LminS- waarde Van die 18 soorten aanwezig voor dezelfde lengteklasse(n) op dezelfde monsterlocaties in de bodemschaaf en de boxcorer.

TaxonName	L/B-ratio	LminS
Abra alba	1.47	6.90
Angulus fabula	1.63	7.48
Angulus tenuis	1.49	6.98
Cerastoderma edule	1.20	5.91
Donax vittatus	1.87	8.28
Ensis sp.	6.68	21.49
Euspira pulchella	1.16	5.78
Macoma balthica	1.25	6.12
Mya arenaria	1.71	7.72
Mytilus edulis	2.08	8.95
Nassarius nitidus	2.35	9.81
Nassarius reticulatus	2.14	9.15
Petricolaria pholadiformis	2.36	9.85
Scrobicularia plana	1.30	6.29
Spisula subtruncata	1.32	6.37
Venerupis corrugata	1.50	7.02
Spisula solida	1.38	6.58
Tellimya ferruginosa	1.77	7.93

3 Perceel Vis

Auteurs: Ingrid Tulp, Nicola Tien & Cindy van Damme (IMARES)

3.1 INLEIDING

In dit hoofdstuk wordt eerst de achtergrond van het onderzoek met betrekking tot de visfauna geschetst. Vervolgens lichten we de meet- en evaluatievragen (MEP-vragen) toe die betrekking hebben op het perceel Vis en vertalen we die naar onderzoeksvragen en werkhypothesen. Daarnaast besteden we aandacht aan welke soorten en welke aspecten van die soorten in dit perceel onderzocht zijn. We besluiten met een leeswijzer waarin het kader en de begrenzingen van de in dit rapport gepresenteerde resultaten worden toegelicht.

3.1.1 Achtergrond

In juni 2008 is een Bodembeschermingsgebied ingesteld als compensatie voor de negatieve effecten (verlies van habitat type 1110) door de aanleg van de Tweede Maasvlakte. Door het beperken van de bodemberoerende visserij (schepen met een motorvermogen groter dan 260 pk) in dit gebied wordt een 'verbetering' van de kwaliteit van habitattype 1110 en daarmee van de bodemfauna nagestreefd. Wat die verbetering precies inhoudt is voor velerlei uitleg vatbaar. Daarom is bij de aanvang van het onderzoeksprogramma een set vragen (MEP vragen) opgesteld voortvloeiend uit de compensatieopgave zoals beschreven in de Natuurbeschermingswetvergunning voor de aanleg van de Tweede Maasvlakte.
Bij de instelling van het Bodembeschermingsgebied was de verwachting dat de beschermende maatregelen zouden leiden tot een lokale toename (10%) van de biomassa van het benthos. Deze 10% toename in benthos zou kunnen doorwerken op de hoeveelheid vis als voedsel voor vogels en als onderdeel van habitattype 1110, de zogenaamde typische soorten van habitattype 1110 A en B (LNV 2008). Het onderzoek binnen Perceel Vis is bedoeld om het effect van de compensatiemaatregelen in de Voordelta (de instelling van het Bodembeschermingsgebied, BG) op vis en de visgemeenschap te bestuderen en om de vraag te beantwoorden of veranderingen in vis en de visgemeenschap gerelateerd kunnen worden aan het instellen van het Bodembeschermingsgebied en de daarmee veronderstelde samenhangende veranderingen in het benthos en vis.

3.1.2 Evaluatievragen

De MEP-vragen bestaan uit vier deelvragen. Vraag 1 gaat vooral over de toestand van habitattype 1110, vragen 2, 3 en 4 voornamelijk over de functie van het gebied voor zee-eenden en sterns. Van de set geformuleerde MEP-vragen is voor het Perceel Vis vooral MEP-vraag 1 (deel 1c en 1d) van belang en MEP-vraag 3/4, daar waar het voedsel voor visdief/grote stern betreft. Hieronder worden de deelvragen genoemd die in het Perceel Vis centraal staan.

Evaluatievraag 1c heeft betrekking op het verlies aan habitattype H1110.

- Treedt er een voldoende toename van voedsel voor beschermde soorten op in het Bodembeschermingsgebied?
    - Is er een verandering in dichtheden in demersale vis (als voedsel) in BG/referentiegebied t.o.v. T0?

- Treedt er een voldoende toename van voedsel voor typische vissoorten op in het Bodembeschermingsgebied?
    - Welke typische vissoorten eten bodemdieren?
    - Waar bestaat het voedsel voor deze typische vissoorten uit?
    - Is het voedselaanbod voor deze typische vissoorten in het Bodembeschermingsgebied in het jaar Tn toegenomen t.o.v. het jaar T0?
    - Is de toename in het voedselaanbod voor typische vissoorten in het jaar Tn minimaal 10% hoger in het Bodembeschermingsgebied dan in het referentiegebied?

Evaluatievraag 1d betreft het causale verband tussen de (waargenomen) verandering in de biomassa van bodemdieren en vissen per soort(groep) en de genomen maatregel, namelijk het uitsluiten van bepaalde vormen van bodemberoerende visserij.

- Is de (waargenomen) toename[1] in bodemdieren en vissen en daarmee het voedselaanbod voor typische vissen en beschermde vogels toe te schrijven aan de getroffen maatregelen?
    - Wat is de impact van de boomkorvisserij met schepen groter dan 260 pk op de bodemdieren en vissen van H1110?
- Is de (waargenomen) toename in bodemdieren en vissen en daarmee het voedselaanbod voor typische vissen en beschermde vogels toe te schrijven aan abiotische factoren?
    - Welke abiotische factoren zijn dit?
    - Wat is de invloed van deze abiotische factoren op de bodemdieren en vissen?
- Is de (waargenomen) toename in bodemdieren en vissen en daarmee het voedselaanbod voor typische vissen en beschermde vogels toe te schrijven aan externe factoren?
    - Welke externe factoren zijn dit?
    - Wat is de invloed van deze externe factoren op de bodemdieren en vissen?
- Is de (waargenomen) toename in bodemdieren en vissen en daarmee het voedselaanbod voor typische vissen en beschermde vogels toe te schrijven aan biotische processen?
    - Welke biotische processen zijn dit?
    - Wat is de invloed van deze biotische processen op de bodemdieren en vissen?

[1] *In de vraagstelling wordt gesproken over toename, we hebben dat zo overgenomen, maar er kan niet bij voorbaat aangenomen worden dat er inderdaad sprake is van een toename,* verandering *zou in onze optiek logischer zijn.*

***Evaluatievraag 3+4b*:** Leidt het instellen van het Bodembeschermingsgebied tot een gelijkblijvende potentiële functie van de Voordelta voor de grote stern / visdief in termen van voedselbeschikbaarheid?

- Zijn deze veranderingen toe te schrijven aan (veranderingen in) het voedselaanbod?

3.1.3 Ingreep-effect relaties, onderzoeksvragen en werkhypothesen

De voorspelde effecten en de compensatiemaatregelen zijn gebaseerd op ingreep-effect relaties zoals vastgelegd in RIKZ (2007). De effectketens beschrijven de processen die relevant zijn voor het inzicht in de ingreep-effectrelaties. Daarmee geven de ingreep-effectrelaties sturing aan de te beantwoorden onderzoeksvragen. De biomassa van bodemdieren, en daarmee de hoeveelheid voedsel voor beschermde/typische soorten, kan direct worden beïnvloed door de bodemberoerende visserij. Ook vis zelf kan door de veranderde visserijdruk worden beïnvloed. Daarnaast is er een directe invloed van de visserij op abiotische omstandigheden, die direct of indirect kunnen doorwerken op benthos en vis. Tevens kunnen externe factoren van invloed zijn, zoals het weer, economische ontwikkelingen binnen de visserij of ontwikkelingen buiten de Voordelta. Een voor het onderzoek complicerende factor is dat de garnalenvisserij in het Bodembeschermingsgebied wel is toegestaan. In deze visserij wordt met fijnmazige netten gevist waardoor jonge vis en benthos onbedoeld bijgevangen wordt. Onttrekking van, en eventuele schade aan deze organismen kan een eventuele verandering, veroorzaakt door het wegvallen van de boomkorvisserij, maskeren. Daarnaast wordt alle bijvangst in de garnalenvisserij overboord gezet, en is daarmee voedsel dat beschikbaar komt voor aaseters. Ook dit kan een onvoorzien effect op de bodemvis hebben. Wanneer de garnalenvisserij in het Bodembeschermingsgebied niet veranderd is sinds de instelling van het BG (T0), is hoeft dit geen probleem te zijn. Wanneer dat wel zo is, moet hiermee in de interpretatie van de resultaten rekening gehouden worden.

Hieronder zullen we voor alle deelvragen toelichten welke analyses zijn uitgevoerd ter beantwoording ervan. Waar mogelijk zullen we specifieke werkhypothesen formuleren.

Evaluatievraag 1c

Wat betreft het eerste deel van de vraag: is er een verandering in dichtheden in demersale vis in Bodembeschermingsgebied/referentiegebied t.o.v. T0?, verwijzen we vanwege de samenhang met evaluatievraag 1d naar de volgende paragraaf.

Naast een verandering in dichtheden kunnen ook verschuivingen in de visgemeenschap duiden op een verandering in de bodemfauna. Als het prooiaanbod verandert kunnen sommige soorten daarvan meer profiteren dan andere soorten. In welke richting een dergelijke soortenverschuiving plaats vindt is niet op voorhand te voorspellen. (**Hypothese 1)**.

Bij een afname in bodemberoerende visserij en sterfte als gevolg hiervan, verwachten we ook een verandering in de leeftijdsopbouw: een verschuiving van een gemeenschap oververtegenwoordigd door kleine en jonge vissen naar een gemeenschap met een evenwichtiger leeftijdsverdeling, waarbij ook oudere dieren gevangen worden. Door vermindering van visserijdruk is de verwachting dat dit resulteert in een verbeterde overleving van de residente soorten en een toename van de oudere leeftijdsgroepen. Leeftijdsinformatie is verder van belang om te controleren in welke mate de populatie gedomineerd wordt door een enkele jaarklasse. Ook een toename in de gemiddelde vislengte kan een gevolg zijn van verminderde visserijdruk (**Hypothese 2**). Dit zou dan met name verwacht worden voor soorten die hun hele leven in het gebied blijven, niet voor kinderkamersoorten, die de Voordelta voornamelijk voor de juveniele stadia gebruiken.

Het andere deel van deze evaluatievraag richt zich op eventuele veranderingen in het voedsel voor de typische vissoorten in het Bodembeschermingsgebied. Wanneer biomassa, dichtheid, productie en/of samenstelling van benthos verandert als gevolg van de verminderde bodemberoering in het Bodembeschermingsgebied, zou dat mogelijk kunnen doorwerken in het dieet van vissen, hun samenstelling, groei en/of hun dichtheid (zie evaluatievraag 1d). Het dieet van vissen wordt in de monitoring gemeten aan de hand van analyses van maaginhouden van een reeks van vissoorten. De beschrijving van het dieet biedt mogelijkheden om verschillende facetten van de voedselbeschikbaarheid voor (typische) vissoorten te analyseren. Hierbij wordt telkens de T0 ofwel Tvoor (2005 en 2007) met de T1 ofwel Tna (2009 t/m 2012, in sommige gevallen 2009 t/m 2011) vergeleken (de maaganalyses van 2013 zijn op moment van het schrijven van dit rapport nog niet gereed).

Dieet typische vissoorten
In het tweede deel van vraag 1c wordt feitelijk alleen gevraagd wat het dieet is van vissen en of deze specifieke selectie van bodemdiersoorten in het dieet is veranderd. Voor vraag 1 c is het allereerst van belang vast te stellen wat de prooikeuze van verschillende soorten bodemvissen is. Daarvoor worden de resultaten van de maaganalyses gepresenteerd, waarbij telkens vergelijkingen gemaakt worden tussen de onderzoeksjaren, soorten, seizoenen (voor- en najaar) en gebieden (Bodembeschermingsgebied en referentiegebied(en)).
De mate waarin de maag gevuld is, is bij veel soorten gerelateerd aan het moment van de dag (veel soorten hebben een dag-nachtritme en eten meest overdag of juist ‘s nachts), maar daarnaast kan het ook iets zeggen over voedselbeschikbaarheid (en daarmee over veranderingen in het aanwezige benthos). Deze maat wordt in de literatuur vaak gebruikt als maat voor voedselbeschikbaarheid of foerageeractiviteit (Dalpadado en Mowbray 2013; Reubens *et al.* 2013) hoewel een experimentele onderbouwing daarvoor ontbreekt. Als de voedselbeschikbaarheid voor vis is toegenomen als gevolg van de maatregelen en als de voedselbeschikbaarheid beperkend is, verwachten we gemiddeld genomen een hoger percentage gevulde magen in het BG vergeleken met het referentiegebied (**Hypothese 3**). Hierbij houden we rekening met een eventueel dag- nachtritme. Voorts willen we graag weten of de vissoorten voorkeuren vertonen in hun dieet. De vraag die hierbij gesteld wordt is of eventuele veranderingen in visserij intensiteit, via een verandering in de benthossamenstelling, het dieet van de vis zou kunnen veranderen. Maar het bottom-up proces (van visserij via benthos naar vis) zal in sterke mate afhankelijk zijn van de mate waarin vissen selectief zijn met betrekking tot de benthosgroepen die beïnvloed worden door de visserij. Daarom zijn de benthosgroepen gegroepeerd naar de mate waarin een groep beïnvloed zal worden door visserij. We hebben hierbij geen specifieke verwachting over de mate van dieetvoorkeur (**Hypothese 4**).

Conditie en groei vissen
Veranderingen in voedselbeschikbaarheid kunnen ook doorwerken op de conditie en groei van vis. Bij verbetering van de voedselsituatie zou dit gereflecteerd kunnen worden in ene betere conditie en/of groei.
Om de kwaliteit van het gebied in termen van voedselbeschikbaarheid te kunnen analyseren we de conditie aan de hand van lengte-gewichtrelaties **(Hypothese 5)**, lengte bij een bepaalde leeftijd, en groei aan de hand van verschillen in lengte tussen voor- en najaar (**Hypothese 6**). De vraag bij deze analyses is natuurlijk hoeveel van de groei daadwerkelijk gerealiseerd is in het gebied waarin de vis gevangen is. Daarom houden we hierbij rekening met wat er bekend is over de actieradius van de verschillende vissoorten en analyseren we alleen die levensfasen (0 en 1 jarigen) waarvan we vermoeden dat ze niet erg mobiel zijn.

Voor soorten die in de winter het kustgebied verlaten en in voorjaar terugkeren en zich random over het gebied verdelen, zal de voorjaarsbemonstering geen verschil in lengte bij een bepaalde leeftijd laten zien, terwijl we dit in het najaar wel verwachten. Vissen die in het najaar gevangen worden hebben het groeiseizoen doorgebracht in het gebied en hebben de groei dus waarschijnlijk lokaal gerealiseerd.
Deze onderzoeksvragen leiden tot de volgende werkhypothesen:
Hypothese 1: De verandering in visgemeenschap verschilt niet tussen beide gebieden (BG en MVR1)
Hypothese 2: De leeftijdsopbouw in het bodembeschermingsgebied blijft gelijk.
Hypothese 3: De verandering in het percentage gevulde magen van vissen tussen de T0 en de T1 is gelijk in beide gebieden.
Hypothese 4: Vissen hebben geen prooivoorkeur en eten wat voorhanden is. Die voorkeur is niet veranderd tussen T0 en T1.
Hypothese 5: De verandering in conditie van vis tussen de T0 en de T1 is gelijk in beide gebieden.
Hypothese 6: De verandering in lengte van 0 en 1 jarige vis tussen de T0 en de T1 en/of de groei (gemeten als verschil tussen lengte tussen voor- en najaar) is gelijk in beide gebieden.

Evaluatievraag 1d
Voor de beantwoording van evaluatievraag 1d en de eerste subvraag van 1c analyseren we de relatie tussen visdichtheden en omgevingsvariabelen in het Bodembeschermingsgebied en het referentiegebied. Visdichtheden vertonen over het algemeen een grote variatie in ruimte en tijd. Er zijn twee mogelijke manieren om grip te krijgen op die variatie:

- De vergelijking van trekken op dezelfde locatie van jaar op jaar. Op die manier vertroebelt variatie in dichtheden veroorzaakt door lokale abiotische parameters het patroon niet, en komt de jaar op jaar verandering (en dus vergelijking tussen de voor en na situatie) beter aan het licht.
- Om een beter idee te krijgen welke factoren invloed hebben op de variatie in visdichtheden hebben we habitatanalyses uitgevoerd. Daartoe zijn per soort statistische modellen gemaakt die het voorkomen (dichtheden of aan-/afwezigheid) van vissoorten proberen te verklaren aan de hand van abiotische factoren en van het instellen van het Bodembeschermingsgebied. Het toevoegen van de abiotische factoren in deze modellen dient een tweeledig doel: 1) analyseren welke abiotische factoren invloed hebben op het voorkomen van vis (**Hypothese 7a**) en 2) zoveel mogelijk van de variatie verklaren die niet toegeschreven kan worden aan de beheersmaatregel (verminderen bodemberoering). Met de resterende variatie kan dan getest worden of die samenhangt met de verandering in beheer (**Hypothese 7b**). Uit analyses van de visserijdruk blijkt dat de verandering in bodemberoering sinds de T0 wellicht niet zo groot is geweest als van tevoren werd ingeschat en dat de visserij inspanning in het referentiegebied niet evenredig verdeeld is en ook is afgenomen. Daarom hebben we in aanvulling op de vergelijking tussen Bodembeschermingsgebied en referentiegebied, ook direct (op kleinere schaal dan alleen in de vergelijking tussen de twee gebieden) de relatie tussen visserij inspanning en visdichtheden onderzocht (**Hypothese 8**).

De vraag of waargenomen veranderingen in visdichtheden zijn toe te schrijven aan externe abiotische of biotische processen is lastig te beantwoorden. Door vergelijking met ontwikkelingen in dichtheden in aangrenzende gebieden uit het standaard demersale vismonitoringprogramma, de Demersal Fish Survey (DFS), kunnen we in ieder geval vergelijken hoe de ontwikkelingen zich verhouden tot het jaarsignaal in de directe omgeving (**Hypothese 9)**. Sterke jaareffecten worden daarin zichtbaar (visdichtheden worden vooral bepaald door de afwisseling van sterke en zwakkere jaarklassen).

In de visbemonstering wordt ook veel epibenthos bijgevangen, zoals zeesterren, krabben etc.. oewel het geen onderdeel van de opdracht aan het perceel vis was, hebben we door de jaren heen informatie verzameld over het voorkomen van epibenthos. In een apart hoofdstuk zullen we aandacht besteden aan deze data, voor zover het nuttige informatie oplevert in het licht van de evaluatievragen. (**Hypothese 10**).
Deze onderzoeksvragen leiden tot de volgende werkhypothesen:
Hypothese 7a: De variatie in visdichtheden is gerelateerd aan abiotische factoren.
Hypothese 7b: De verandering in visdichtheden tussen de T0 en de T1 is gelijk in beide gebieden.
Hypothese 8: Er is geen relatie tussen bevissingsintensiteit door de boomkorvisserij en visdichtheden (voor andere responsvariabelen kan dit niet geanalyseerd worden, omdat er daarvoor niet voldoende data zijn, groei en dieet zijn niet op trekniveau gemeten).
Hypothese 9: Variaties in visdichtheden hangen samen met trends in visdichtheden in DFS en worden vooral door externe factoren veroorzaakt.
Hypothese 10: De verandering in epibenthos dichtheden tussen de T0 en de T1 is gelijk in beide gebieden.

Evaluatievraag 3+4b
Evaluatievragen 3 en 4 zijn helemaal toegespitst op het voedsel voor sterns. In het visprogramma wordt gevist met een garnalenkor, een vistuig dat ongeschikt is voor het vangen van pelagische soorten, de prooisoorten voor sterns die vis aan het wateroppervlak opvissen. Het gedrag van pelagische vis is wezenlijk anders dan dat van bodemgebonden vis. Pelagische vis zwemt meestal in scholen en het gedrag daarvan (en de vangstefficiëntie) wordt sterk beïnvloed door factoren als (de kans op) predatie, doorzicht en stromingen. Er wordt met de garnalenkor wel haring, sprot, smelt en zandspiering gevangen, maar alleen bij het uitzetten en halen van het net wordt die vis gevangen die zich in de waterkolom bevindt. Voor analyse van veranderingen in visdichtheden levert deze bemonstering in kwantitatieve zin dus beperkt bruikbare informatie op. Als er veel haring zit, is de kans groter dat je ook met een garnalentuig haring vangt. Omgekeerd echter, als je geen haring vangt, wil dat niet zeggen dat er geen haring zit. In de rol als voedsel voor sterns zijn ook de afmetingen van de vis belangrijk. Maar ook hier moeten we voorzichtig zijn met de interpretatie van de lengtes van de gevangen vis, omdat het net selectief voor bepaalde lengteklassen kan zijn. In het benthosprogramma wordt met de “benthosschaaf” de ingegraven zandspiering (zandspiering leeft een deel van de dag ingegraven en een deel van de dag zwemmend in de waterkolom) bemonsterd. Alleen in de T1 zijn de zandspieringen in het benthosprogramma ook daadwerkelijk geregistreerd en verzameld. Beide informatiebronnen kunnen wel gebruikt worden om te analyseren of de frequentie van voorkomen (aan/afwezigheid in percentage van de trekken) van haring, sprot en zandspiering is veranderd. Met de data uit het benthosprogramma kan ook een meer kwantitatieve analyse voor zandspiering uitgevoerd worden, alhoewel een vergelijking met de T0 niet mogelijk is.
Deze onderzoeksvragen leiden tot de volgende werkhypothese:
Hypothese 11: De verandering in visdichtheden en lengte-frequentieverdelingen van pelagische soorten (haring, sprot, zandspieringen) tussen de T0 en de T1 is gelijk in beide gebieden.
Alle genoemde werkhypothesen zijn zoals gebruikelijk nulhypothesen (H0). Vanzelfsprekend behelzen de bijbehorende alternatieve hypothesen wel veranderingen tussen de T0 en de T1 in de diverse parameters.

3.1.4 Soorten

In de T0 meting lag de focus nog niet op de beschermde en typische vissoorten van Habitat 1110 (LNV, 2006), maar is voor de gedetailleerde analyses (dieet, leeftijd, gewicht) een selectie gemaakt van elf algemeen voorkomende vissoorten (Tabel 3.1). In aanvulling daarop is ook expliciet aandacht besteed aan gewone garnaal, die ook in het benthosperceel wordt bemonsterd, maar veel beter met het garnalentuig dat in de vissurvey gebruikt wordt. In navolging van de T0 omvat de soortselectie in de surveys uitgevoerd na de instelling van het Bodembeschermingsgebied dezelfde elf vissoorten plus gewone garnaal. Van alle overige gevangen soorten zijn geen gedetailleerde analyses gedaan maar is wel de dichtheid bepaald. Onder de geselecteerde soorten vallen slechts een aantal van de typische soorten en geen van de beschermde soorten. Omdat in de surveys in principe alle soorten geregistreerd worden is er wel voor alle soorten informatie over dichtheden beschikbaar. Met die kanttekening dat het gebruikte vistuig suboptimaal is voor een deel van deze soorten (met name de pelagische soorten zoals haring, sprot en zandspiering en dat sommige soorten zo zeldzaam zijn dat ze niet of nauwelijks gevangen worden. In de analyses van dichtheden zijn de verschillende soorten zandspieringen bij elkaar genomen, zijn haring en sprot (soms) gecombineerd, evenals de verschillende soorten grondels. Soorten die wel onder de typische soorten vallen, maar die zelden gevangen worden (slakdolf, botervis), zijn niet geanalyseerd. Zoals hierboven al beschreven, moeten de resultaten op basis van de dichtheidsdata van zandspieringen en haring/sprot kritisch worden benaderd. Daarnaast zijn alle vissen bij elkaar en gewone garnaal apart geanalyseerd.

In aanvulling op voorgaande rapportages zullen we beginnen met een korte ecologische schets van de visfauna in het gebied en in de resultaten ook aandacht besteden aan de ontwikkeling van de gemeenschap.

3.1.5 Introductie visfauna

Voor estuaria is een duidelijk indeling in zogenaamde gildes beschikbaar, waarbij onderscheid gemaakt wordt aan de hand van wanneer en waarvoor de estuaria gebruikt worden (Elliott en Hemingway 2002). De Voordelta valt niet echt onder de estuaria, maar de indeling in gildes is hier ook (deels) bruikbaar. Vissen hebben een complexe levenscyclus waarbij de verschillende levensstadia vaak in verschillende ruimtelijk gescheiden gebieden leven (Petitgas *et al.* 2013). De ondiepe kust, de Waddenzee en de Delta zijn kinderkamers voor jonge vis en garnalen uit de Noordzee. Door het relatief warmere zeewater, het rijke voedselaanbod en de mogelijkheid beschutting te zoeken voor roofdieren kunnen ze hier veilig opgroeien. De jongen van zowel bodemvissoorten (bijv. schol, tong, wijting), als pelagische soorten (die in de waterkolom leven, haring en sprot) groeien hier op. Deze groep wordt ook wel marien juvenielen genoemd. Naast de soorten die alleen hun juveniele levensfase in deze gebieden doorbrengen zijn er nog andere groepen: de doortrekkers, die alleen langskomen op weg naar de rivieren of terug naar zee (bijv. fint, aal en prikken); de seizoensgasten, die er een deel van het jaar verblijven om er te foerageren (bijv. haring, sprot, grauwe poon); de onregelmatige bezoekers die het gebied af en toe aandoen (bijv. kleine pieterman, dwergbolk, pitvis, dwergtong, schurftvis) en de residente soorten, die hun hele leven in deze gebieden blijven (bijv. vijfdradige meun, zeedonderpad, puitaal, grondels) (Elliott en Hemingway 2002). De onregelmatige bezoekers (of dwaalgasten) volgens deze classificatie zijn echt specifiek voor de echte estuaria, in de kustzone komen ze veel algemener voor. Hieronder volgt een korte ecologische beschrijving van de soorten die in deze studie speciale aandacht hebben gekregen.

Marien juvenielen: schol
Schol paait op open zee waarna de eieren naar opgroeigebieden onder de kust drijven. In de Noordzee zijn er drie belangrijke paaigebieden: het Kanaal, de Zuidelijke Bocht en de Duitse Bocht (Harding et al., 1978). Na het paaien, dat van januari tot maart plaats vindt, zweven de eieren en larven met de reststroom naar de opgroeigebieden. Belangrijke opgroeigebieden zijn de kustgebieden in de zuid-oostelijke Noordzee (Zeeuwse Delta, Nederlandse kust, Waddenzee, Duitse Bocht) (Zijlstra 1972). Nadat de larven de kust bereiken, transformeren ze tot platvissen, worden demersaal en verblijven in de ondieptes (Van der Veer en Bergman 1986).
Gedurende het eerste levensjaar leeft schol in ondiep (<4 m diep) water in specifieke opgroeigebieden (Pihl en Van der Veer 1992). Naarmate schol ouder wordt, verblijven ze in dieper water. Vroeger (voor ca 1990) verlieten de snelst groeiende exemplaren de kust en Waddenzee aan het einde van hun eerste levensjaar (Daan *et al.* 1990). Tegenwoordig doen ze dat allemaal en komt schol ouder dan 1 jaar nauwelijks meer in de ondiepe kustzeeën voor (van Keeken *et al.* 2007). Op open zee is er nog steeds een duidelijke gradiënt in de lengteverdeling: grotere schol komt voor in dieper water.
De jaarklassterkte wordt waarschijnlijk tijdens het pelagische stadium bepaald. Tijdens het vroege juveniele, demersale stadium wordt de jaarklassterkte in veel mindere mate bepaald (Van der Veer 1986; Van der Veer *et al.* 1990b; Van der Veer *et al.* 2000b). Extreem sterke jaarklassen volgen meestal op strenge winters. Predatie door garnaal en krabben is de belangrijkste factor die de mortaliteit van juveniele schol in de opgroeigebieden bepaalt (Van der Veer *et al.* 2000a). Schol foerageert op zicht en voornamelijk op langzame, bodembewonende organismen maar ook op schaaldieren (Beyst *et al.* 1999). In de brandingszone en in intergetijdegebieden eet 0-groep schol voornamelijk polychaeten, postlarvale garnalen en siphons van tweekleppigen (Kuipers 1977; De Vlas 1979; Beyst *et al.* 1999). Schol wordt commercieel bevist.

Marien juvenielen: tong
Tong paait in ondiep (0-40 m) water (Daan *et al.* 1990) waardoor de larven zich reeds in de nabijheid van de opgroeigebieden bevinden. De paaiperiode verschuift langs de breedtegraad van zuid naar noord en loopt van maart in de Golf van Biskaje tot in mei in de zuidoostelijke Noordzee (Rijnsdorp et al., 1992). Na 60 dagen, bij een lengte van circa 15 mm (oudere larven en jonge juvenielen), bereiken ze de opgroeigebieden in de kust (Amara *et al.* 1998). Doordat het pelagisch stadium relatief kort is, vestigen ze zich in de buurt van de paaiplaatsen (Rijnsdorp *et al.* 1992). Jonge tongen zijn beter aangepast aan hogere watertemperaturen (20-25°C) en kunnen daardoor beter de voedselrijkdom benutten in de ondiepe kustgebieden, inclusief de Delta en de Waddenzee. Oudere dieren hebben een lager temperatuuroptimum (15-20°C) en zijn beter aangepast aan leven in de Noordzee (Fonds en Saksena 1977). Ze verlaten de opgroeigebieden voor dieper water in de winter, wanneer de watertemperatuur daalt. In de daarop volgende lente keren ze terug naar de opgroeigebieden om daar nog een of twee jaar te verblijven (Daan *et al.* 1990). Tong begraaft zichzelf overdag en foerageert gedurende de nacht. Ze eten vooral polychaeten, postlarvale garnalen, postlarvale vis en copepoden (Beyst *et al.* 1999). Tong wordt commercieel bevist.

Marien juvenielen: schar
Schar paait op open zee in de winter en lente met een piek in April. Schar paait in vrijwel de gehele zuidelijke Noordzee (Bolle *et al.* 1994). De larven vestigen zich op de bodem vlak voordat de metamorfose is voltooid (lengte 13-20 mm; Russell, 1976 in Bolle et al., 1994). De hoogste dichtheden van pas gemetamorfoseerde schar komen voor in de ondiepe kustwateren, maar in tegenstelling tot schol en tong vindt settlement ook plaats in diep (tot 70

m) water en niet in de estuariene gebieden. In de zomer en herfst migreren juvenielen kustinwaarts en verschijnen dan voor het eerst in gebieden zoals de Waddenzee (Bolle et al., 1994). Schar verblijft slechts kort in de estuaria: in de winter trekken ze verder uit de kust om niet meer terug te keren (Daan *et al.* 1990).
In de brandingszone langs de Belgische kust at 0-groep schar voornamelijk postlarvale garnalen en amphipoden (Beyst et al., 1999). Schar wordt wel commercieel bevist, maar is erg ondergewaardeerd vergeleken met schol en tong.

Marien juvenielen: wijting
Wijting paait in de gehele Noordzee. De eieren komen in de gehele zuidelijke Noordzee voor. De pelagische eieren, die na ongeveer tien dagen uitkomen, worden over een langere periode (tot 14 weken) in verschillende pakketjes (batches) gelegd (Knijn *et al.* 1993). Juvenielen komen met name voor langs de Schotse kust, in het Skagerrak en Kattegat en in de zomer in de Duitse Bocht en langs de Nederlandse kust (Knijn *et al.* 1993). Op een leeftijd van 2 jaar is de meeste wijting adult. Het paaiseizoen varieert met de breedtegraad en duurt van februari tot maart in het Kanaal, april-juni in de noordelijke Noordzee en van mei-juni langs de kust van IJsland (Zheng *et al.* 2001).
Het dieet van 0- en 1-groep wijting bestaat voornamelijk uit schaaldieren (15-35 %) en vissen (60-80 %) zoals kever en zandspiering (Hislop *et al.* 1991). Wijting <20 cm eet voornamelijk schaaldieren zoals garnalen (Knijn *et al.* 1993). Met een toenemende lengte wordt vis steeds belangrijker en wijting >30 cm eet vrijwel alleen vis, met name kleinere soorten als sprot en zandspiering en juveniele haring, kabeljauw en schelvis. Wijting wordt commercieel bevist.

Residenten: grondels
In de Voordelta vallen vooral dikkopje en Lozano's grondel in deze groep. Vanwege de moeilijkheid van het onderscheid tussen deze soorten worden in dit rapport dikkopje en Lozano's grondel samengenomen. Brakwatergrondel en (recent) zwarte grondel worden ook wel eens aangetroffen, maar alleen in lage aantallen. Grondels kunnen zo'n 8-10 centimeter lang worden. Grondels zijn bodembewonende, kleine, kort levende vissen. Ze leven in de nazomer en de herfst in ondiep water, maar trekken in de winter naar dieper water om daar in het voorjaar te paaien. Grondels leven van kleine kreeftachtigen en vislarven en zijn zelf een prooi voor vele kustvogels, bruinvissen en grotere vissen (Dolbeth *et al.* 2008; Kellnreitner *et al.* 2012; Jansen *et al.* 2013).

De paaitijd valt in de zomer. De eieren worden vastgekleefd aan een stevige ondergrond. Dat kan een schelp zijn, maar ook elk ander voorwerp dat ze aantreffen op de zachte bodem van hun leefgebied (Forsgren 1999). Het mannetje bevrucht de eieren en bewaakt ze ongeveer anderhalve week. Dan komen de larven te voorschijn; die leven enige tijd in het plankton. Als ze 1,5 à 2 cm lang zijn, gaan ze bij de bodem leven en zich als volwassen vissen gedragen. Ze worden 1 tot 2 jaar oud. De soort wordt niet commercieel bevist.

Residenten: bot
Bot is een diadrome soort. Bot paait in zout water waarna de pelagische eieren richting estuaria drijven. De juvenielen blijven in het brakke milieu of migreren stroomopwaarts naar rivieren (Jager en Mulder 1999). Bot heeft een duidelijke paaiperiode en paaigebied: de hoogste concentraties eieren komen in februari ten westen en noordwesten van de Nederlandse kust voor (Van der Land 1991). Na vijf tot zeven dagen komen de larven uit. In vergelijking met andere platvissen, vestigt bot zich bij een kleine lengte (Osse en van den Boogaart (1997)) op de bodem. De larven benutten het verschil in getijdestroming tussen eb en vloed om zich in de richting van het estuarium te verplaatsen (Jager 1999). Copepoden en polychaeten vormen de belangrijkste voedselbron voor jonge bot (De Vlas 1979). Met toenemende lengte worden ook Corophium, garnalen en schelpdieren gegeten. Adulten eten voornamelijk mollusken en polychaeten (Kühl en Kuipers 1978). Bot wordt commercieel bevist.

Seizoensgast/marien juvenielen: haring
De Noordzee haring wordt momenteel in drie afzonderlijke sub-populaties onderscheiden: een noordelijke, een centrale en een zuidelijke populatie (Corten 1986). Haring is een van de weinige soorten die eieren op substraat (stenen, grind) afzet. Adulten scholen samen in traditionele paaigebieden waar ze tegelijk paaien. Ze produceren tapijten van eieren die vier tot negen lagen dik zijn. De paaigebieden liggen alle op een diepte van 25-50 m in het westelijke deel van de Noordzee, vanaf de Shetlands tot in het Kanaal. Alle paaiplaatsen zijn zo gelegen dat de larven met de reststroom meegevoerd worden naar ondiepe wateren, vooral van de oostelijke Noordzee. Na 2 weken komt de larve uit het ei. Tot de winter groeien ze tot een lengte van 15 mm, waarna in de winter de groei stagneert. Intussen migreren de larven over een grote afstand, passief getransporteerd door de zeestroom, naar de kinderkamers. 0-groep haring komt met name in de kustgebieden voor. Opgroeigebieden liggen langs de oostkust van Schotland en Engeland, maar de belangrijkste worden aangetroffen langs de Nederlandse, Duitse en Deense kust (Daan *et al.* 1990); In de kustzone treedt bij een lengte van ongeveer 5 cm metamorfose op waarna ze de zomermaanden aan de kust doorbrengen. De larven die in februari en maart in de Nederlandse kustwateren aankomen (circa 40 mm), zijn groter dan die in april en mei arriveren (circa 30 mm). De eerste groep is waarschijnlijk in september/ oktober geboren in de centrale Noordzee terwijl de later aankomende kleinere larven waarschijnlijk in december/januari in de zuidelijke Noordzee en het Kanaal zijn geboren (Corten en Van de Kamp 1996). Aan het einde van de zomer trekt de jonge haring, die dan een lengte van 10-13 cm heeft, naar open zee. Het daarop volgende jaar wordt de 1,5 jaar oude haring aangetroffen in grote delen van de zuidoostelijke Noordzee en in het Skagerrak en Kattegat. In zijn tweede jaar groeit haring tot een lengte van 20 cm en verplaatst zich naar diepere, meer westelijk en noordelijk gelegen delen van de Noordzee. Zowel juveniele als volwassen haring leeft van zooplankton (Last 1989). Haring wordt commercieel bevist.

Marien juvenielen: zandspieringen

Onder de zandspieringen valt een aantal verwante soorten vissoorten die semi-pelagisch leven. De drie meest voorkomende soorten zandspiering in de Noordzee zijn de Noorse zandspiering (*Ammodytes marinus*), de kleine zandspiering (*A. tobianus*) en smelt (*Hyperoplus lanceolatus*), een predator op de eerste twee soorten. Ze hebben een hoog vetgehalte en bepalen in de Noordzee een significant deel van de aanwezige biomassa (Sparholt 1990; Jensen *et al.* 2003; van Deurs *et al.* 2012). Zandspiering is een belangrijke trofische link tussen zoöplankton, vis, visetende vogels en zeezoogdieren. Voor vogels zijn zandspieringen een belangrijke prooisoort (Frederiksen *et al.* 2005; Wanless *et al.* 2005). De belangrijkste paaigebieden in de Noordzee liggen rond de Shetland eilanden, voor de Schotse en Deense kust, in de Duitse Bocht en in de zuidelijke Noordzee (Proctor *et al.* 1998). In de zuidelijke Noordzee worden drie paaigebieden onderscheiden, ten zuidwesten van de Doggersbank, de oostelijke Noordzee en in de Zuidelijke Bocht (Macer 1966). De eieren van zandspiering zijn demersaal en worden vlakbij of op de bodem afgezet waar ze aan het zand kleven (Reay 1970). De larven zijn pelagisch waardoor ze wijder ruimtelijk verspreid zijn dan de adulten (Macer 1966). Bij een lengte van 30-40 mm worden de larven demersaal. Op dat moment zijn geschikt (zandig) substraat en voldoende stroming erg belangrijk. Zandspieringen zijn na het larvale stadium zeer honkvast: De larven worden door de zeestroming over grote afstanden verplaatst (Jensen *et al.* 2003) maar als de larven eenmaal een plek op de zandbank bezetten blijven ze waarschijnlijk hun gehele leven op deze plek (Jensen *et al.* 2011). Zandspiering wordt gewoonlijk na twee jaar volwassen (Macer 1966). Zandspieringen leven van zooplankton (copepoden).

Zandspieringen vertonen in de winter ander gedrag dan in de zomer. In het groeiseizoen (van april tot juli) brengt zandspiering de dag door in de waterkolom en ’s nachts graaft de vis zich in het sediment in. In de overige maanden leeft de zandspiering ingegraven in het zand, behalve wanneer ze paaien. Foerageren doen de vissen zeer lokaal, dicht bij hun vaste stek. Alleen binnen de zandbank zal de zandspiering wellicht van locatie wisselen bij extreme omstandigheden (bijvoorbeeld bij storm). Zandspieringen hebben een voorkeur voor een ondergrond met een hoog gehalte medium tot grof zand (sediment van 250 t/m 2000 micrometer doorsnee) en een sterke afkeer voor een hoog siltgehalte (sediment van kleiner dan 63 micrometer doorsnee) (Winslade 1974; Wright *et al.* 2000; Holland *et al.* 2005). Ze zijn vrijwel afwezig in sediment met meer dan 4% silt, en bij 2-4% silt neemt de dichtheid aan zandspiering sterk af. Met een siltgehalte van lager dan 2% hebben de zandspieringen geen probleem. Ze hebben een voorkeur voor locaties met een stroomsnelheid van meer dan 0.6 meter per seconde, waarschijnlijk omdat bij deze snelheden weinig silt in de bodem aanwezig is. Noorse zandspiering wordt aangetroffen op dieptes van 15 tot 120 meter, maar heeft een voorkeur voor dieptes van 30-70 meter (Wright *et al.* 2000; Holland *et al.* 2005). Kleine zandspiering komt voor op dieptes van 0 tot 30 meter en smelt tussen de 0 en 150 meter (van Deurs *et al.* 2012). Zandspieringen worden commercieel bevist.

Onregelmatige bezoekers: kleine pieterman

In de Noordzee is de verspreiding beperkt tot de regio's langs de Belgische, Nederlandse, Duitse en Deense kust (Creutzberg en Witte 1989). De kleine pieterman heeft gifklieren in de eerste dorsale vin en op het kieuwdeksel (Wheeler en Blacker 1969). Kleine pieterman paait van juni tot augustus. De eieren zijn pelagisch en de larven komen in concentraties dicht bij het oppervlak voor (Creutzberg en Witte 1989). De grootste dichtheden eieren worden in het kustgebied aangetroffen. Het dieet bestaat voornamelijk uit kleine benthische organismen, schaaldieren, amphipoden en isopoden en juveniele garnalen. Daarnaast eet kleine pieterman kleine vissen zoals grondels, jonge zandspiering en juveniele platvissen (Wheeler en Blacker 1969). In de Noordzee bestaat het dieet voor 85 % uit vis (>90 % grondels), en

voor 12 % uit schaaldieren (Creutzberg en Witte 1989). De soort wordt niet commercieel bevist.

Onregelmatige bezoekers: schurftvis
Schurftvis komt voor van West-Afrika tot aan Noorwegen, inclusief de Middellandse en Zwarte Zee. Langs de Nederlandse kust komt schurftvis algemeen voor, vooral in de zomer. Schurftvis laat in de Nederlandse wateren recent een toename zien, waarschijnlijk onder invloed van klimaatverandering (Tulp en Bolle 2009; Van Hal *et al.* 2010). Schurftvis leeft op zandbodems op een diepte van 10-60 meter. Ze kunnen maximaal 25 cm en 8 jaar oud worden (Deniel 1990; Muus *et al.* 1999). De paaitijd loopt van juni tot augustus. De eieren en larven leven vrij zwevend in het water. De jonge schurftvis gaat bij een lengte van 16-30 mm naar de bodem. Schurftvis eet vooral kleine kreeftachtigen en wormen, maar ook kleine vis. De soort wordt niet commercieel bevist.

Onregelmatige bezoekers: dwergtong
Dwergtong is een zuidelijke soort en komt voor vanaf de Middellandse Zee langs de kust van Europa tot aan Noorwegen en rond de Brits eilanden (Yang 1982; Ellis *et al.* 2002; Ellis *et al.* 2008). De soort komt niet in ondiep water voor en vermijdt lage saliniteiten en estuaria (Amara *et al.* 2004). Dwergtong groeit snel in het eerste jaar en bereikt een lengte van 7cm aan het begin van de tweede winter (Baltus en Van der Veer 1995), bereikt een maximale lengte van 13-15cm (Wheeler 1969) en wordt maximaal 15 jaar oud (Amara *et al.* 2004). Dwergtong wordt paairijp bij een lengte van 6-8 cm. In de Noordzee loopt de paaiperiode van maart/april tot augustus (Nottage en Perkins 1983). De eieren en larven zijn pelagisch. Dwergtong heeft een gevarieerd dieet bestaande uit crustaceeën, polychaeten, mollusken en echinodermen (Piet en Rijnsdorp 1998). De soort wordt niet commercieel bevist.

Onregelmatige bezoekers: pitvis
Pitvis is een zuidelijke soort, die tot 32 cm lang en 5 tot 7 jaar oud kan worden (Wheeler en Blacker 1969; Yang 1982; Ellis *et al.* 2002; Ellis *et al.* 2008). Pitvis komt van West-Afrika tot IJsland voor, inclusief de Middellandse Zee. In de Noordzee is de pitvis de meest voorkomende van de drie pitvissoorten (de andere twee zijn rasterpitvis en gevlekte pitvis). Pitvissen komen in water ondieper dan 50 m voor (Wheeler en Blacker 1969). Tussen februari en april paait pitvis in ondiep water waar ze een uitgebreide baltsceremonie uitvoeren. Eieren en laren zijn pelagisch. Na de larvale ontwikkeling vestigen ze zich op de zeebodem (Van der Veer *et al.* 1990a). Pitvis wordt niet commercieel bevist.

3.1.6 Leeswijzer

Zowel in 2005 als in 2007 zijn nulmetingen gedaan voor demersale vis en gewone garnaal door middel van bemonsteringen in het voorjaar (mei en juni) en nazomer (augustus, hierna genoemd najaar, in lijn met voorgaande rapportages). Vanaf 2009 zijn dezelfde metingen in het voorjaar en najaar (met uitzondering van 2011, alleen voorjaar) uitgevoerd.
In deze rapportage worden de bevindingen gepresenteerd van de bemonsteringen vanaf de T0 (2005-2007) tot na de instelling van het Bodembeschermingsgebied (2009-nu), voor zover mogelijk tot en met de resultaten van voorjaar 2013. Voor specifieke onderdelen zijn de gegevens van 2013 nog niet beschikbaar. Niet alle analyses uitgevoerd voor het jaarrapport 2012 zijn geactualiseerd met de recente gegevens (Tabel 3.2). Dit geldt met name voor de habitatanalyses en was een bewuste keuze gemaakt in samenspraak met de opdrachtgever. Per analyse wordt in Tabel 3.2 aangegeven welke jaren/seizoenen meegenomen zijn. In de rapportage zullen we ons concentreren op de bovengenoemde evaluatievragen en bijbehorende hypothesen. Waar nodig of illustratief zullen we nog wat meer algemene

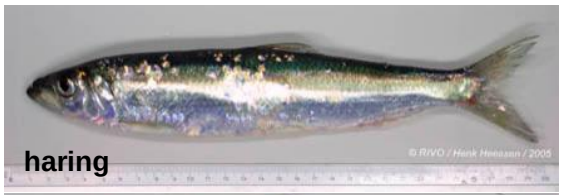
informatie ter documentatie presenteren. Voor het leesgemak bestempelen we hierna de bemonsteringen in 2005 en 2007 als Tvoor of T0 en de T1 t/m T4/5 (2009-2013, voor sommige analyses zijn de gegevens van 2013 nog niet beschikbaar) als de Tna of T1.
In hoofdstuk 2 wordt de methode van het veldwerk beschreven, waarbij er nog geen gedetailleerde informatie over de statistische analyses is gegeven: ter bevordering van de leesbaarheid gebeurt dit pas per onderwerp in hoofdstuk 3, de resultaten. In hoofdstuk 3 wordt de indeling in de MEP-vragen losgelaten, maar zijn de resultaten in logische onderwerpen verdeeld (bv verspreiding, groei, dieet). Hierin beginnen we eerst met een korte ecologische kenschets van de ontwikkeling in de visfauna. Een groot deel van de figuren is ondergebracht in appendices om de leesbaarheid te verbeteren. In hoofdstuk 3 besteden we per onderwerp eerst kort aandacht aan de (statistische) analyse. In hoofdstuk 4 volgt de discussie waarbij de resultaten besproken worden in relatie tot de MEP vragen en er nog enkele algemene zaken over het uitgevoerde onderzoek aan de orde komen.

Tabel 3.1 Lijst van typische en beschermde soorten en van soorten bemonsterd in het monitoringprogramma. De laatste drie kolommen geven aan welke parameters van de betreffende soort gemeten zijn. De extra soorten zijn de soorten die niet op de lijst van beschermde of typische soorten voorkomen, maar wel zijn bemonsterd

groep	Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	H1110A/B	dichtheid/lengte-frequentie-verdeling	dieet en gewicht	otolieten, sexe en geslachts
Typische soorten	haring	*Clupea harengus*	A, B	ja	nee	ja
	spiering	*Osmerus eperlanus*	A	ja	nee	nee
	wijting	*Merlangius merlangus*	B	ja	ja	ja
	grote zeenaald	*Syngnathus acus*	A	ja	nee	nee
	kleine zeenaald	*Syngnathus rostellatus*	A	ja	nee	nee
	zeedonderpad	*Myoxocephalus*	A	ja	nee	nee
	slakdolf	*Liparis liparis*	A	ja	nee	nee
	puitaal	*Zoarces viviparus*	A	ja	nee	nee
	botervis	*Pholis gunnelis*	A	ja	nee	nee
	kleine zandspiering	*Ammodytes tobianus*	B	ja	nee	nee
	noorse	*Ammodytes marinus*	B	ja	nee	nee
	kleine pieterman	*Echiichthys vipera*	B	ja	ja	ja
	pitvis	*Callionymus lyra*	B	ja	ja	ja
	dikkopje	*Pomatoschistus*	A	ja	ja	ja
	bot	*Platichthys flesus*	A	ja	ja	ja
	schol	*Pleuronectes platessa*	A, B	ja	ja	ja
	tong	*Solea vulgaris*	B	ja	ja	ja
	dwergtong	*Buglossidium luteum*	B	ja	ja	ja
Beschermde	elft	*Alosa alosa*		ja	nee	nee
	fint	*Alosa fallax*		ja	nee	nee
	rivierprik	*Lampetra fluviatilis*		ja	nee	nee
	zeeprik	*Petromyzon marinus*		ja	nee	nee
Extra soorten	schurftvis	*Arnoglossus laterna*		ja	ja	ja
	schar	*Limanda limanda*		ja	ja	ja
	gewone garnaal	*Crangon crangon*		ja	nee	nee

Tabel 3.2 Overzicht gebruikte jaren in de verschillende analyses

analyse/figuur	Jaren	Seizoenen
verspreidingskaarten	2005 t/m 2013	voor- en najaar
frequentie van voorkomen	2005 t/m 2013	voor- en najaar
lengte-frequentieverdelingen	2005 t/m 2013	voor- en najaar
lengte-frequentieverdelingen zandspiering (perceel benthos)	2009 t/m 2012	najaar
gemiddelde lengte	2005 t/m 2012	voor- en najaar
lengte-leeftijdssleutels	2005 t/m 2012	voor- en najaar
leeftijdsopbouw	2005 t/m 2012	voor- en najaar
habitatanalyse	2005 t/m 2011	voor- en najaar
habitatanalyse 0 en 1 jarigen	2005 t/m 2012	voor- en najaar
dichtheden op trekniveau	2005 t/m 2012	voor- en najaar
correlaties met lokale visserij inspanning	2005 t/m 2012	voorjaar
correlatie zandspiering (perceel benthos) met lokale visserij inspanning en abiotiek	2009 t/m 2012	najaar
analyse lange termijn serie: dfs	1970 t/m 2011	najaar
maagvulling in relatie tot tijd van de dag	2005 t/m najaar 2012	voor- en najaar
maagvulling	2005 t/m najaar 2012	voor- en najaar
dieetsamenstelling	2005 t/m najaar 2013	voor- en najaar
dieet diversiteit	2005 t/m najaar 2012	voor- en najaar
ontogenetische verschuiving in dieet	2005 t/m 2013	voor- en najaar
prooiselectie	2005 t/m 2011	voor- en najaar
groei	2005 t/m 2011	voor- en najaar
conditie	2005 t/m 2012	voor- en najaar
epibenthos uit visbemonstering	2005 t/m 2011	voor- en najaar
analyse visgemeenschap: lengte-biomassa	2005 t/m 2013	voor- en najaar
analyse visgemeenschap: multivariaat	2005 t/m 2012	voor- en najaar


haring


sprot


spierin


wijting


grote zeenaald


kleine zeenaald

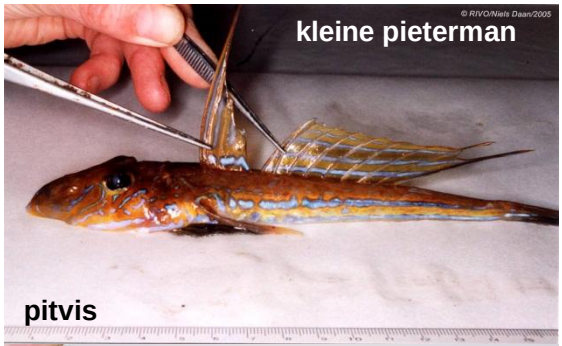

zeedonderpad


slakdolf


puitaal


botervis


zandspiering
kleine pieterman

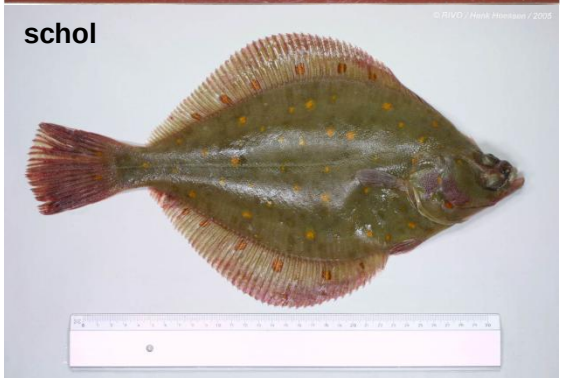

kleine pieterman


pitvis

rasterpitvis


dikkopje


bot


schol


tong


dwergtong


schar


schurftvis


harnasmannetj


gewone garnaal

3.2 METHODEN

3.2.1 Posities en timing van de visbemonsteringen

Het bemonsteringsprogramma in de jaren 2005-2012 omvatte de uitvoering van een survey in het voorjaar en in het najaar met het onderzoeksvaartuig 'Luctor' uitgerust met een garnalenkor. In het eerste bemonsteringsjaar, de T0 in 2005 is daarnaast ook met een commercieel schip, de GO58 met een boomkor gevist in de diepere delen vooral gericht op de grotere, commercieel interessante vis. Voor de bemonstering van de trekvis is in dat jaar gebruik gemaakt van fuiken. Deze beide laatste vangsttechnieken zijn na 2005 niet meer gebruikt vanwege financiële overwegingen.

De oorspronkelijke opzet van de survey was diepte gestratificeerd. In verhouding tot de oppervlakte van de verschillende dieptestrata is het aantal trekken per dieptestratum bepaald (Asjes *et al.* 2004). In deze opzet waren alle dieptestrata in alle deelgebieden vertegenwoordigd. De reden hiervoor was dat diepte naar verwachting een van de meest bepalende factoren voor het voorkomen van de verschillende vissoorten zou zijn. Omdat het Bodembeschermingsgebied vooral het ondiepere deel van het oorspronkelijke zoekgebied omvat, is het uiteindelijke bemonsteringsschema niet meer zo gebalanceerd als de oorspronkelijke opzet (Figuur 3.1 en Figuur 3.2).

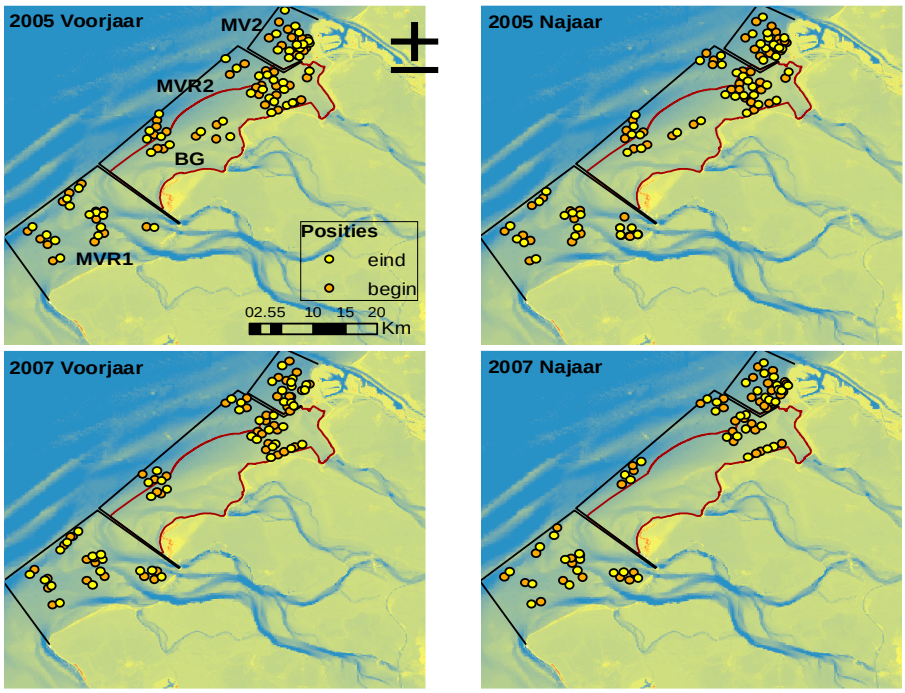
Dat betekent dat vooral de dieper gelegen trekken buiten het Bodembeschermingsgebied zijn komen te liggen. Deze dieptes (>20m) zijn hier niet meer evenredig vertegenwoordigd, waardoor de gemiddelde diepte van de trekken in het Bodembeschermingsgebied lager ligt dan die in het referentiegebied.

In 2011 is de survey om financiële redenen alleen in het voorjaar uitgevoerd. Afwijkend van het programma van eisen zijn in 2012 weer beide surveys voortgezet (ook in 2013), maar per survey worden minder stations bemonsterd (alleen die stations die in alle jaren bemonsterd zijn en niet de extra trekken die vanaf 2009 aan het Bodembeschermingsgebied zijn toebedeeld). Voor het overzicht wordt in Tabel 3.3 aangegeven hoeveel trekken er in welke deelgebieden en welke jaren bemonsterd zijn. Vanwege slechte weersomstandigheden is het niet altijd mogelijk geweest om alle trekken uit te voeren. Door de aanwezigheid van veel mosselen, zeesterren of kwallen was de vangst in sommige gevallen zo groot dat het net stuk ging en de vangst niet meer representatief was. In deze gevallen is de trek ongeldig verklaard. De posities van de geldige trekken in de verschillende jaren wordt weergegeven in Figuur 3.1 en Figuur 3.2).

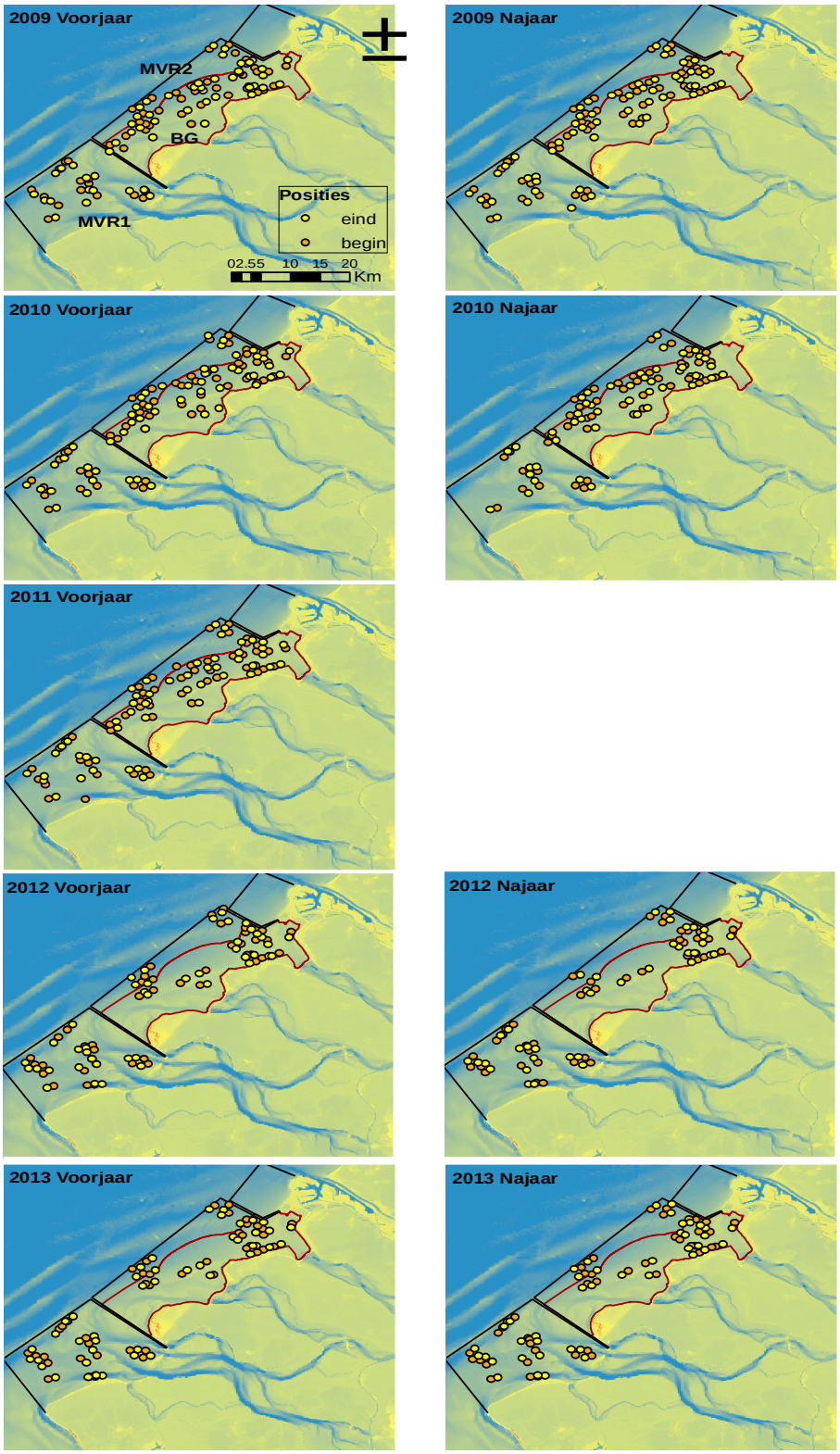
Tabel 3.3 Ontwikkeling van het monitoringprogramma voor vis. Per jaar en gebied is het aantal geplande trekken weergegeven. De naamgeving van de verschillende deelgebieden is in de loop der tijd aangepast (zie bijschrift Figuur 3.2)

jaar	deelgebieden					aanpassingen
	MV2	MPA	MVR		totaal	
2005	13	25	15		53	
2007	13	25	15		53	
		BG	MVR1	MVR2		
2009	0	32	15	6	53	13 trekken uit MV2 toegevoegd aan BG
2010	0	32	15	6	53	
2011	0	32	15	6	53	
2012, 2013	0	19	18	6	43	13 herverdeelde trekken in BG verwijderd
						3 trekken toegevoegd aan MVR1 in de sterk beviste geulen (deze trekken zijn in deze rapportage buiten beschouwing gelaten)

MV2 Maasvlakte 2 gebied voor de nieuw aangelegde Maasvlakte
MPA zoekgebied voor Bodembeschermingsgebied
REF Referentiegebied
BG Bodembeschermingsgebied (=deel van MPA)
MVR1 referentiegebied1=identiek aan REF
MVR2 referentiegebied2=deel van zoekgebied dat buiten het Bodembeschermingsgebied is komen te liggen

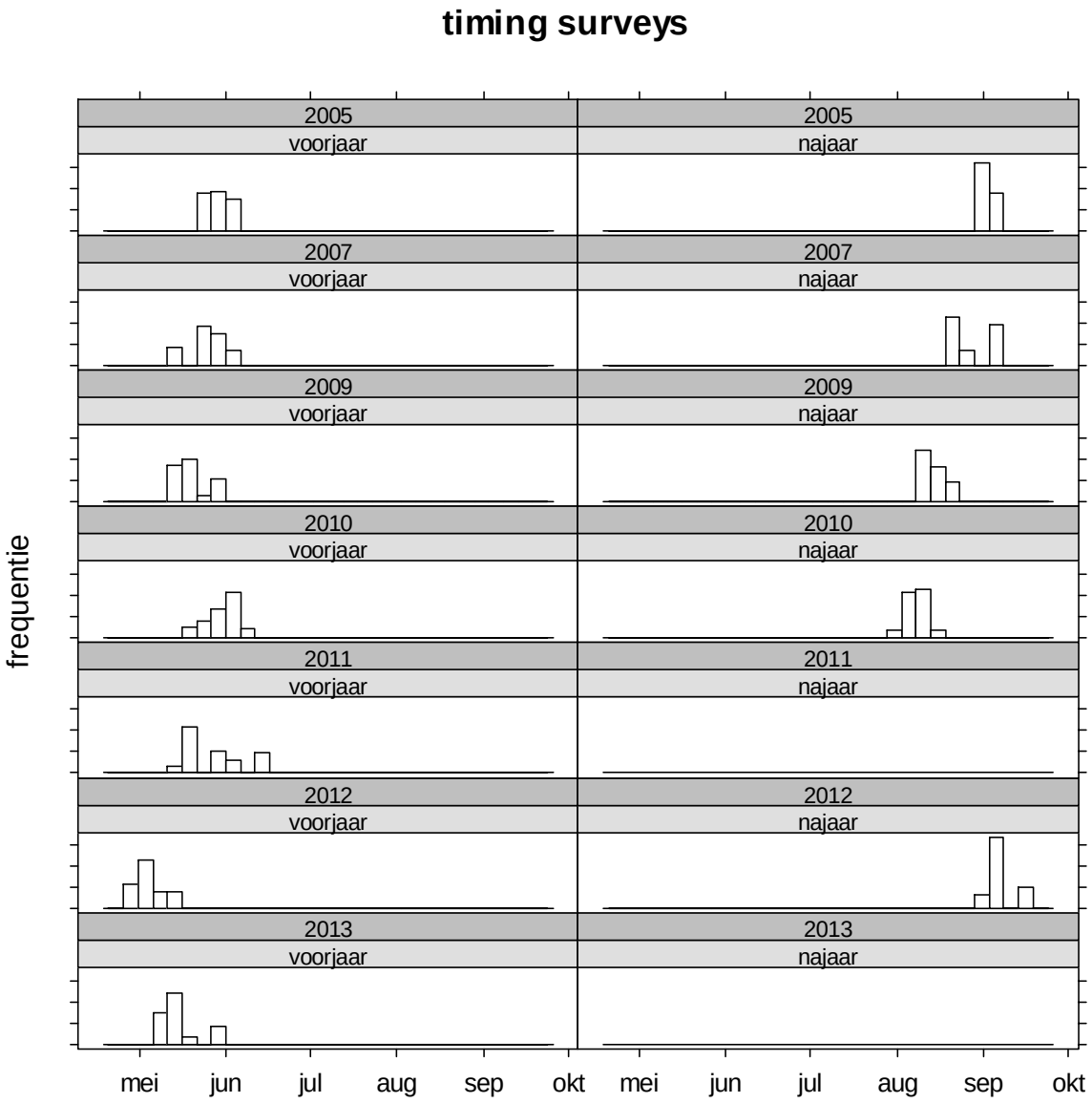


Figuur 3.1 Posities van de trekken met de garnalenkor met de Luctor in voorjaar en najaar tijdens de surveys in 2005 en 2007

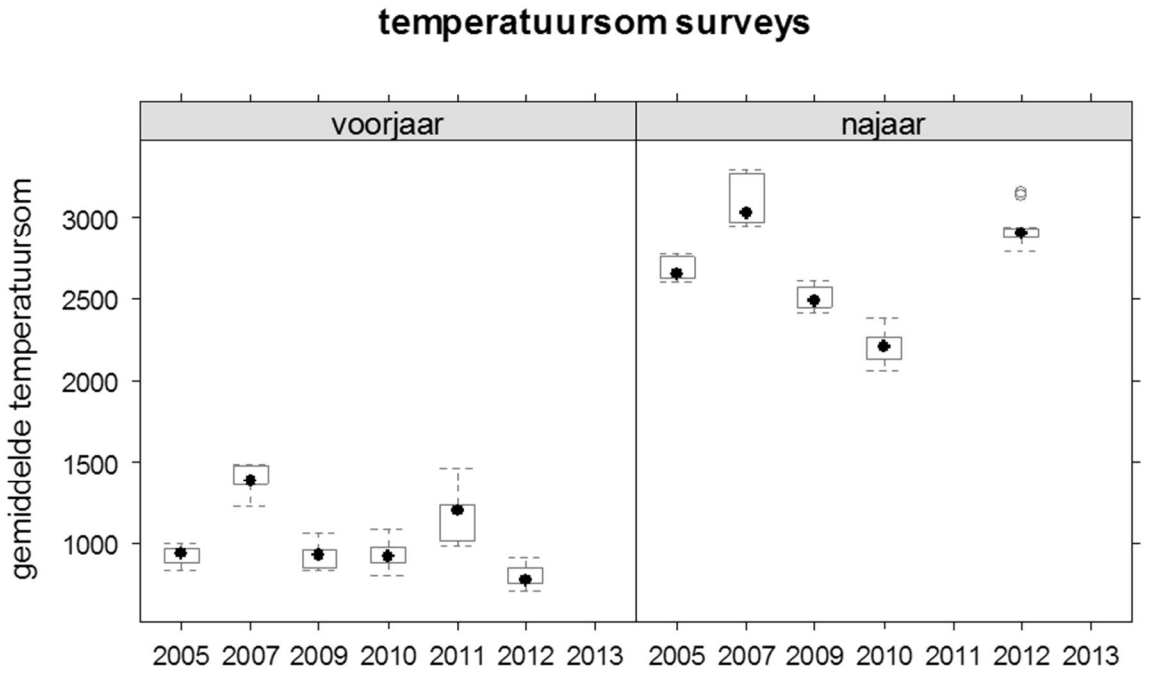


Figuur 3.2 *Posities van de trekken met de garnalenkor met de 'Luctor' in voorjaar en najaar tijdens de surveys vanaf 2009. Vanaf 2012 zijn alleen de trekken die gebruikt zijn in de analyses weergegeven (19 in BG, 15 in MVR1, 6 in MVR2). In de jaren 2009-2011 zijn ook nog de 13 trekken toegevoegd zijn aan BG weergegeven. De 6 trekken die in het oorspronkelijke zoekgebied voor het Bodembeschermingsgebied lagen maar nu buiten die grens vallen, zijn nu gegroepeerd onder het tweede referentiegebied (MVR)*

De timing van de verschillende surveys is niet in elk jaar hetzelfde geweest (Figuur 3.3). Dit werd veroorzaakt door de beperkte beschikbaarheid van de Luctor. De temperatuursom (temperatuur gesommeerd voor elke dag gerekend vanaf 1 januari) ten tijde van de survey varieerde ook tussen de jaren (Figuur 3.4). Dit wordt niet alleen veroorzaakt door de timing van de survey, maar ook door de jaarlijkse variatie in temperatuur per seizoen. Bijvoorbeeld in voorjaar 2007 was de timing van de survey gelijk aan voorjaar 2005, maar de temperatuursom in 2007 was hoger tijdens de survey. De verschillen in temperatuur hebben effect op de groei en lengte van vis.



Figuur 3.3 Timing van de surveys in de verschillende jaren en seizoenen



Figuur 3.4 *Temperatuursom van de surveys in de verschillende jaren en seizoenen. De rechthoek geeft het 25 en 75 percentiel; de* whiskers *geven het 5 en 95% percentiel aan, de stippen het rekenkundig gemiddelde*

3.2.2 Vis- en epibenthos bemonstering

De bevissing wordt uitgevoerd met een fijnmazige garnalenkor volgens de DFS standaardmethode (van Damme *et al.* 2012). De garnalenkor is een tuig dat over de bodem gesleept wordt. Dit tuig is dan ook niet geschikt voor het representatief bemonsteren van pelagische vissoorten zoals haring en sprot. Deze soorten worden in het net gevangen op het moment dat het net gevierd of gehaald wordt. Ook zandspieringen die ingegraven in de bodem zitten worden niet representatief gevangen door dit tuig. Omdat deze soorten wel belangrijk zijn als prooisoorten voor sterns worden de resultaten wel in dit rapport gepresenteerd, maar de resultaten moeten met de nodige voorzichtigheid geïnterpreteerd moeten worden.

Naast de in Tabel 3.4 genoemde soorten worden de overige soorten wel gevangen en geregistreerd. Van de soorten schol, tong, schar, bot en wijting worden met de garnalenkor voornamelijk 0 en 1-groep vissen gevangen (d.w.z. vissen die zijn geboren in het jaar waarin het onderzoek wordt uitgevoerd, of in het jaar daarvoor). Van de overige soorten worden ook oudere individuen gevangen.

Tabel 3.4 Standaard metingen tijdens de visbemonsteringen

soort	dichtheid	LF	dieet	gewicht	otolieten	geslacht/ geslachtsrijpheid
haring	+	+			+	+
wijting	+	+	+	+	+	+
kleine pieterman	+	+	+	+	+	+
pitvis	+	+	+	+	+	+
grondels	+	+	+	+		+
bot	+	+	+	+	+	+
schar	+	+	+	+	+	+
schol	+	+	+	+	+	+
tong	+	+	+	+	+	+
dwergtong	+	+	+	+	+	+
schurftvis	+	+	+	+	+	+

De bemonsteringsmethode in 2012 was identiek aan de methode gebruikt in voorgaande jaren (Tulp *et al.* 2006; Couperus *et al.* 2008; Tulp *et al.* 2010; van Damme *et al.* 2011). De standaard trekduur was 15 minuten, gerekend vanaf het moment dat het vistuig de bodem bereikt, tot het moment waarop begonnen wordt het vistuig weer binnen te halen. De vissnelheid bedroeg 2-3 knopen. Tijdens de trekken zijn de dieptelijnen gevolgd, zodat de beviste diepte vrijwel constant was. Genoteerde trekgegevens waren: tijd en positie aan het begin en eind van elke trek, beviste afstand, waterdiepte onder het schip, windkracht (Beaufort) en tijd ten opzichte van het getij. Er is tegelijkertijd met twee netten gevist, maar alleen de vangst van het stuurboordnet is in detail uitgezocht. De vangst van het andere net is alleen geheel verwerkt bij duidelijke schade aan het stuurboordnet. Een deel van de vangst van het bakboordnet is gebruikt voor het verzamelen van maaginhouden, of voor otolieten voor leeftijdsbepalingen. Vanwege praktische redenen aan boord zijn in principe uit de even trekken monsters verzameld voor de maaganalyse en uit de oneven trekken monsters voor leeftijd en conditie, tenzij sommige soorten niet in alle trekken voorkwamen. Tong en dwergtong foerageren ’s nachts en daarom zijn van deze soorten alleen tijdens de eerste ochtendtrekken maagmonsters verzameld omdat later op de dag de maaginhoud al verteerd is. Om een goed beeld van het gehele gebied te verkrijgen, is er voor gezorgd dat de vissen die bemonsterd zijn niet allemaal uit dezelfde trek kwamen, maar verdeeld over meerdere diepe en ondiepe trekken. Na elke trek is van de vangst van beide netten een digitale foto gemaakt, om over enige informatie te beschikken met betrekking tot het epibenthos en voor latere controle. Van een groot deel van de trekken is het epibenthos wel helemaal uitgezocht, maar alleen als de tijd dit toeliet (niet in 2005 en 2007, deels in 2010, vanaf 2011 in alle trekken). Vis en benthos zijn op soort gebracht. In 2012 is gebleken dat de zwartbekgrondel, een soort die beschreven wordt als levend in zoetwater of riviermondingen, ook in de Voordelta voorkomt. Er was enige verwarring in determinatie tussen de zwartbekgrondel en zwarte grondel (welke in zoutwater voorkomt). Het is mogelijk dat vissen die als zwarte grondel gerapporteerd zijn in werkelijkheid zwartbekgrondels waren. De zwarte grondels zijn niet bewaard en de determinatie kan niet meer gecontroleerd worden. In dit rapport worden ze gepresenteerd als zwarte grondel.

3.2.3 Maagbemonstering

Tijdens elke survey zijn voor vijf individuen per cm-klasse, per soort en per deelgebied de magen verzameld. Deze grootte gestructureerde dataverzameling is nodig omdat het dieet van vissen afhangt van de grootte (en leeftijd) van de vis. De magen zijn per trek individueel gelabeld, zodat de gegevens van de maaginhouden gerelateerd kunnen worden aan abiotische en biotische factoren op trekniveau. Voor de analyse van de maaginhouden zijn dezelfde methodes gebruikt als in voorgaande jaren. De verzamelde magen zijn opgeslagen in 4% formaldehyde en zijn later in het lab geanalyseerd. Ten tijde van het schrijven van dit rapport waren de maaginhouden uit 2012 nog niet allemaal geanalyseerd. Daarom worden alleen de resultaten tot en met 2011 gepresenteerd. In het lab is per maag genoteerd welke prooien voorkwamen en is van elke prooisoort het natgewicht bepaald. Ook van de totale maaginhoud is het natgewicht bepaald. Determinatie is gedaan m.b.v. een binoculair. Wanneer determinatie niet meer mogelijk was doordat prooien te ver verteerd waren is de prooi genoteerd als ‘niet geïdentificeerd organisch materiaal’.

3.2.4 Gewicht, lengte, leeftijd, geslacht en rijpheid

Het visbemonsteringsprogramma is vooral gericht is op vis van de 0- en 1-groep en op kleine vis (die wel ouder kan zijn). In het *schedule of requirements* van de T0 werden de dichtheden van 0, 1 en 2 jarige marien juvenielen (schol, schar, tong, bot, wijting) nog opgevoerd als belangrijke te meten parameters. Daarvoor was het nodig om de leeftijd van de vis te bepalen. In de MEP vragen speelt deze leeftijdsverdeling van vis nauwelijks een rol meer. Gezien het vaak wezenlijk andere habitatgebruik van verschillende leeftijdsgroepen hebben we er toch voor gekozen het arbeidsintensieve otolietprogramma in de T1 en daarna voort te zetten. Ook om veranderingen in leeftijdsstructuur te kunnen detecteren zijn gegevens over de leeftijden nodig.

Omdat het verband tussen lengte en leeftijd kan verschillen tussen verschillende gebieden, zijn per soort aparte lengte-leeftijdsleutels berekend voor het Bodembeschermingsgebied en de referentiegebieden. Tijdens elke survey is per gebied van drie tot vijf individuen per cm-klasse de leeftijd bepaald. De leeftijd wordt vastgesteld door het aantal groeizones in de otolieten te tellen, volgens standaard procedures van IMARES (van Damme *et al.* 2012). De lengte-leeftijd sleutel geeft een nauwkeurige schatting van de fractie van een cm-klasse die hoort tot een bepaalde leeftijdsgroep. Omdat juveniele vis erg snel groeit, kunnen de lengte-leeftijdsleutels van week tot week variëren. Het geslacht van vissen wordt macroscopisch vastgesteld. Bij sommige vissoorten zijn er bij de volwassen vissen verschillen in grootte tussen de geslachten. De garnalenkor die tijdens de survey wordt gebruikt vangt echter vooral juveniele vis, waar van de gonaden doorgaans nog niet ontwikkeld zijn. Voor de kleinere lengteklassen is het daarom niet altijd mogelijk gegevens over het geslacht te verzamelen. Van alle soorten die gesneden zijn voor magen of otolieten zijn ook gewichten verzameld.

3.2.5 Abiotiek

Van iedere trek zijn ook gegevens over temperatuur, diepte, saliniteit en turbiditeit verzamelt met een CTD op het stuurboordnet en vanaf 2009 een verticale down-cast (afhankelijk van de diepte in een of twee keer naar de bodem en terug) aan het eind van iedere trek. Hierbij is er iedere 5 seconden een meting gedaan. Deze metingen dienen ook als input voor het perceel Abiotiek. Daarnaast zijn er tegelijk met de down-cast ook doorzichtmetingen gedaan met een Secchi-schijf (door twee personen, onafhankelijk van elkaar).

3.2.6 Data uitwisseling andere percelen

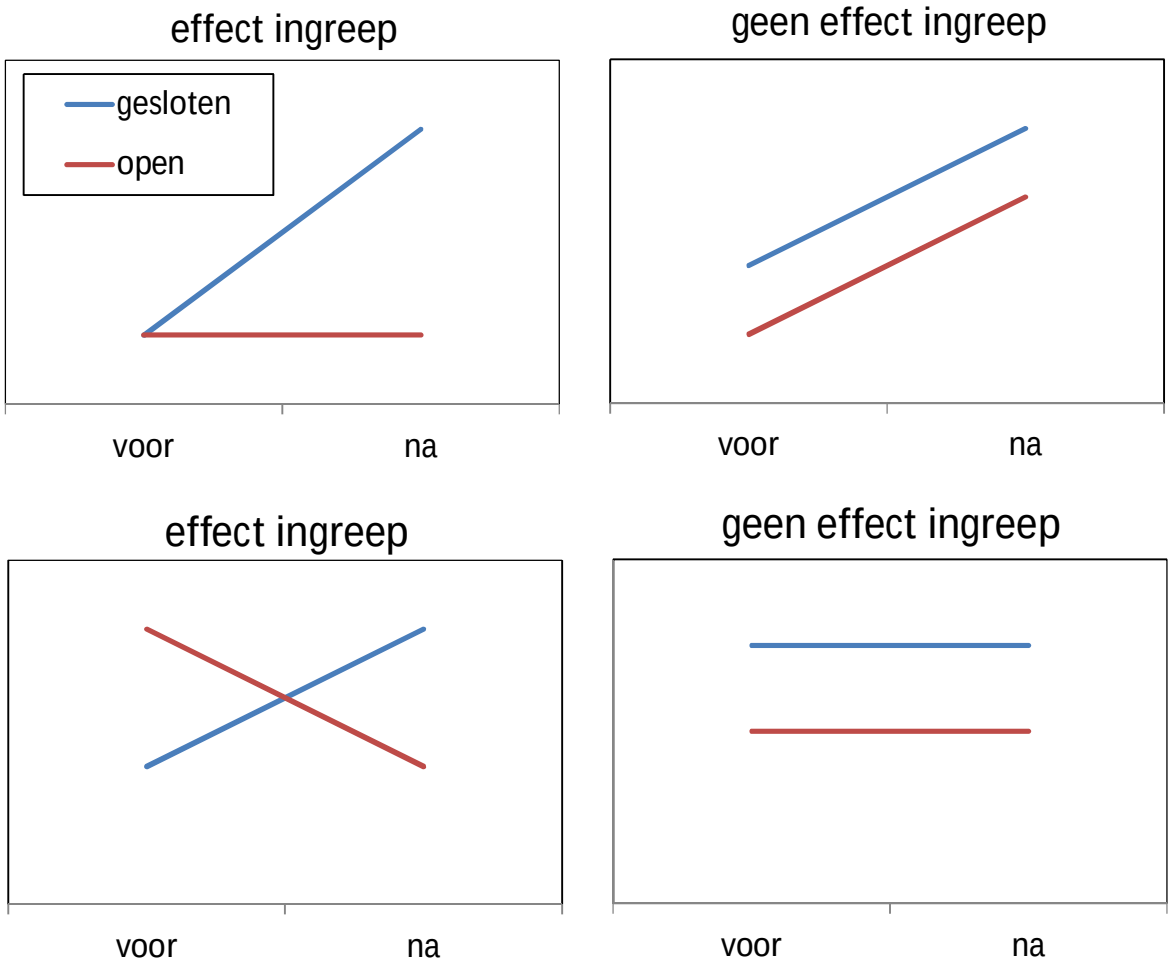
Het perceel vis is toeleverend aan het perceel Abiotiek wat betreft de CTD gegevens, aan het perceel Benthos wat betreft de dieetkeuze van vis en aan het perceel Vogels wat betreft informatie over het voorkomen en de lengte frequentieverdelingen van de soorten die interessant zijn als voedsel voor sterns (zoals zandspieringen, sprot en haring).

3.2.7 Data-analyse en de BACI methode

Voor de data-analyses en statistische analyses van de verschillende onderdelen verwijzen we naar de verschillende deelparagrafen in het volgende hoofdstuk. Voor de leesbaarheid hebben we per onderdeel methode en resultaten bij elkaar gehouden. In de meeste gevallen geven we de resultaten van de deelgebieden Bodembeschermingsgebied (BG), beide referentiegebieden (MVR1 en MVR2) en voor 2005 en 2007 ook van de later aangelegde maasvlakte 2 (MV2). In de formele statistische analyse beperken we ons echter telkens tot de vergelijking BG-MVR1, omdat MVR2 is ontstaan door het inperken van het zoekgebied tot het Bodembeschermingsgebied en vooral diepe trekken betreft. Van MV2 zijn begrijpelijkerwijs geen data van na 2007. In de meeste analyses is een selectie van treklocaties gemaakt die bemonsterd zijn in alle jaren: 19 trekken in BG, 15 trekken in MVR1 en 6 trekken in MVR2 (zie Tabel 3.3), om een gebalanceerde opzet in de analyses te behouden. In de analyses waar een andere selectie is gemaakt, zal dit expliciet worden aangegeven. De drie extra trekken in MVR1 vanaf 2012 zijn in de vergelijkingen tussen de T_{voor} en de T_{na} buiten beschouwing gelaten.

In veel van de analyses is gebruik gemaakt van de BACI (Before After Control Impact) opzet. We vergelijken de ontwikkelingen in het Bodembeschermingsgebied en het referentiegebied MVR1 tussen de T_{voor} en de T_{na}. Alleen als in het Bodembeschermingsgebied de *verandering door de tijd* anders is dan de verandering in het referentiegebied, kan men spreken van een effect van het instellen van het Bodembeschermingsgebied. Als bijvoorbeeld in het BG een toename in dichtheid plaatsvindt, maar in MVR1 een even grote toename (zie Figuur 3.5), dan heeft de instelling van het Bodembeschermingsgebied geen effect, maar is de toename gebiedsonafhankelijk. Technisch gezien betekent het dat in een regressie de interactie tussen gebied en periode de parameter is die significant moet zijn om een effect van de maatregel aan te kunnen tonen. Hieronder wordt dit grafisch weergegeven (Figuur 3.5).

In het algemeen is bij de statistische analyses begonnen met een zo volledig mogelijk model, waarbij door achterwaartse selectie steeds een factor is weggelaten, totdat het beste model bereikt was.



Figuur 3.5 *Grafische weergave van de rationale van een BACI analyse. Alleen bij de linkergrafieken heeft de instelling van het BG een effect gehad*

3.2.8 Bonferroni correctie en meerdere vergelijkingen

Voor een aantal analyses voeren we voor een serie aan soorten dezelfde analyse uit. Als daarmee een vraag over de visfauna als geheel beantwoord wordt, moet er in principe gecorrigeerd worden voor het maken van meerdere vergelijkingen tegelijk om iets te zeggen over de zeggingskracht van de analyse voor vis. Immers wanneer een analyse uitgevoerd wordt voor 20 verschillende soorten zal, puur op basis van kans, 1 op de 20 vergelijkingen significant zijn (bij een p-grenswaarde van <0.05). Om hiervoor te corrigeren moet de grenswaarde van p gedeeld worden door het aantal vergelijkingen. Dit is de zogenaamde Bonferroni correctie (Dunn 1961). Als dezelfde soort analyses ('familie') voor 10 vissoorten gecombineerd beoordeeld worden, moet feitelijk voor een significant verschil een grenswaarde van 0.005 gehanteerd worden. Bonferroni correctie heeft vooral invloed op de kans op vals positieve uitkomsten (een effect is er niet, maar wordt toch gevonden), niet op vals negatieve uitkomsten (een effect is er wel, maar wordt niet gevonden). Het aantal analyses vanaf waarvan deze correctie nodig is, is arbitrair (daarbij gaat het er om: welke analyses horen bij een bepaalde 'familie'). Bij de analyses waarbij we meer dan vijf vergelijkingen maken geven we de resultaten met en zonder Bonferroni correctie. Alleen in

geval er een soortspecifieke hypothese gesteld wordt (een effect wordt specifiek voor een bepaalde soort verwacht) kunnen resultaten op soortsniveau zonder Bonferroni correctie gebruikt worden.

3.2.9 Het gebruik van correlaties

Oorzaak en gevolg

De originele opzet binnen het PMR project was een BACI-opzet. Hierbij worden twee vergelijkbare gebieden gekozen waarbij een van de twee gemanipuleerd wordt en vervolgens wordt het effect op de biotiek onderzocht. Verschillen die hierbij gevonden worden tussen de gebieden, kunnen met enige zekerheid toegeschreven worden aan de manipulatie. Door het ontbreken van een duidelijke manipulatie (de bodemberoering is niet wezenlijk afgenomen in het BG, zie hoofdstuk Visserij)), zijn we voor het benthos- en visonderdeel binnen het PMR onderzoek noodgedwongen teruggeworpen op het onderzoeken van correlaties tussen biotische parameters en visserij intensiteit. Het probleem daarbij is dat het niet mogelijk is om oorzakelijke relaties hard te maken. Dat kan alleen in een experimentele opzet waarin de behandeling gemanipuleerd wordt (de oorspronkelijke BACI opzet). Een correlatie houdt in dat twee factoren gezamenlijk variëren; een hogere waarde van factor A hangt bijvoorbeeld samen met een hogere waarde van factor B. Omgekeerd kan ook: een toename in factor A gaat samen met een afname in factor B. Echter, het is niet te herleiden *waarom* de factoren gerelateerd zijn.

Een correlatie tussen twee variabelen kan diverse oorzaken hebben:

1. Er is een directe oorzaak-gevolg relatie: bv van veel eten wordt je dik. Maar bij een correlatie zou de onderliggende relatie evengoed omgedraaid kunnen zijn; dikke mensen eten veel.
2. Er kan een gezamenlijke oorzaak zijn: ijsverkoop en aantal mensen die verdrinken nemen allebei toe met toenemende temperatuur.
3. Er kan een vertroebelende factor zijn: fatale ongelukken op snelwegen nemen af wanneer snelheidslimieten verlaagd worden; bij een gelijktijdige oliecrisis wordt er minder gereden
4. Toevallige samenloop: de populatie van Canada is toegenomen in dezelfde periode als de maan een paar km dichterbij is gekomen.

Schwarz (2013) noemt, in navolging van Hill (1971), zeven criteria om na te gaan of er een oorzaak-gevolg relatie is;

1. Sterkte van de correlatie in meerdere studies: hoe sterker een relatie wordt gevonden in een serie van verschillende studies, hoe minder waarschijnlijk dat de relatie toevallig is.
2. Dosis-effect relatie: verandert de waarde van de respons variabele op een te verwachten, te verklaren wijze met het niveau van de sturende variabele?
3. Komt de oorzaak in tijd voor het gevolg?
4. Consistentie van de waarnemingen. Hebben de meeste, of alle, studies gelijke bevindingen?
5. Biologisch of theoretisch plausibel: zijn bevindingen consistent met biologische of theoretische kennis?
6. Coherentie: zijn de bevindingen niet in conflict met geaccepteerde feiten m.b.t. de bestudeerde variabele?
7. De relatie is specifiek: het gevonden effect is alleen gecorreleerd met de vermoede oorzaak (of andere oorzaken kunnen uitgesloten worden).

Afgezien van criterium 3 is geen van de overige criteria van toepassing op ons onderzoek. In ons concrete geval betekent het dat als correlaties tussen visserij intensiteit en een biotische factor gevonden wordt, dit niet automatisch betekend dat visserij intensiteit de verandering in de biotische factor veroorzaakt heeft.

3.3 RESULTATEN

In dit hoofdstuk worden de verschillende resultaten en statistische analyses per paragraaf weergegeven. Elke paragraaf begint met de vraag die hier in aan de orde komt en wordt afgesloten met een conclusie.
Eerst worden de ruwe resultaten besproken, verspreiding, dichtheid en voorkomen van vis en garnaal, een schets van de visgemeenschap en de verandering daarin (paragrafen 3.3.1-3.3.3) en leeftijdsopbouw van de vissen (paragraaf 3.3.4). Een aparte positie hierbinnen neemt de zandspiering die verzameld is in het benthosprogramma (paragraaf 3.3.3). In paragraaf 3.3.5 wordt de aanwezigheid van vis gerelateerd aan biotische en abiotische omgevingsfactoren en de invloed van visserijdruk bepaald. Vervolgens worden de veranderingen in de aanwezigheid van vis afgezet tegen de DFS lange termijnbemonstering in de Voordelta (paragraaf 3.3.6). Het dieet van verschillende vissoorten worden beschreven in paragraaf 3.3.7. Veranderingen in groei en conditie zijn beschreven in de paragrafen 3.3.8 en 3.3.9. Tot slot worden veranderingen in het epibenthos uit de visbemonsteringen gepresenteerd in paragraaf 3.3.10.
Als voorbeeld worden de verschillende resultaten voor de typische soort (van habitattype 1110B) schol gepresenteerd. Om het rapport leesbaar te houden worden de figuren voor de overige soorten in de bijlagen gegeven.

3.3.1 Visgemeenschap

Vraag: Is de samenstelling van de visgemeenschap veranderd door het instellen van het Bodembeschermingsgebied?

3.3.1.1 Analyse

Een inzichtelijk hulpmiddel om ontwikkelingen in visfauna te schetsen zijn grafische weergaven van biomassa tegen lengte van de vis per soort, of soortgroep (de Leeuw *et al.* 2003). Hier hebben we gekozen om deze figuren te geven voor de visfauna opgedeeld in ecotypen (zoals beschreven in de inleiding). Daarnaast geven we deze verdelingen ook voor de groep mariene juvenielen, omdat die het grootste deel van de biomassa bepalen.
Non metric Multi-Dimensional Scaling (NMDS) plots zijn gemaakt waarbij gebruik gemaakt is van functies die beschikbaar zijn in het vegan-pakket in R (Oksanen 2013). NMDS is een manier om de mate van overeenkomst tussen soorten in te visualiseren. Abundantie data van veel voorkomende soorten (die in minimaal 5% van de monsters aangetroffen werden) zijn gebruikt als input voor de visualisatie. Er zijn twee analyses uitgevoerd: 1 voor de T0 en de T1 apart, om de verschillen en overeenkomsten tussen de gebieden te laten zien (Figuur 3.14) en een waarbij per gebied de T0 en de T1 gegevens zijn gebruikt, zodat eventuele verschuivingen tussen T0 en T1 duidelijk worden (Figuur 3.15).

3.3.1.2 Resultaten

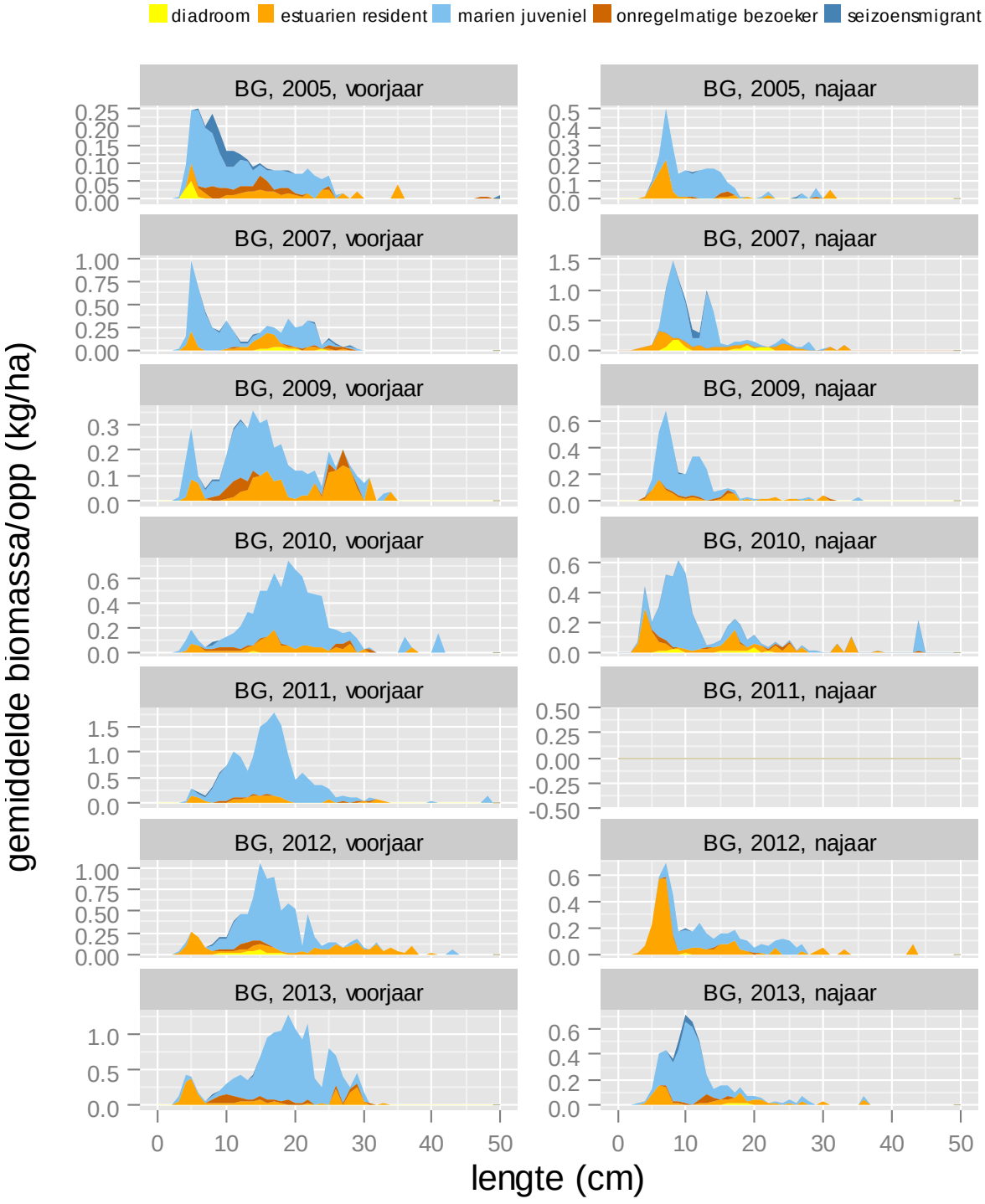
De lengte-biomassa analyses laten zien dat de marien juvenielen in alle jaren in alle gebieden het grootste deel van de biomassa uitmaken (Figuur 3.6-3.9). Diadrome soorten komen alleen voor in BG. Bij deze analyse zijn we niet zozeer geïnteresseerd in de absolute dichtheden, omdat die ook voor een groot deel bepaald worden door wisselende vangstomstandigheden, als wel in de verdeling over de lengteklassen. De lengteverdeling verschilt in sommige gevallen sterk tussen jaren. De piek in vis<10 cm in BG is in geen enkel jaar zo sterk geweest als in 2005. In het algemeen is de variatie in de lengteverdeling van marien juvenielen veel groter in BG dan in de andere gebieden. Bovendien worden er gemiddeld genomen kleinere exemplaren gevangen in BG dan in de andere gebieden (ook dan in gebied waar MV2 is aangelegd). Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door de vangsten op enkele ondiepe beschutte trekken in BG, die minder goed vertegenwoordigd zijn in MVR1 (de ondiepe trekken in dat gebied liggen in het sterk stromende deel voor de Oosterscheldekering). De patronen tussen voor- en najaar verschillen in alle gebieden: in het najaar worden in BG vaak meer kleine marien juvenielen gevangen: dit betreft de nieuwe jaarklas die dan groot genoeg is om gevangen te worden. Dit effect zien we veel minder in MVR1, hoewel daar de lengte van marien juvenielen in de meeste jaren ook kleiner is in het najaar dan in het voorjaar. De patronen van de andere gildes zijn erg grillig, maar waarschijnlijk ook lastig zichtbaar door de dominantie van de marien juvenielen in de figuren. Ook wanneer de marien juvenielen buiten beschouwing worden zijn er geen grote opvallende veranderingen in de lengteverdelingen in een bepaalde richting te zien tussen de T0 en de T1 periode in geen van de gebieden.

Wanneer we inzoomen op alleen de marien juvenielen (Figuur 3.10- 3.13) valt onmiddellijk op dat schar in het voorjaar in alle gebieden inmiddels de meest voorkomende soort is, gevolgd door schol. In MVR1 en MVR2 was dat vanaf 2005 al het geval, in BG is dat pas vanaf de T1 het geval. Daar waren in 2005 en 2007 wijting en haring de dominante soorten (overigens ook in MV2). De binnenkomst van de nieuwe aanwas schol, schar, haring is goed te zien in BG.

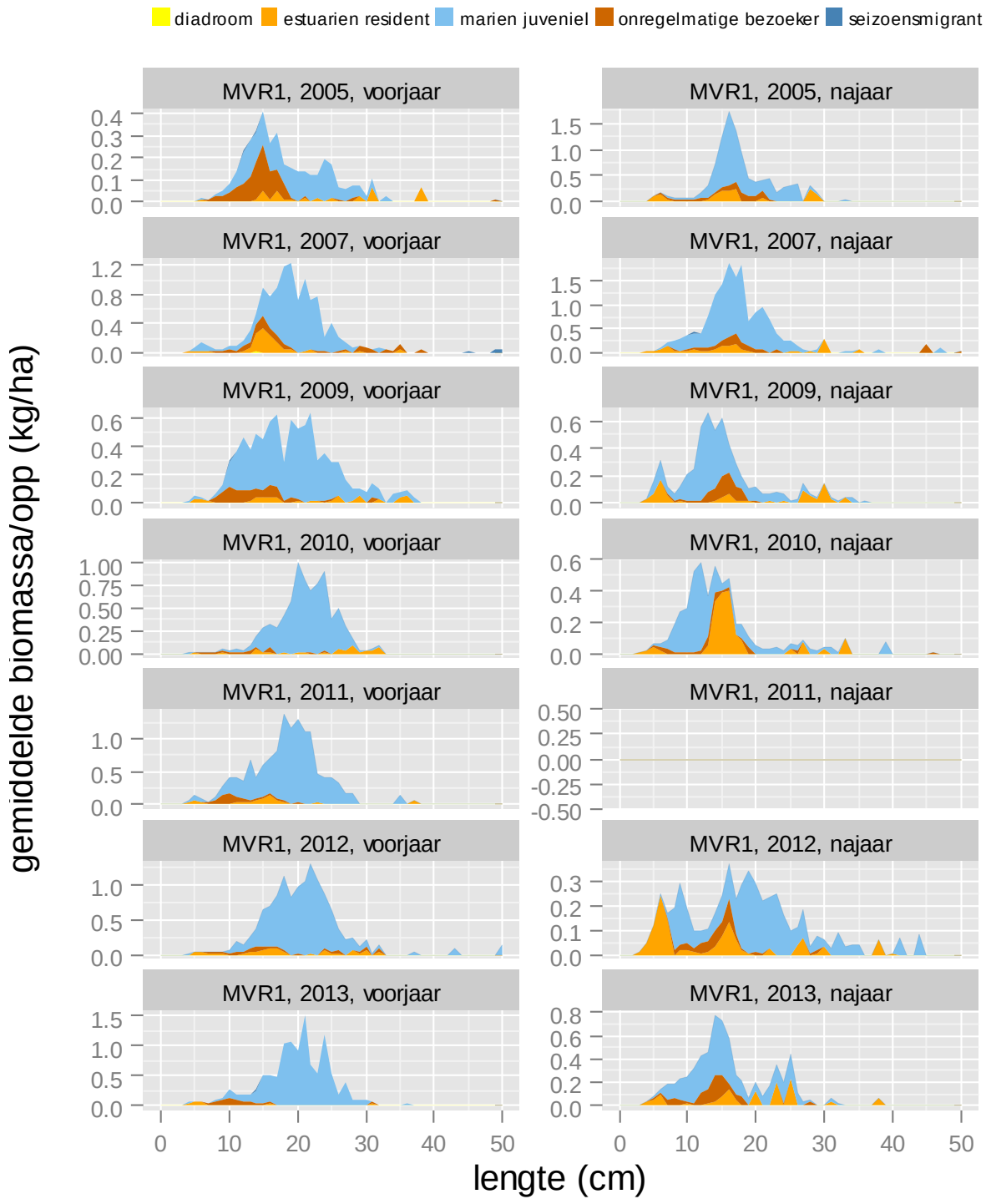
De NMDS plots laten zien dat de visgemeenschap verschilt tussen de deelgebieden, waarbij BG, MVR1 en MV2 nog het meest op elkaar lijken (Figuur 3.14). MVR2 heeft een duidelijk andere gemeenschap. In de T1 is het contrast tussen de deelgebieden nog iets duidelijker. Het gemiddeld diepere gebied wordt gekenmerkt door soorten als dwergtong en schurftvis en schar, terwijl bot en spiering soorten zijn die duidelijk met BG geassocieerd zijn.

De visgemeenschap verandert van samenstelling tussen T0 en T1 (Figuur 3.15), maar deze verandering is voor alle gebieden hetzelfde; de centroïdes (grote symbolen) liggen zowel op T0 als op T1 dicht bij elkaar (Figuur 3.15). Dit betekent dat er geen duidelijke veranderingen zijn gevonden in de visgemeenschappen tussen T0 en T1. Dit hebben we niet formeel getoetst.

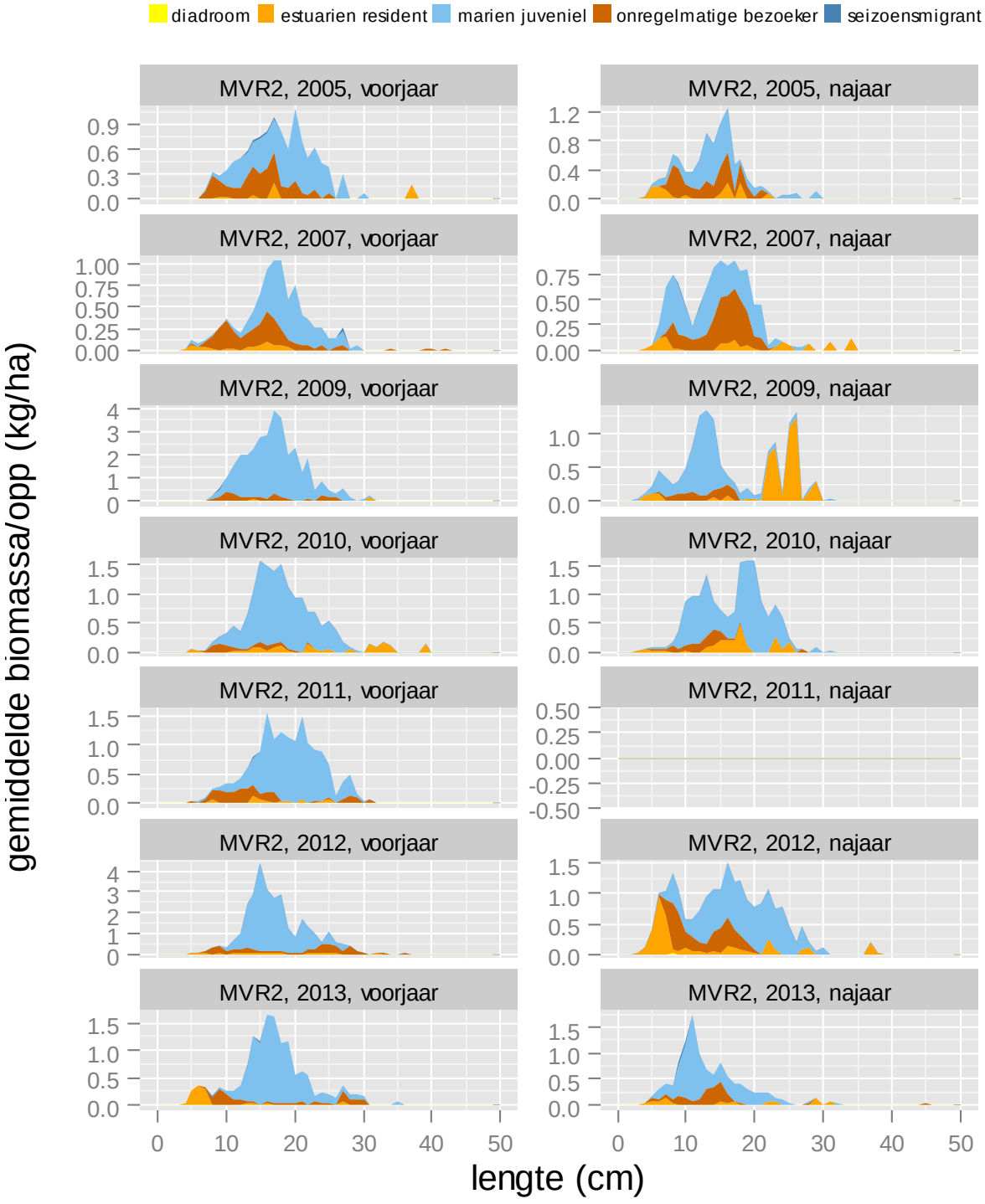
Conclusie: de visgemeenschappen verschillen tussen de deelgebieden, maar er zijn geen aanwijzingen dat de de visgemeenschappen per gebied veranderd zijn tussen de T0 en de T1.



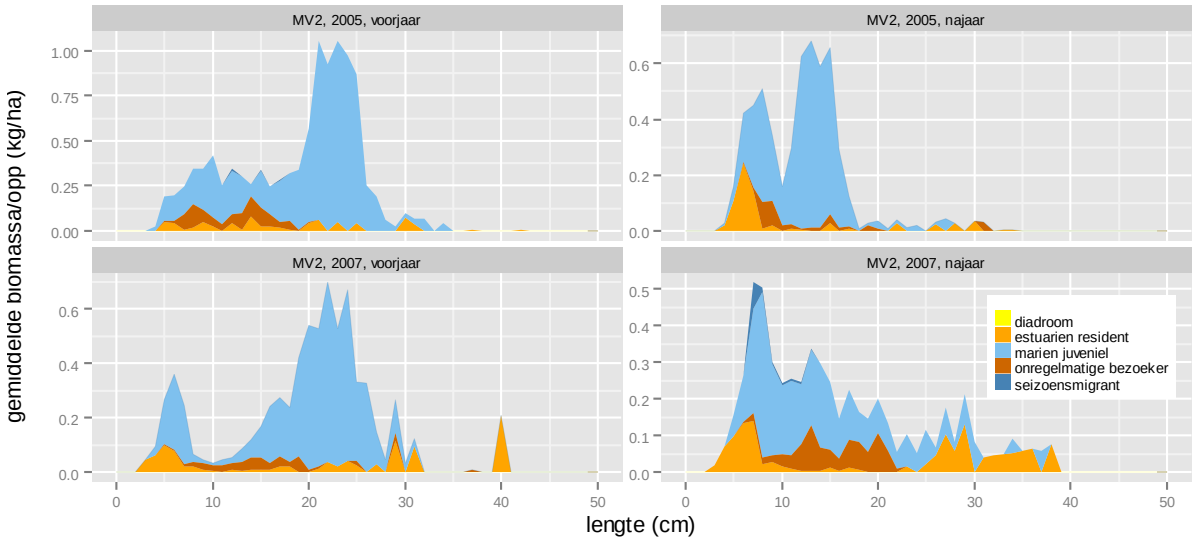
Figuur 3.6 *Relatie tussen biomassa en vislengte voor de verschillende gildes in de verschillende jaren in BG. Let op de verschillende schaal op de y-as. In najaar 2011 is geen survey geweest*



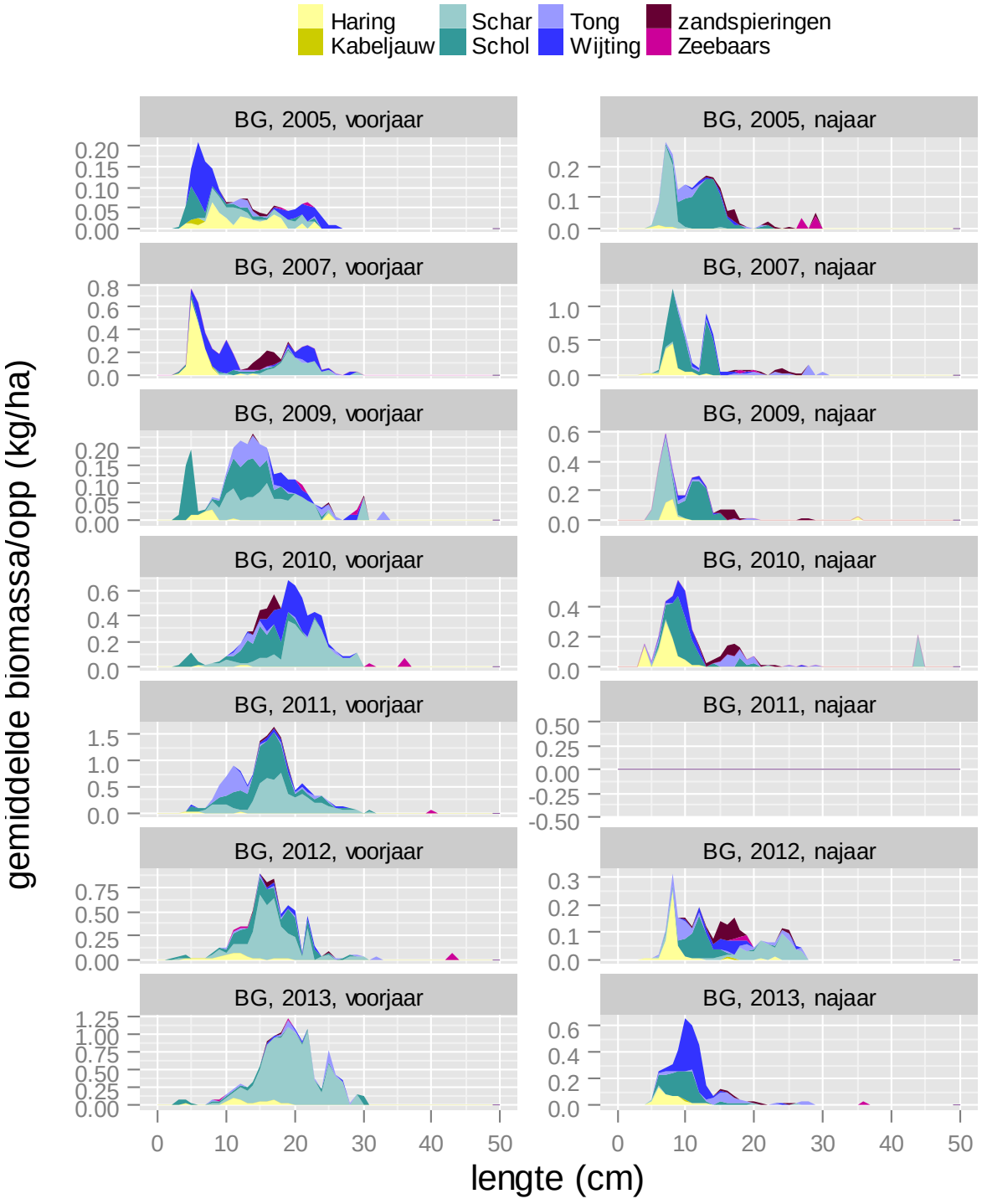
Figuur 3.7 *Relatie tussen biomassa en vislengte voor de verschillende gildes in de verschillende jaren in MVR1. Let op de verschillende schaal op de y-as. In najaar 2011 is geen survey geweest*



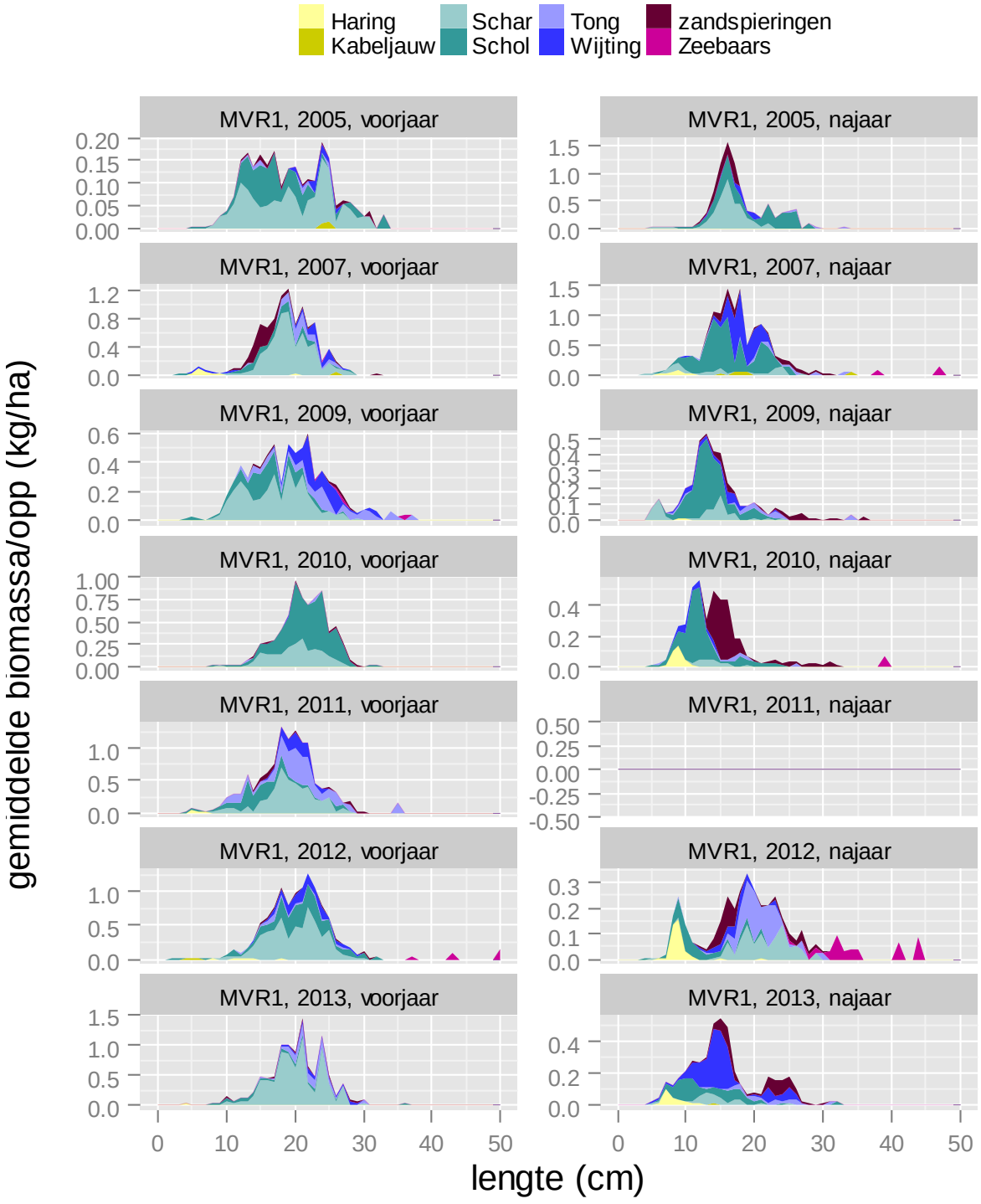
Figuur 3.8 Relatie tussen biomassa en vislengte voor de verschillende gildes in de verschillende jaren in MVR2. Let op de verschillende schaal op de y-as. In najaar 2011 is geen survey geweest



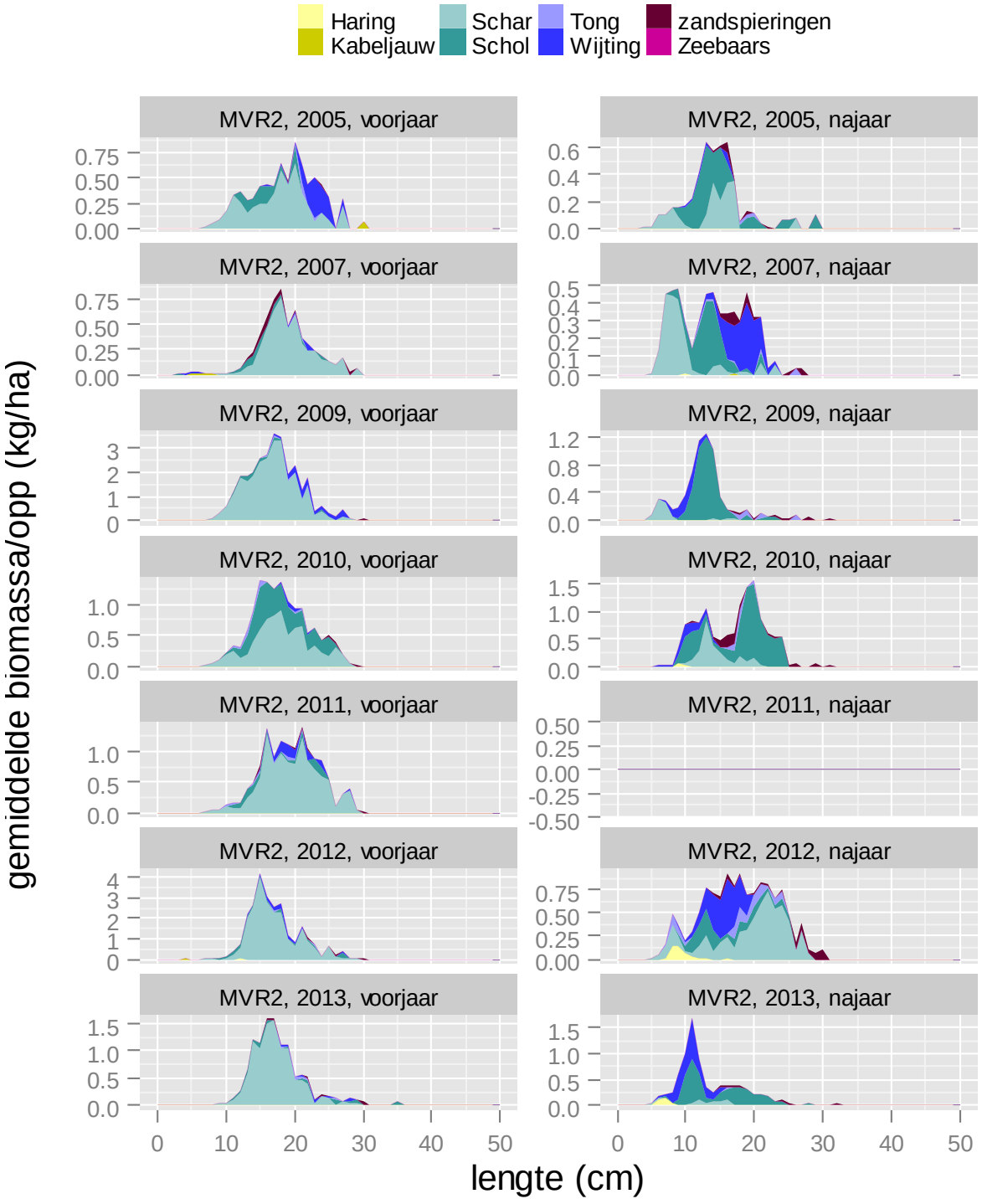
Figuur 3.9 *Relatie tussen biomassa en vislengte voor de verschillende gildes in 2005 en 2007 in MV2. Let op de verschillende schaal op de y-as*



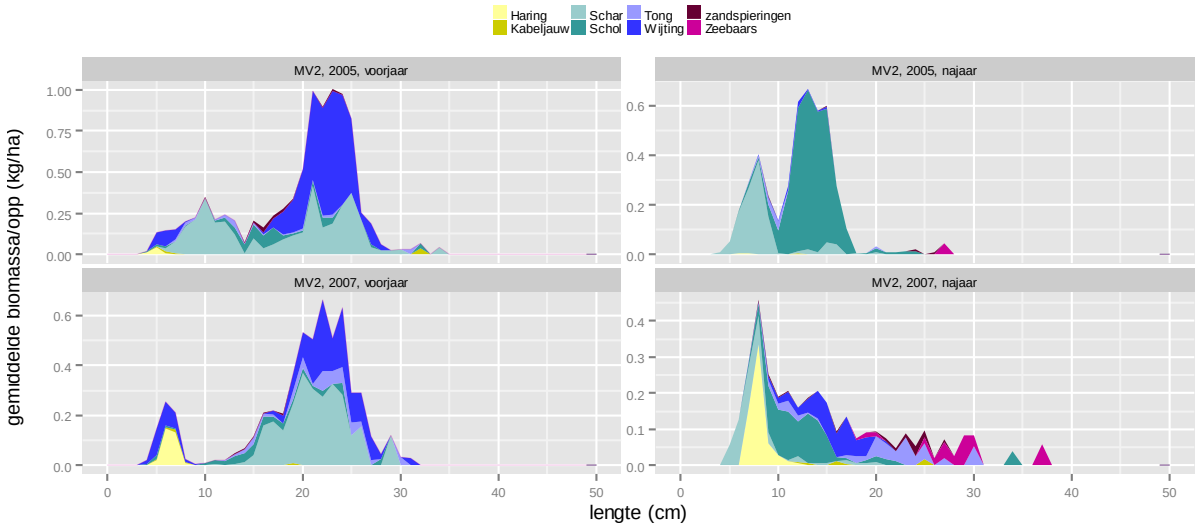
Figuur 3.10 *Relatie tussen biomassa en vislengte voor de verschillende marien juveniele soorten in BG in de verschillende jaren*



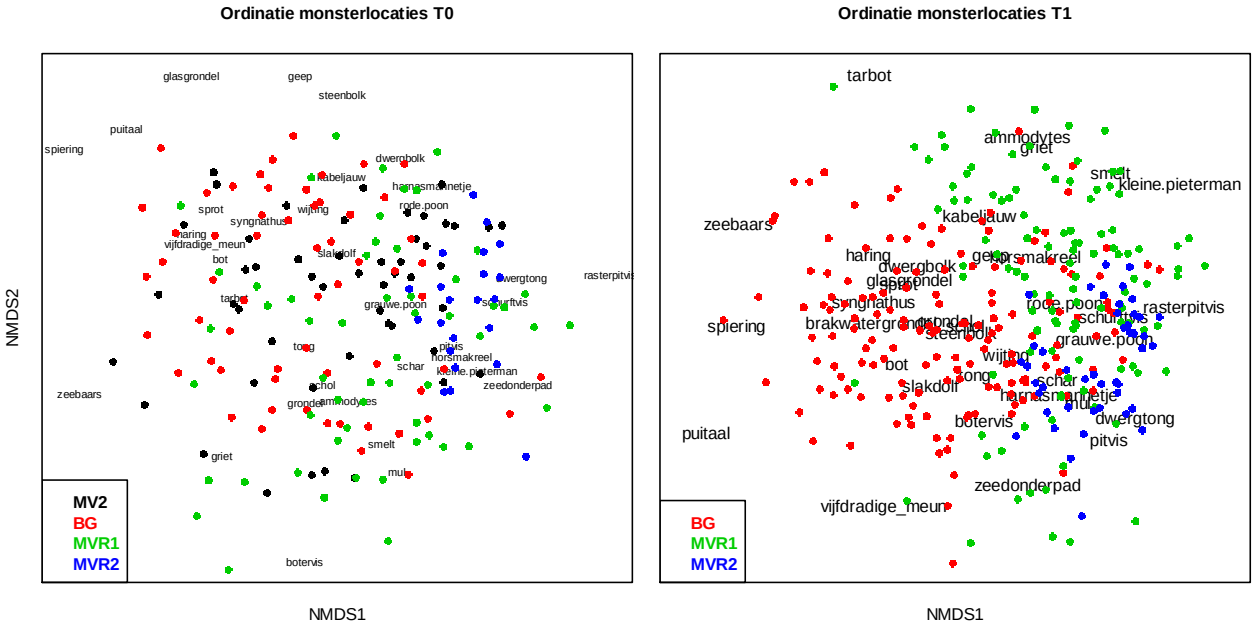
Figuur 3.11 *Relatie tussen biomassa en vislengte voor de verschillende marien juveniele soorten in MVR1 in de verschillende jaren*



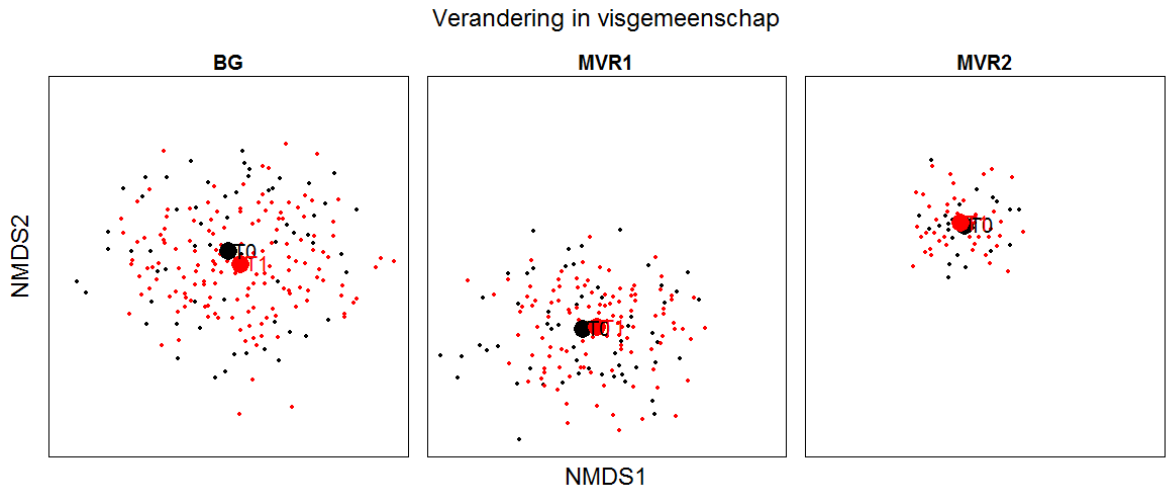
Figuur 3.12 *Relatie tussen biomassa en vislengte voor de verschillende marien juveniele soorten in MVR2 in de verschillende jaren*



Figuur 3.13 *Relatie tussen biomassa en vislengte voor de verschillende marien juveniele soorten in MV2 in de verschillende jaren*



Figuur 3.14 *NMDS plot van de onderzoeklocaties en plots op basis van wortel-getransformeerde soortabundantie op T0 (T0 stress= 0.26, dimensies= 2, T1 stress= 0.25, dimensies=2)*



Figuur 3.15 *Verandering in vissamenstelling op wortel-getransformeerde vis abundantie in de bemonsterde gebieden in T0 (zwart) en T1 (rood). De grote symbolen geven de gemiddelde positie (centroïden) weer op T0 en T1*

3.3.2 Verspreiding en voorkomen van vis en garnaal

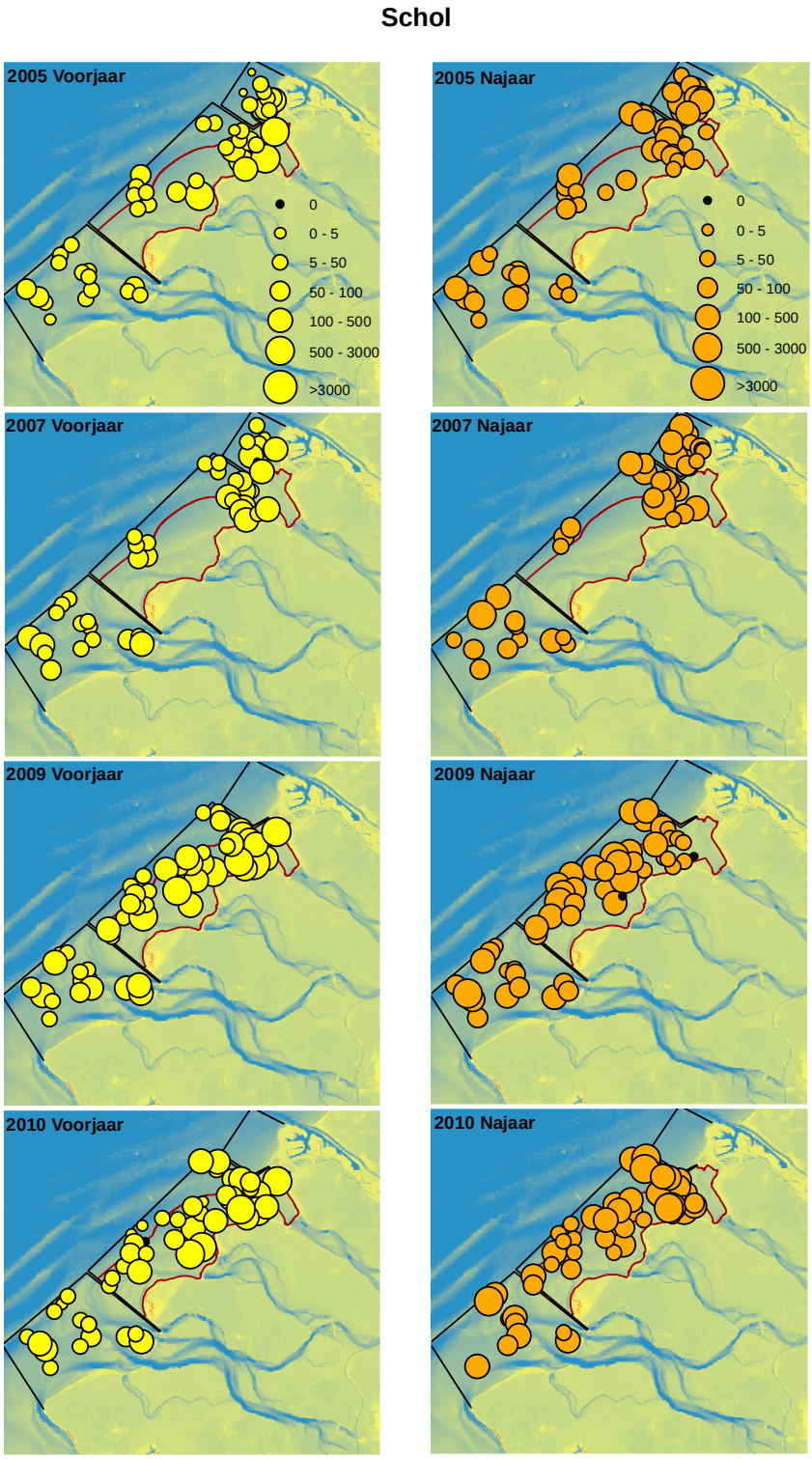
Voor dit onderdeel is geen specifieke vraag geformuleerd: het betreft slechts een algemene kenschets van verspreiding en frequentie van voorkomen van demersale vis in de verschillende onderzoeksjaren.

3.3.2.1 Analyse

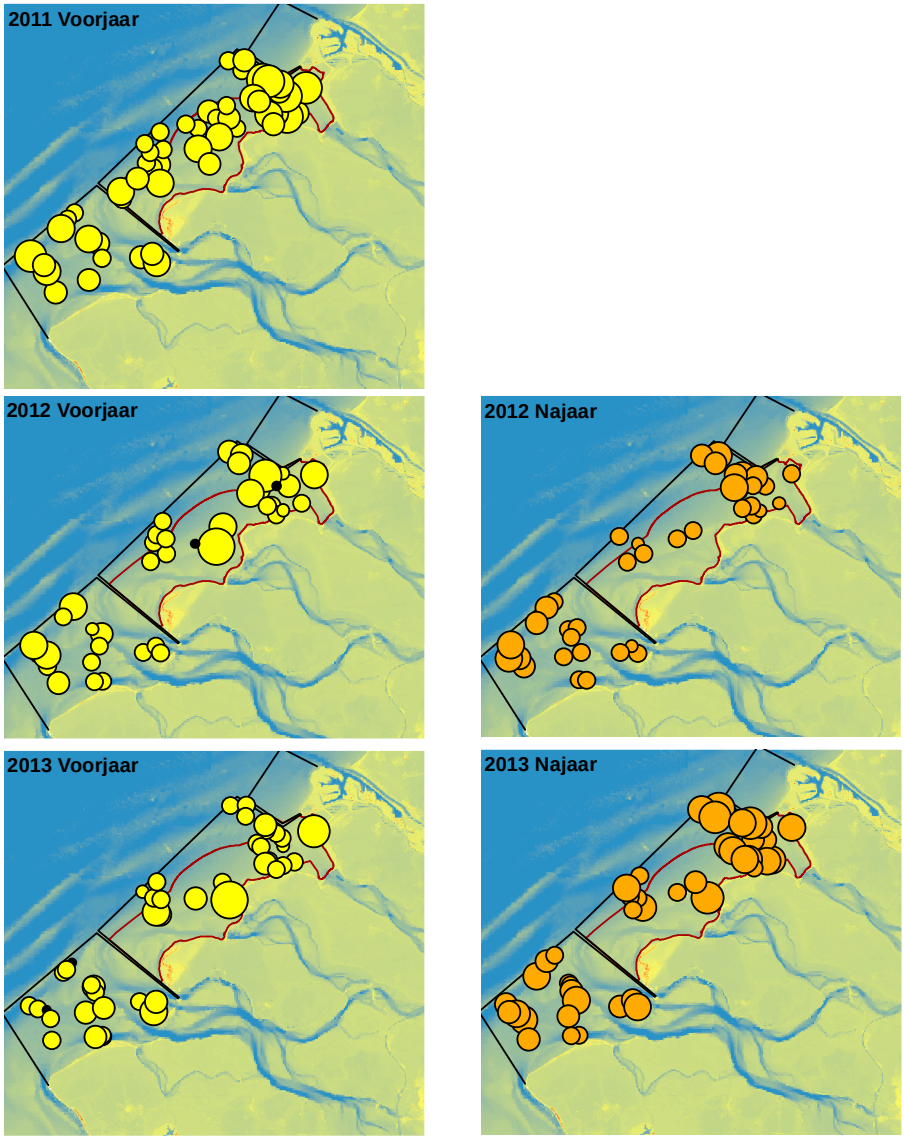
Voor alle jaar-, gebied- en seizoencombinaties is de frequentie van voorkomen berekend door het aantal trekken waarin een soort voorkwam te delen door het totaal aantal trekken uitgevoerd in elk jaar/gebied/seizoen. Hierbij zijn ongeldige trekken buiten beschouwing gelaten. Dichtheden van vis worden berekend door het aantal gevangen vissen te delen door het beviste oppervlak (breedte van de boomkor* afgelegde afstand). In dit rapport zullen we de dichtheden uitdrukken als aantallen per 10.000m^2 (oftewel per hectare, 100*100m).

3.3.2.2 Verspreiding en dichtheid

Van de meest voorkomende soorten tijdens de surveys wordt de verspreiding gepresenteerd (Bijlage I). Aangezien de survey niet gebiedsdekkend van opzet was (maar gestratificeerd naar diepte), zijn de verspreidingskaarten niet geschikt om veranderingen in verspreiding te analyseren. De kaarten zijn dan ook alleen bedoeld om een eerste indruk van variatie in de dichtheden tussen jaren en gebieden te geven. Het geeft een mooi eerste beeld van de talrijkheid en verspreiding van de verschillende soorten, zoals voor schol (Figuur 3.16). Wat bijvoorbeeld onmiddellijk opvalt is dat de diadrome soorten, zoals bot en spiering zich erg concentreren rond de monding van het Haringvliet. Verder is ook meteen duidelijk dat dwergtong, schurftvis en schar vooral soorten zijn van wat dieper water.



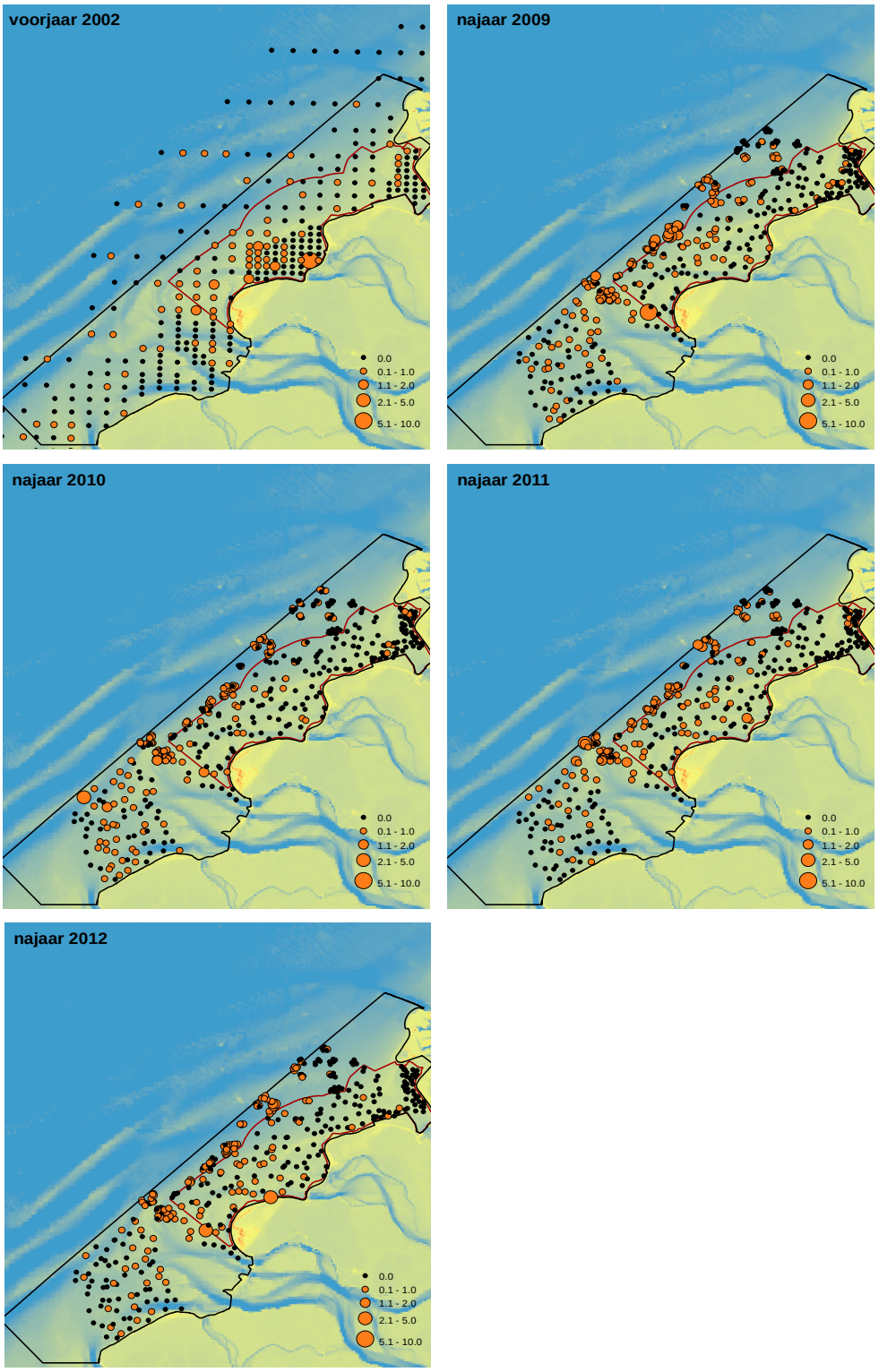
Figuur 3.16 Verspreiding van schol in de verschillende jaren en seizoenen (aantallen vis per 10.000m2)



Figuur 3.16 Vervolg

3.3.2.3 *Zandspiering uit benthosprogramma*

De zandspieringen die in het najaar voor het benthosprogramma bemonsterd zijn, zijn ingevroren en op het lab geïdentificeerd. Uit de T0 bemonstering zijn er geen gegevens beschikbaar. Voor het voorjaar van 2002 zijn data beschikbaar uit de WOT schelpdiersurvey. Zandspiering komt verspreid over het hele gebied voor, waarbij de plekken die bezet zijn van jaar tot jaar erg vergelijkbaar zijn (Figuur 3.17). Voor verdere analyse van zandspiering zie paragraaf 3.3.5.4.



Figuur 3.17 *Verspreiding van zandspieringen (n/m2) uit het benthosprogramma in de verschillende jaren. Let op, de gegevens uit 2002 betreffen het voorjaar (uit de WOT survey, ook volgens een ander grid), de andere jaren het najaar*

3.3.2.4 *Frequentie van voorkomen*

De meest voorkomende soorten (aanwezig in gemiddeld meer dan 65% van de trekken) in het voorjaar zijn schol, gewone garnaal, schar, wijting en schurftvis (Tabel 3.5). In het najaar zijn schol, gewone garnaal, schar, wijting en Lozano's grondel de soorten die in de meeste trekken voorkomen (Tabel 3.6). Over het algemeen zitten er geen grote verschuivingen in de frequentie van voorkomen door de jaren heen. Het is duidelijk dat de determinatie niet in alle jaren op precies hetzelfde niveau gebeurd is. Zo is het onderscheid tussen Lozano's grondel en dikkopje niet altijd gemaakt (2007, 2011). Hetzelfde geldt voor de verschillende soorten zandspieringen. Om die reden zijn deze soortgroepen bij elkaar genomen in de analyse. Opvallende zaken zijn verder: het relatief lage voorkomen van garnaal in voorjaar 2010. Duidelijke patronen zijn verder: het voorkomen van schar, dwergtong, schurftvis en pitvis in de diepere delen (altijd hoog voorkomen in MVR2), de hogere frequentie van voorkomen van bot in de gebieden dicht bij de zoetwateruitstroom van het Haringvliet.

Tabel 3.5 Frequentie van voorkomen van alle gevangen vis en garnaalsoorten in het voorjaar in alle deelgebieden. De kleuren geven een interpretatie van voorkomen, van groen (komt in 0% van de trekken voor), via geel en oranje naar rood (100% van de trekken). Het aantal trekken in elk gebied staat in de tweede rij

	2005				2007				2009			2010			2011			2012			2013		
	19	13	15	5	14	11	15	5	31	15	6	32	15	6	31	15	6	19	16	6	19	19	6
soort	bg	mv2	mvr1	mvr2	bg	mv2	mvr1	mvr2	bg	mvr1	mvr2	bg	mvr1	mvr2	bg	mvr1	mvr2	bg	mvr1	mvr2	bg	mvr1	mvr2
gewone garnaal	100	100	93.3	40	100	100	86.7	100	61.3	93.3	83.3	59.4	60	66.7	61.3	100	100	94.7	75	100	100	78.9	100
allmangarnaal	0	0	0	0	0	0	0	0	12.9	0	0	0	0	0	0	6.7	33.3	0	6.3	0	0	0	0
pontophilus	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
driepuntsgarnaal	0	0	26.7	0	0	0	0	0	6.5	26.7	0	0	6.7	0	3.2	20	0	0	18.8	0	10.5	31.6	33.3
gladde haai sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6.7	0	0	0	0	3.2	0	0	0	6.3	0	0	10.5	0
gladde haai	0	0	0	0	0	0	13.3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
stekelrog	0	0	0	0	0	27.3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5.3	0
fint	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10.5	0	0
haring	73.7	46.2	6.7	0	78.6	45.5	66.7	0	32.3	46.7	0	40.6	6.7	0	48.4	60	0	84.2	37.5	16.7	89.5	57.9	16.7
sprot	68.4	23.1	6.7	20	28.6	0	33.3	20	35.5	26.7	16.7	43.8	6.7	0	41.9	33.3	16.7	73.7	12.5	0	68.4	42.1	66.7
pelser	0	0	0	0	21.4	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ansjovis	21.1	0	0	0	7.1	0	0	0	0	0	0	3.1	0	0	3.2	0	0	0	0	0	5.3	5.3	0
regenboogforel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5.3	0	0
spiering	5.3	0	0	0	28.6	0	6.7	0	0	0	0	9.4	0	0	32.3	6.7	0	63.2	0	0	21.1	5.3	0
kabeljauw	68.4	84.6	20	40	28.6	72.7	33.3	60	0	0	33.3	0	0	0	3.2	0	0	15.8	25	16.7	0	10.5	0
vierdradige meun	5.3	0	6.7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
dwergbolk	0	0	6.7	0	21.4	0	53.3	40	6.5	26.7	0	3.1	0	0	12.9	13.3	0	5.3	0	0	10.5	26.3	0
steenbolk	0	0	0	0	50	72.7	20	60	16.1	13.3	0	12.5	0	16.7	16.1	13.3	0	15.8	0	0	5.3	5.3	0
wijting	94.7	100	53.3	80	100	100	100	100	29	80	83.3	53.1	33.3	100	54.8	86.7	100	52.6	75	100	36.8	68.4	66.7
vijfdradige meun	10.5	15.4	0	0	0	18.2	6.7	0	6.5	6.7	0	6.3	0	0	6.5	13.3	16.7	15.8	6.3	33.3	10.5	10.5	16.7
puitaal	0	0	0	0	7.1	0	0	20	3.2	0	0	3.1	0	0	22.6	0	0	21.1	0	0	26.3	0	0
geep	15.8	0	6.7	20	21.4	9.1	33.3	40	3.2	0	0	0	0	0	9.7	0	16.7	0	0	0	0	15.8	0
kleine koornaarvis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
grote koornaarvis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6.3	0	0	0	0
driedoornige stekelbaars	0	0	0	0	0	0	6.7	0	0	0	0	0	0	0	6.5	6.7	16.7	10.5	0	0	42.1	0	0
syngnathus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
zeepaardje	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
adderzeenaald	0	0	6.7	20	7.1	0	6.7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16.7
rode poon	57.9	69.2	66.7	80	71.4	63.6	60	100	25.8	40	33.3	18.8	20	50	38.7	40	66.7	31.6	50	83.3	26.3	47.4	33.3
grauwe poon	36.8	30.8	6.7	40	21.4	0	0	0	6.5	6.7	50	3.1	13.3	33.3	9.7	0	50	5.3	0	0	31.6	31.6	50
engelse poon	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
zeedonderpad	5.3	0	20	20	0	9.1	0	60	9.7	40	100	18.8	20	83.3	16.1	40	66.7	21.1	37.5	50	21.1	21.1	50
groene zeedonderpad	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.2	0	0	0	0	0	0	0	0
harnasmannetje	26.3	61.5	26.7	40	28.6	63.6	46.7	80	25.8	46.7	66.7	37.5	40	50	35.5	66.7	100	47.4	56.3	83.3	36.8	63.2	50
slakdolf	15.8	0	0	0	21.4	18.2	13.3	40	22.6	20	0	12.5	0	0	9.7	33.3	16.7	36.8	12.5	0	36.8	42.1	50
snotolf	0	0	0	0	0	0	0	0	3.2	13.3	0	0	6.7	0	0	6.7	0	0	6.3	0	0	0	0
horsmakreel	5.3	0	6.7	40	28.6	9.1	20	60	9.7	20	33.3	6.3	0	0	9.7	0	16.7	0	18.8	100	15.8	10.5	50
zeekarper	0	0	0	0	0	9.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
mul	0	0	0	0	14.3	9.1	13.3	20	0	20	0	0	13.3	16.7	0	0	0	0	0	0	0	0	0
zeebaars	10.5	0	0	0	0	0	6.7	0	3.2	6.7	0	12.5	0	0	3.2	0	0	36.8	18.8	0	15.8	0	0
harder ongespecificeerd	0	0	0	0	0	0	0	0	0	33.3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
kleine pieterman	42.1	7.7	60	80	21.4	9.1	40	60	19.4	80	50	9.4	66.7	33.3	6.5	60	66.7	5.3	31.3	50	5.3	31.6	50
botervis	0	0	0	0	0	0	0	0	6.5	0	0	0	0	0	6.5	6.7	0	10.5	12.5	16.7	31.6	10.5	16.7
ammodytes	0	0	0	0	35.7	45.5	86.7	40	0	6.7	0	12.5	60	16.7	29	46.7	50	0	6.3	0	47.4	42.1	66.7
naakte zandspiering	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
smelt	5.3	38.5	53.3	20	28.6	0	26.7	20	6.5	40	33.3	15.6	46.7	33.3	16.1	40	66.7	21.1	50	66.7	10.5	57.9	66.7
pitvis	57.9	69.2	66.7	100	28.6	54.5	60	100	32.3	66.7	100	28.1	40	100	25.8	53.3	83.3	26.3	37.5	100	63.2	47.4	100
gevlekte pitvis	0	0	6.7	0	0	0	0	0	3.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
rasterpitvis	0	0	33.3	20	0	0	13.3	80	0	0	0	18.8	80	33.3	16.1	53.3	66.7	10.5	37.5	50	15.8	47.4	50
zwarte grondel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5.3	0	0	10.5	0	0
kristalgrondel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
grondel	94.7	92.3	80	60	85.7	100	93.3	100	61.3	80	66.7	59.4	66.7	50	61.3	93.3	83.3	94.7	81.3	100	94.7	78.9	100
brakwatergrondel	0	0	0	0	0	0	0	0	16.1	73.3	33.3	9.4	0	0	0	13.3	0	5.3	0	0	5.3	0	0
glasgrondel	5.3	7.7	0	0	92.9	54.5	60	20	19.4	0	0	6.3	0	0	12.9	33.3	0	21.1	6.3	0	0	0	0
makreel	0	0	0	0	0	0	13.3	0	0	6.7	0	0	0	0	3.2	0	33.3	0	6.3	16.7	5.3	0	0
tarbot	0	15.4	0	0	7.1	0	13.3	0	9.7	0	0	3.1	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
griet	15.8	30.8	13.3	0	21.4	9.1	26.7	20	12.9	33.3	16.7	12.5	26.7	0	12.9	26.7	0	0	12.5	0	10.5	15.8	0
schurftvis	47.4	76.9	66.7	80	28.6	54.5	53.3	100	41.9	73.3	100	34.4	53.3	83.3	35.5	46.7	100	52.6	56.3	83.3	78.9	73.7	83.3

	2005				2007				2009			2010			2011			2012			2013		
	19	13	15	5	14	11	15	5	31	15	6	32	15	6	31	15	6	19	16	6	19	19	6
soort	bg	mv2	mvr1	mvr2	bg	mv2	mvr1	mvr2	bg	mvr1	mvr2	bg	mvr1	mvr2	bg	mvr1	mvr2	bg	mvr1	mvr2	bg	mvr1	mvr2
lange schar	0	0	0	0	7.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
schar	68.4	84.6	80	100	64.3	63.6	80	100	48.4	86.7	100	50	86.7	100	51.6	100	100	63.2	81.3	100	78.9	78.9	100
tongschar	0	0	0	0	0	0	0	40	0	0	0	0	6.7	16.7	0	6.7	16.7	0	0	0	0	10.5	16.7
bot	68.4	69.2	20	20	71.4	63.6	26.7	20	51.6	66.7	50	43.8	46.7	50	45.2	13.3	33.3	68.4	37.5	50	73.7	10.5	0
schol	100	84.6	100	100	100	90.9	100	100	61.3	100	100	59.4	100	100	61.3	100	100	89.5	81.3	100	100	68.4	100
tong	47.4	30.8	46.7	40	71.4	63.6	46.7	40	48.4	80	83.3	40.6	66.7	100	61.3	86.7	83.3	63.2	56.3	83.3	73.7	52.6	66.7
franse tong	0	0	0	0	0	0	13.3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
dwergtong	52.6	76.9	53.3	100	14.3	36.4	13.3	100	19.4	33.3	100	28.1	46.7	100	12.9	33.3	83.3	26.3	12.5	100	57.9	57.9	100

Tabel 3.6 Frequentie van voorkomen van alle gevangen vis en garnaalsoorten in het najaar in alle deelgebieden. De kleuren geven een interpretatie van voorkomen, van groen (komt in 0% van de trekken voor), via geel en oranje naar rood (100% van de trekken). Het aantal trekken in elk gebied staat in de tweede rij

	2005				2007				2009			2010			2012		
	18	13	14	6	9	13	13	6	31	15	6	32	11	5	18	17	4
soort	BG	MV2	MVR1	MVR2	BG	MV2	MVR1	MVR2	BG	MVR1	MVR2	BG	MVR1	MVR2	BG	MVR1	MVR2
gewone garnaal	100	100	92.9	100	100	100	100	100	61.3	93.3	100	62.5	100	100	100	82.4	100
allmangarnaal	11.1	30.8	21.4	0	0	0	0	0	9.7	6.7	33.3	0	0	0	5.6	11.8	25
pontophilus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
driepuntsgarnaal	0	0	0	0	0	0	0	0	6.5	60	16.7	3.1	36.4	20	5.6	58.8	25
gladde haai sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5.9	25
gladde haai	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
stekelrog	0	0	0	0	0	0	7.7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
fint	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5.6	0	0
haring	11.1	23.1	7.1	0	100	92.3	92.3	16.7	35.5	26.7	16.7	53.1	72.7	40	94.4	64.7	100
sprot	11.1	7.7	0	0	77.8	46.2	30.8	16.7	12.9	20	0	12.5	27.3	0	33.3	0	75
pelser	5.6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ansjovis	22.2	15.4	0	0	0	7.7	0	0	0	0	0	0	9.1	40	5.6	0	0
regenboogforel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
spiering	5.6	0	0	0	33.3	23.1	0	0	9.7	0	16.7	21.9	0	0	50	0	25
kabeljauw	5.6	7.7	0	0	0	53.8	23.1	16.7	0	0	0	0	9.1	0	11.1	0	0
vierdradige meun	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
dwergbolk	0	0	0	0	11.1	7.7	0	16.7	0	0	0	0	0	20	0	0	0
steenbolk	0	0	0	0	22.2	30.8	46.2	33.3	3.2	13.3	0	6.3	9.1	0	11.1	23.5	0
wijting	44.4	61.5	21.4	66.7	77.8	92.3	61.5	83.3	48.4	53.3	100	56.3	81.8	100	66.7	47.1	100
vijfdradige meun	11.1	7.7	0	0	44.4	15.4	0	0	16.1	6.7	0	6.3	0	0	66.7	0	0
puitaal	0	0	0	0	22.2	0	0	0	3.2	0	0	12.5	0	0	22.2	0	0
geep	0	7.7	0	0	0	0	15.4	0	12.9	6.7	0	15.6	54.5	80	0	17.6	0
kleine koornaarvis	0	0	0	0	0	0	15.4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
grote koornaarvis	0	0	0	0	11.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5.6	0	0
driedoornige stekelbaars	0	0	0	16.7	0	0	7.7	0	6.5	0	33.3	0	9.1	0	0	5.9	0
syngnathus	0	0	0	0	0	0	7.7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
zeepaardje	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6.7	0	0	0	0	0	0	0
adderzeenaald	0	0	7.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
rode poon	16.7	15.4	7.1	33.3	0	0	0	0	19.4	13.3	0	3.1	9.1	0	11.1	47.1	25
grauwe poon	22.2	0	7.1	0	0	15.4	30.8	0	9.7	0	0	0	0	0	0	0	0
engelse poon	5.6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
zeedonderpad	5.6	7.7	14.3	50	11.1	0	15.4	33.3	25.8	26.7	50	15.6	18.2	80	55.6	17.6	100
groene zeedonderpad	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5.6	0	0
harnasmannetje	0	30.8	14.3	33.3	11.1	53.8	23.1	83.3	6.5	6.7	83.3	21.9	63.6	40	22.2	29.4	75
slakdolf	16.7	15.4	0	33.3	33.3	46.2	15.4	83.3	16.1	33.3	66.7	9.4	0	0	27.8	11.8	75
snotolf	0	0	7.1	0	0	0	0	0	0	6.7	0	0	0	0	0	0	0
horsmakreel	22.2	30.8	14.3	66.7	0	0	23.1	0	22.6	26.7	83.3	43.8	90.9	60	27.8	29.4	25
zeekarper	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
mul	22.2	30.8	28.6	33.3	11.1	38.5	23.1	33.3	0	33.3	50	0	0	0	16.7	23.5	0
zeebaars	5.6	15.4	0	0	44.4	46.2	15.4	0	0	0	0	0	9.1	0	22.2	5.9	0
harder ongespecificeerd	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.1	9.1	0	0	0	0
kleine pieterman	27.8	15.4	50	100	33.3	15.4	46.2	66.7	19.4	66.7	33.3	6.3	45.5	40	5.6	41.2	25
botervis	5.6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.1	0	0	16.7	11.8	25
ammodytes	0	0	0	0	0	0	76.9	50	3.2	0	0	0	9.1	20	0	0	0
naakte zandspiering	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0
smelt	27.8	7.7	35.7	16.7	55.6	53.8	69.2	33.3	16.1	66.7	66.7	9.4	72.7	60	27.8	64.7	75
pitvis	50	61.5	64.3	100	22.2	61.5	69.2	100	29	80	100	12.5	18.2	100	33.3	47.1	100
gevlekte pitvis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
rasterpitvis	5.6	0	0	0	0	0	0	0	0	6.7	0	3.1	63.6	60	5.6	17.6	50
zwarte grondel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.1	0	0	27.8	0	0
kristalgrondel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6.3	0	0	0	0	0
grondel	94.4	100	100	100	100	100	92.3	100	61.3	100	100	62.5	100	100	100	82.4	100
brakwatergrondel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6.3	0	20	5.6	0	0
glasgrondel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6.7	0	6.3	0	20	0	0	0
makreel	0	0	0	0	0	0	0	0	3.2	0	0	0	0	0	5.6	5.9	0
tarbot	0	7.7	14.3	16.7	0	23.1	15.4	0	3.2	20	0	6.3	18.2	0	5.6	11.8	0
griet	22.2	7.7	28.6	16.7	0	15.4	15.4	0	6.5	13.3	0	0	27.3	0	11.1	11.8	0
schurftvis	22.2	38.5	42.9	100	22.2	61.5	46.2	83.3	19.4	40	100	6.3	9.1	80	33.3	41.2	100

	2005				2007				2009			2010			2012		
	18	13	14	6	9	13	13	6	31	15	6	32	11	5	18	17	4
soort	BG	MV2	MVR1	MVR2	BG	MV2	MVR1	MVR2	BG	MVR1	MVR2	BG	MVR1	MVR2	BG	MVR1	MVR2
lange schar	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
schar	94.4	100	64.3	100	77.8	92.3	76.9	100	58.1	100	100	43.8	81.8	100	66.7	70.6	100
tongschar	0	0	7.1	16.7	0	0	7.7	0	0	0	0	0	0	20	0	0	25
bot	44.4	23.1	21.4	0	66.7	84.6	38.5	66.7	41.9	53.3	83.3	40.6	27.3	20	55.6	23.5	50
schol	100	100	100	100	100	100	100	100	54.8	100	100	62.5	100	100	100	82.4	100
tong	83.3	46.2	57.1	16.7	66.7	92.3	76.9	50	51.6	86.7	50	50	81.8	80	88.9	64.7	75
franse tong	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
dwergtong	5.6	38.5	21.4	83.3	33.3	30.8	7.7	100	9.7	20	83.3	28.1	27.3	100	11.1	23.5	100

3.3.3 Lengte-frequentie verdelingen

Vraag: Is de gemiddelde lengte per soort veranderd als gevolg van het instellen van het Bodembeschermingsgebied?

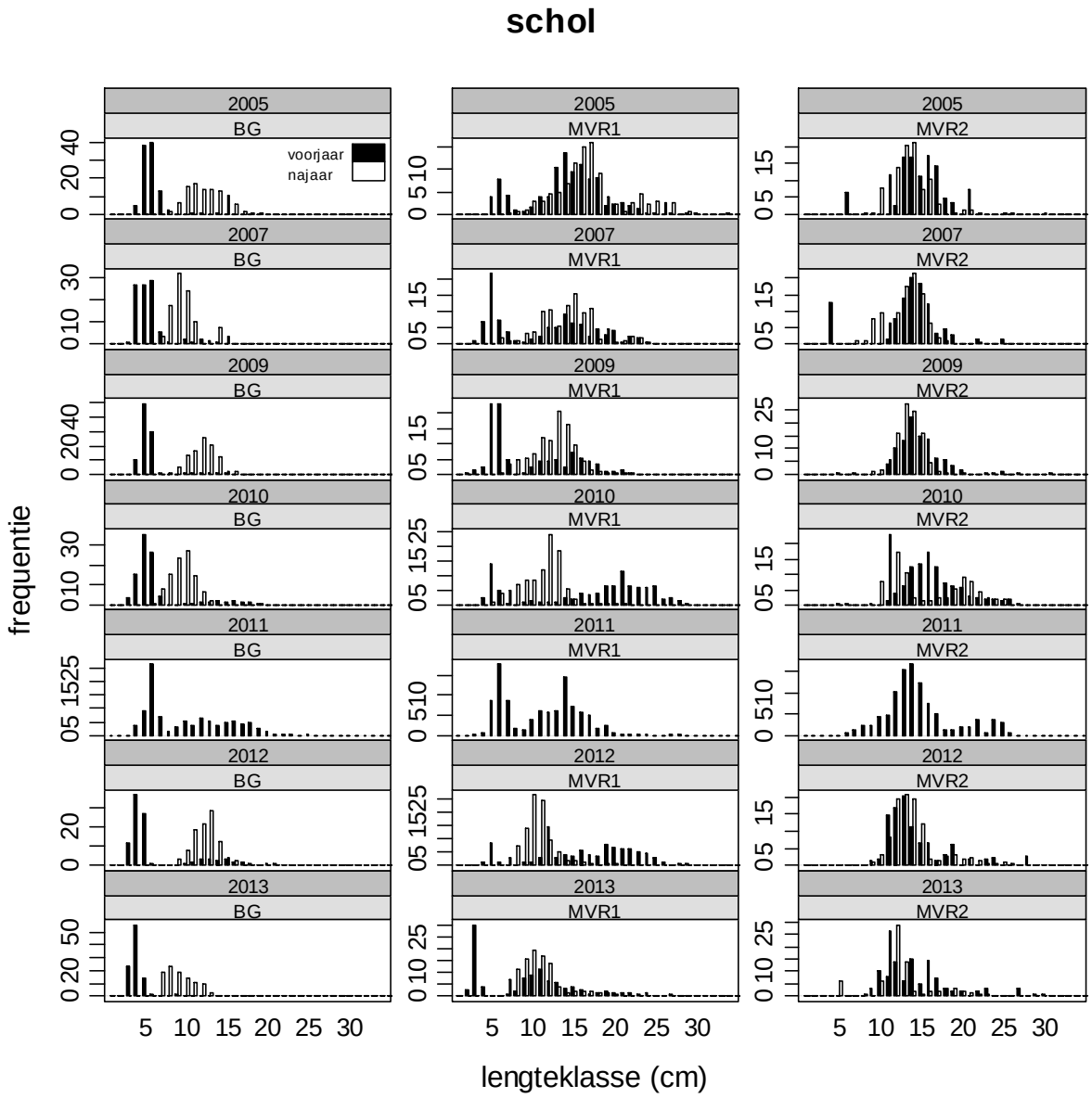
3.3.3.1 Analyse

Aan de hand van de doorgemeten vangsten zijn lengte frequentieverdelingen gemaakt per jaar, seizoen en deelgebied (Figuur 3.18, 3.19 en Bijlage II). Met een lineaire regressie (de gemiddelde lengtes waren normaal verdeeld) is geanalyseerd of de gemiddelde lengte is veranderd tussen de periode voor en na de instelling van het Bodembeschermingsgebied. De factoren die getoetst zijn in het model waren seizoen, gebied, periode en de interactie gebied*periode. Aangetroffen lengtes zijn vanzelfsprekend gerelateerd aan de diepte van het gebied, maar door deze aanpak waarbij telkens de verandering per gebied relatief ten opzichte van de verandering in het andere gebied geanalyseerd wordt is dat geen probleem.
Bij de interpretatie van de lengte-frequentieverdeling van de zandspieringen uit de bodemschaafbemonstering moet rekening gehouden worden met het feit dat alleen hele zandspieringen hierin zijn meegenomen. De kapotte exemplaren (ca. 1.5 maal meer exemplaren dan hele, doorgesneden door de bodemschaaf) zijn hierin niet meegenomen. Om deze reden zijn de LF's van zandspieringen uit de bodemschaaf niet formeel getoetst.

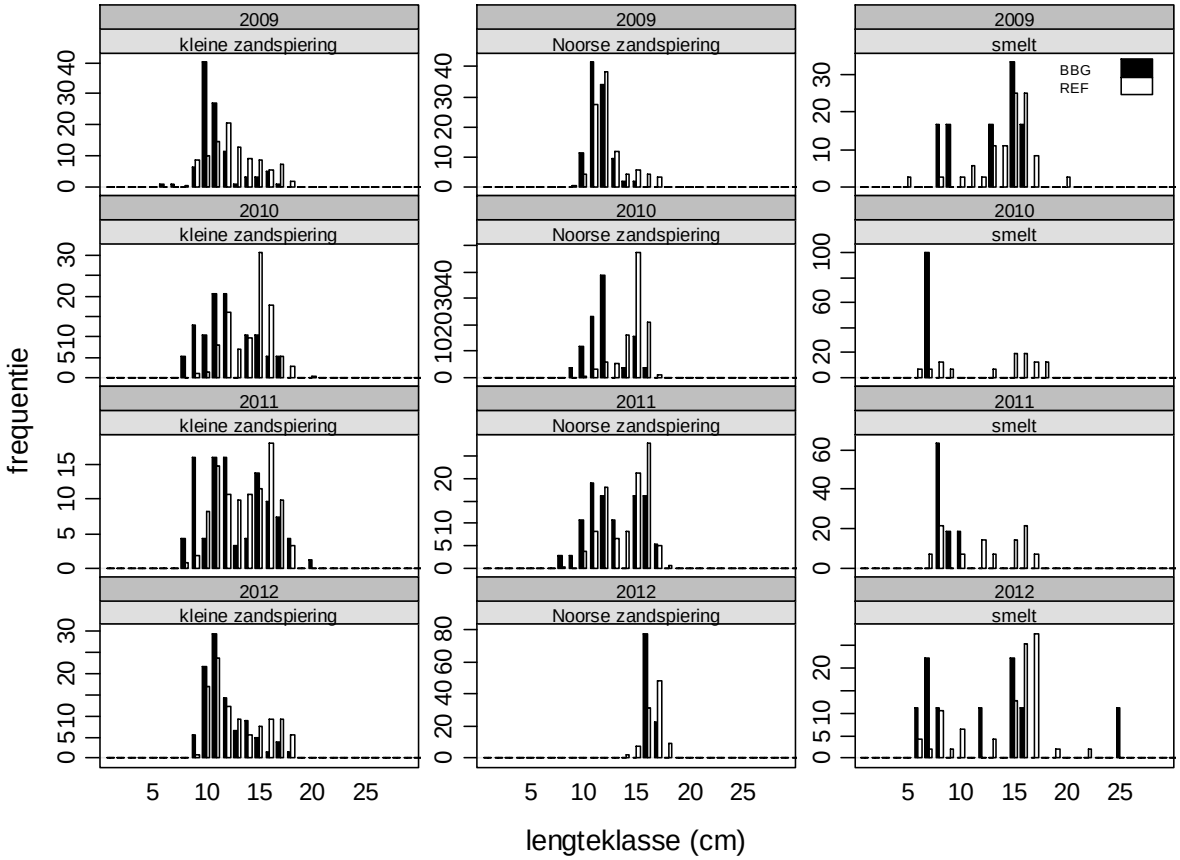
3.3.3.2 Resultaten

Alleen voor schol en bot was de interactie tussen gebied en periode significant (Tabel 3.7). Bij beide soorten nam de gemiddelde lengte toe tussen Tvoor en Tna in BG en nam af of bleef gelijk in MVR1 (Figuur 3.20). Voor de beoordeling van veranderingen in de visgemeenschap als geheel voeren we een Bonferroni-correctie uit (grenswaarde p= 0.05/14 = 0.0035). Dan verdwijnen deze significante effecten. Voor een aantal soorten werden er seizoensgerelateerde lengteverschillen gevonden: pitvis, grondels, schurftvis, schol, schar, tong, dwergtong. Voor een aantal soorten werd ook een gebiedseffect gevonden (schol, schar, bot, tong) waarbij de gemiddelde lengte groter was in het MVR1 dan in het Bodembeschermingsgebied. Voor een aantal soorten zijn in de LF verdelingen duidelijke gebiedsverschillen te zien (bijlage II). In het gemiddeld ondiepere Bodembeschermingsgebied is bijvoorbeeld 0-jarige groep schol aanwezig maar in het referentiegebied niet.

Conclusie: Er is geen verandering in gemiddelde lengte gevonden voor de onderzochte soorten die toegeschreven kan worden aan de instelling van het Bodembeschermingsgebied.



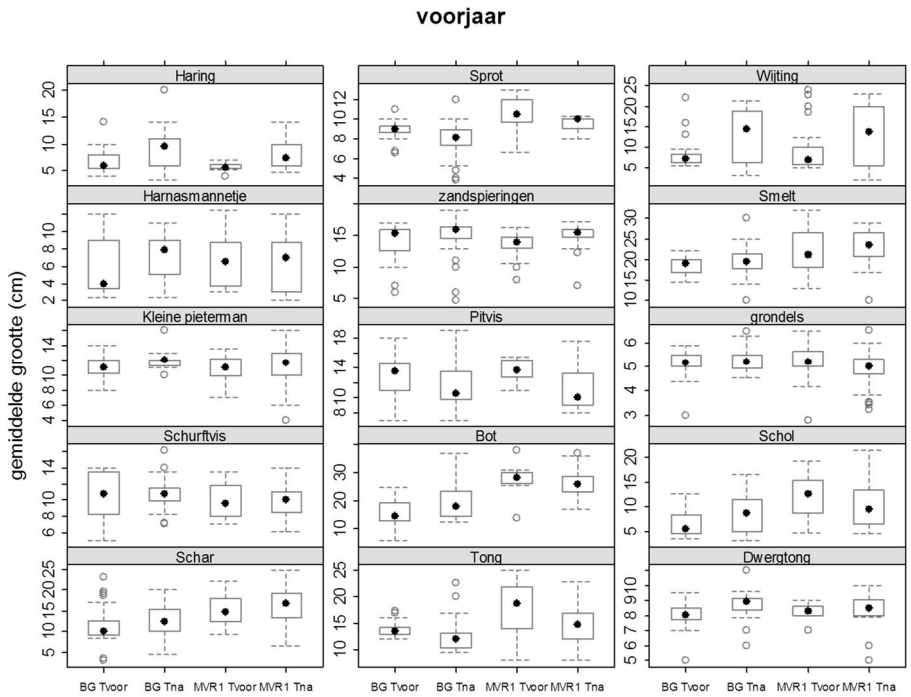
Figuur 3.18 Lengte-frequentieverdeling van schol



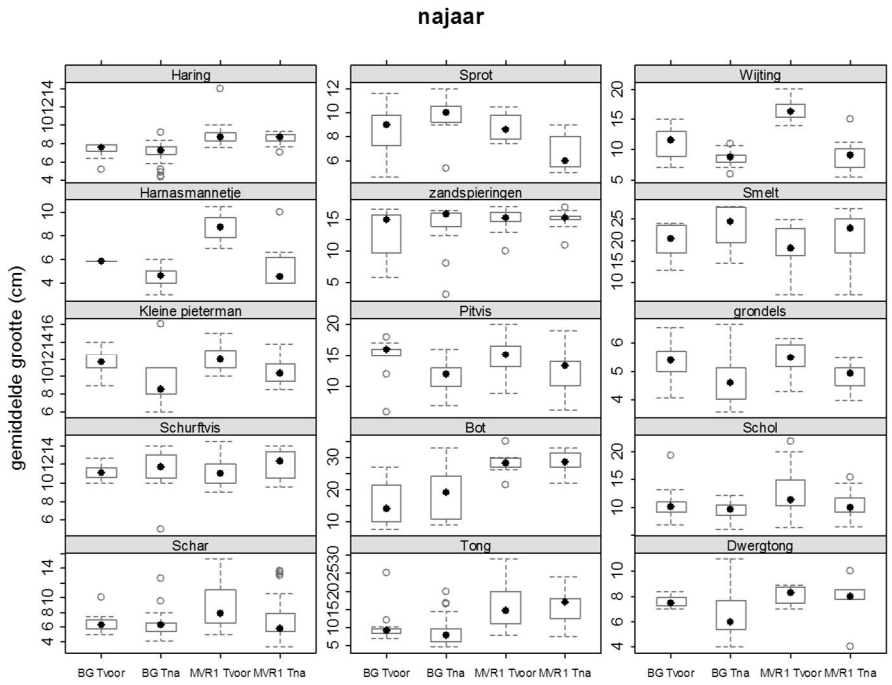
Figuur 3.19 *Lengte frequentie verdelingen van de zandspieringen uit het perceel benthos in de verschillende jaren. Het betreft hier alleen de zandspieringen die niet beschadigd waren door de bodemschaaf. De gebiedsindeling is de indeling zoals gehanteerd in het perceel benthos en wijkt dus iets af van die in het perceel vis*

Tabel 3.7 *Resultaten van de vergelijking van de gemiddelde lengte tussen de periode voor (2005-2007, Tvoor) en na (2009-2012, Tna) de instelling van het Bodembeschermingsgebied. Alleen significante factoren (p<0.05) zijn weergegeven. P is zonder Bonferroni correctie. Grenswaarde P met Bonferroni=0.0035, hiermee zijn de interactietermen voor schol en bot ook niet meer significant. Voor elk model worden de parameter schattingen (est), hun standaard fout (SE), t-waarde en p-waarde getoond. De kolom Bonferroni geeft aan of de betreffende factor na correctie nog significant is. Voorbeeld interpretatie bot: afname gemiddelde lengte in het referentiegebied MVR1 (4.7731-3.5857 is positief, dus afname) en een toename in de rest van het gebied (-3.5857), maar de lengte in MVR1 was in beide periodes groter (+7.8162)*

soort	parameter	est	SE	t-waarde	P	Bonferroni
haring	intercept	8.2687	0.2303	35.904	<0.001	*
	factor(periode):voor	-1.1009	0.3956	0.3956	0.00597	
sprot	intercept	8.3267	0.1817	44.35	<0.001	*
	factor(periode):voor	0.7283	0.3341	2.18	0.0314	
wijting	geen sign factoren					
harnasmannetje	geen sign factoren					
zandspieringen	intercept	14.9414	0.2492	59.959	<0.001	*
	factor(periode):voor	-0.9491	0.4104	-2.313	0.021	
kleine pieterman	geen sign factoren					
pitvis	intercept	12.1604	0.4381	27.758	<0.001	*
	factor(seizoen):vooriaar	-1.0573	0.4690	-2.254	0.025	
	factor(periode):voor	2.5119	0.4592	5.470	<0.001	*
grondels	Intercept	4.89372	0.06595	74.198	<0.001	*
	factor(seizoen):vooriaar	0.16022	0.07380	2.171	0.030	
	factor(periode):voor	0.30842	0.07496	4.114	<0.001	*
schurftvis	Intercept	11.3427	0.3422	33.146	<0.001	*
	factor(seizoen):vooriaar	-1.0378	0.3898	-2.663	0.008	
schol	Intercept	9.5611	0.4241	22.545	<0.001	*
	factor(seizoen): vooriaar	-1.1828	0.4062	-2.912	0.003	*
	factor(periode): voor	-0.6631	0.5531	-1.199	0.231	
	factor(gebied): MVR1	1.6866	0.4974	3.391	<0.001	*
	factor(gebied) * factor(periode): MVR1*voor	2.1880	0.8076	2.709	0.0071	
schar	Intercept	5.8184	0.3884	14.981	<0.001	*
	factor(seizoen): vooriaar	6.7893	0.4360	15.572	<0.001	*
	factor(gebied): MVR1	2.8220	0.4249	6.642	<0.001	*
bot	Intercept	18.9298	0.6097	31.045	<0.001	*
	factor(periode): voor	-3.5857	1.0981	-3.265	0.001	*
	factor(gebied): MVR1	7.8162	1.0981	7.118	<0.001	*
	factor(gebied) * factor(periode): MVR1*voor	4.7731	2.0241	2.358	0.019	
tong	Intercept	9.5404	0.4961	19.231	<0.001	*
	factor(seizoen):vooriaar	2.1318	0.5123	4.161	<0.001	*
	factor(periode): voor	1.5140	0.5420	2.793	0.005	
	factor(gebied): MVR1	4.1792	0.4997	8.364	<0.001	*
dwergtong	intercept	7.2561	0.2661	27.270	<0.001	*
	factor(seizoen): vooriaar	1.1222	0.3148	3.564	<0.001	*



.



Figuur 3.20 Boxplots van de lengte van vis voor en na de instelling van het Bodembeschermingsgebied in de twee gebieden in voorjaar en najaar. De rechthoek geeft het 25 en 75 percentiel; de whiskers geven het 5 en 95% percentiel aan, de stippen het rekenkundig gemiddelde en de open rondjes de uitbijters

3.3.4 Leeftijdsbepaling en leeftijdsopbouw

Vraag: Is de leeftijdsopbouw veranderd als gevolg van het instellen van het Bodembeschermingsgebied?

3.3.4.1 Analyse

Van elke soort/seizoen/jaar combinatie zijn aan de hand van de otolietaflezingen lengte-leeftijdssleutels gemaakt (voorbeeld voor schol in Figuur 3.21 & Bijlage III). Deze kunnen gebruikt worden om van alle vissen in de vangst de leeftijd te berekenen. Een verdeling in leeftijdsgroepen is nodig als we uitspraken willen doen over bepaalde leeftijdsgroepen, bijvoorbeeld de 0, en 1 jarigen van de marien juveniele soorten (schol, schar, tong, bot, wijting) of over veranderingen in leeftijdsopbouw. De lengte-leeftijdssleutels worden gebruikt in de beschrijving van de leeftijdsstructuur (Figuren 3.22 en 3.23) en groei analyses (paragraaf 3.3.8). De lengte-leeftijdssleutels en de leeftijdsstructuur zijn beschikbaar voor schol, schar, tong en bot voor de hele periode (Bijlage III en Figuur 3.22), voor kleine pieterman, pitvis, schurftvis en dwergtong alleen voor de T1 periode (Bijlage III en Figuur 3.23).

Het gebruikte tuig is geschikt voor jonge en kleinere vis. Grotere vis wordt minder goed gevangen omdat die veelal te snel is voor het gebruikte tuig. Dit is iets wat we in het achterhoofd moeten houden bij de interpretatie van deze resultaten. Veranderingen in leeftijdsstructuur van klein blijvende soorten zijn waarschijnlijk met grotere zekerheid te duiden dan die van soorten die veel groter worden. Bij die laatste groep speelt de vangbaarheid ten tijde van de survey een grote rol. Grote vissen die gemist worden doordat het bijvoorbeeld erg helder was, zijn ondervertegenwoordigd in de vangsten. Bovendien verwachten we alleen bij de soorten die hun hele leven in het kustgebied verblijven een verandering in leeftijdsstructuur als gevolg van het stoppen van de boomkorvisserij. Van de 8 bovengenoemde soorten zijn voor dit doel dan vooral bot, kleine pieterman, schurftvis, pitvis en dwergtong interessant.

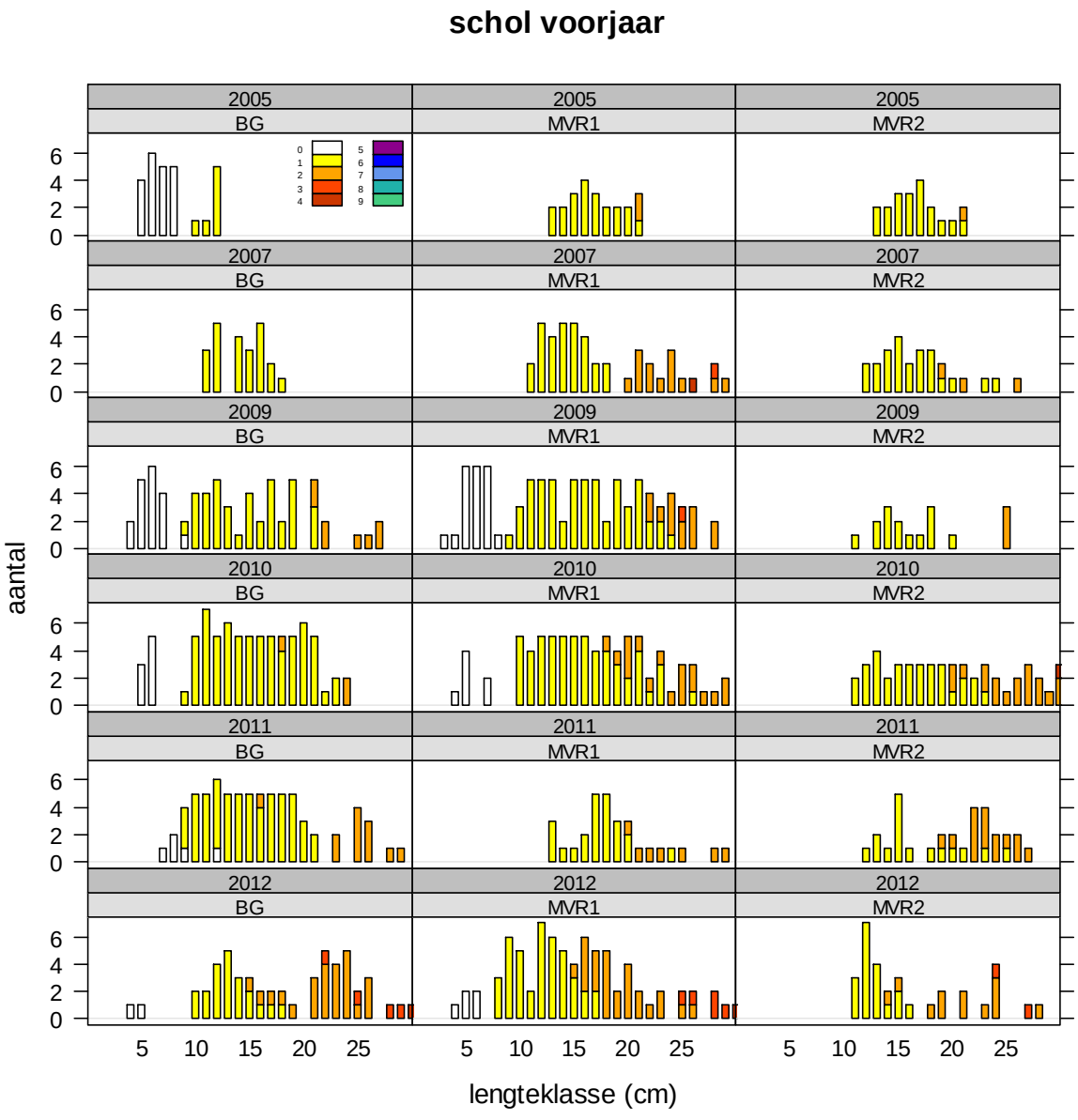
3.3.4.2 Resultaten

Bot komt eigenlijk alleen in BG in enige dichtheden van betekenis voor en alleen voor dat gebied kan de leeftijdsstructuur dan ook goed beschreven worden. Oudere jaarklassen (>2) van deze soort zijn gevangen in 2005 (en in 2007 ook in het najaar) en daarna pas weer in 2012 (Figuur 3.22). Bij schar zien we in de loop van de jaren zowel in het voorjaar als in het najaar een verschuiving richting oudere jaarklassen, maar dat is in alle gebieden het geval. Bij schol valt de dominantie van de 0-groep in het voorjaar op in BG. In de andere gebieden is de 1-groep het meest dominant. Bij schol valt wel op dat de vierjarigen voor het eerst in 2012 worden waargenomen, maar dat is in alle deelgebieden het geval. Tong laat eigenlijk hetzelfde patroon zien, met de grootste fractie van de jongste jaarklasse (1-groep in het voorjaar en 0-groep in het najaar) in BG vergeleken met de andere gebieden. De oudere jaarklassen tong komen in sommige jaren voor (2005 en 2007 in het najaar in de meeste gebieden), maar er is geen duidelijke verandering tussen de T0 en de T1 jaren.

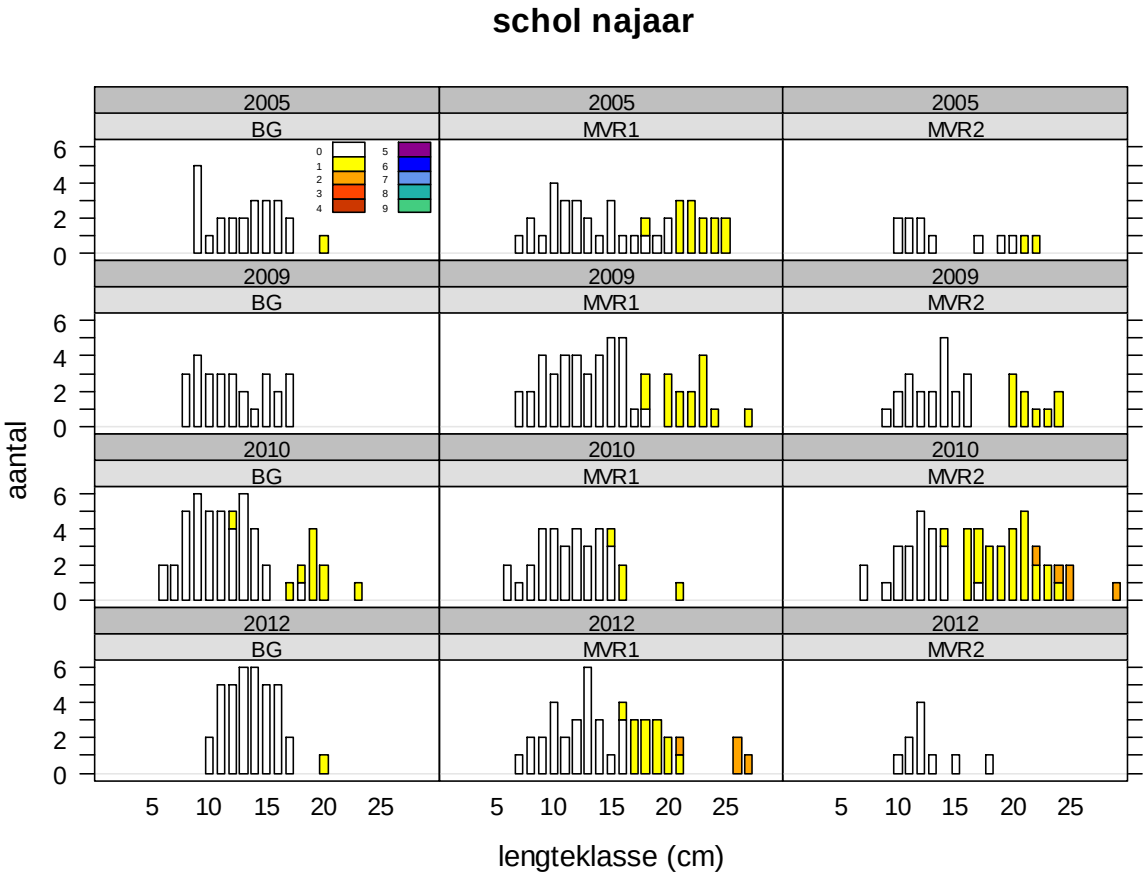
Van de soorten waarvoor alleen gegevens uit de T1 beschikbaar zijn, zijn niet van alle lengteklassen per jaar en gebied genoeg vissen gevangen voor een betrouwbare weergave van de leeftijdsstructuur.

Van dwergtong, kleine pieterman, schurftvis en pitvis zijn alleen voor de voorjaarsurvey voldoende otolieten beschikbaar. Voor kleine pieterman is de leeftijdsstructuur erg ingewikkeld: bij een bepaalde lengte kan een vis tot wel vier verschillende leeftijden hebben (Figuur 3.23). De veranderingen die in de leeftijdsstructuur zichtbaar worden, kunnen dan ook erg goed op toevalligheden berusten. Bij pitvis neemt in het voorjaar in alle gebieden de

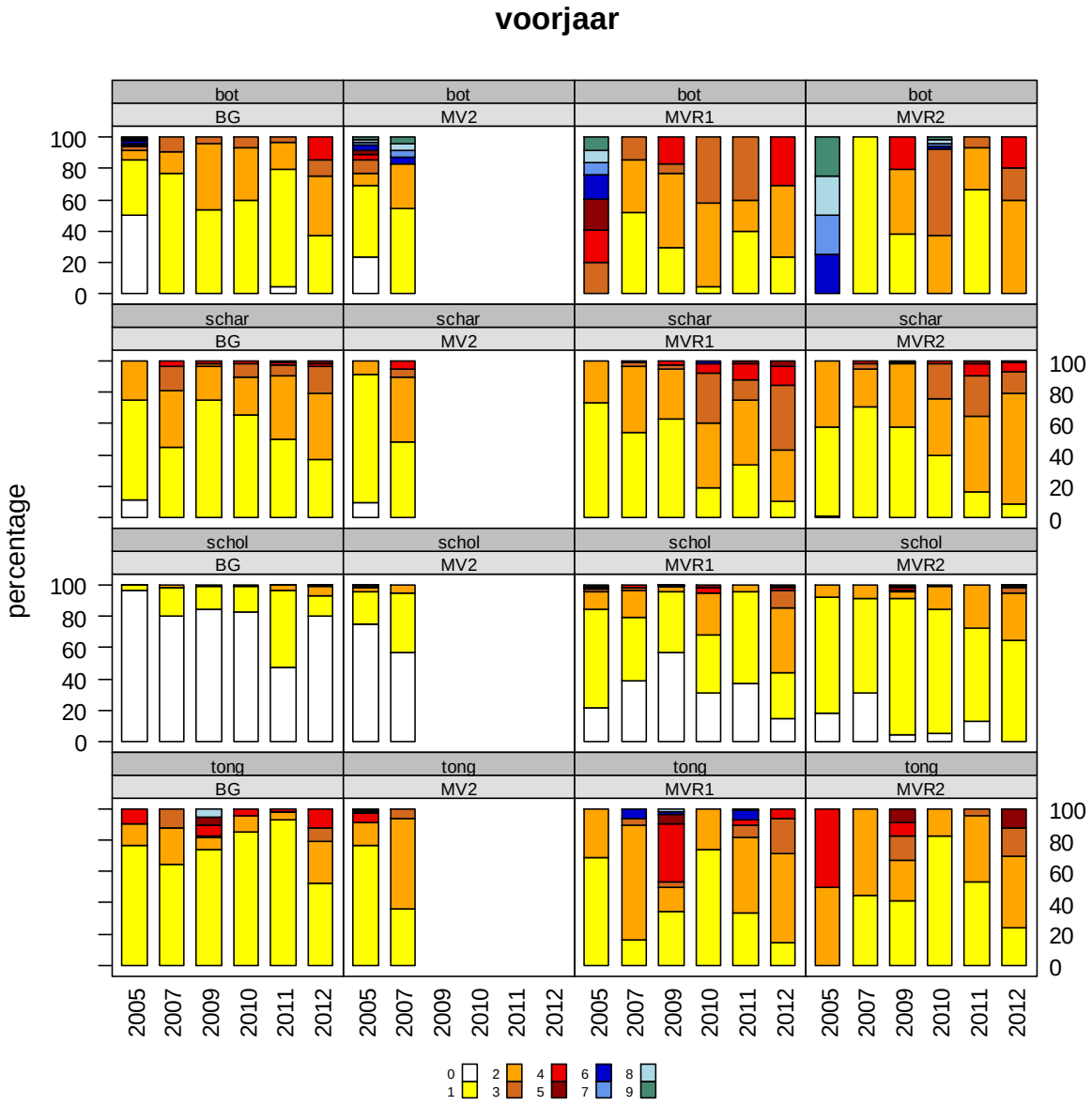
fractie eenjarigen toe in de loop van de jaren. Dwergtong en schurftvis laten wel wat variatie zien, maar geen duidelijke trend.
Omdat voor sommige gebieds-jaarcombinaties weinig leeftijdsgegevens beschikbaar zijn, kunnen we als alternatief een overall lengte-leeftijdssleutel berekenen voor het hele gebied. Aangezien de visserij-inspanning door de boomkorvloot in het hele gebied is afgenomen, zou dit tot uiting kunnen komen in een veranderende leeftijdsstructuur in het gebied als geheel. Dan is de aanname wel dat lengte-leeftijdssleutels niet verschillen tussen de deelgebieden. De resulterende leeftijdsverdeling van de hele vangst laat alleen bij pitvis en schar een verschuiving naar de oudere leeftijden in het voorjaar in de loop van de jaren zien (Figuur 3.24). Omdat er geen duidelijke veranderingen in de leeftijdsstructuur zijn gevonden is er geen formele statistische analyse uitgevoerd.
Conclusie: er is geen duidelijke verandering zichtbaar in leeftijdsstructuur die gerelateerd kan worden aan de instelling van het Bodembeschermingsgebied



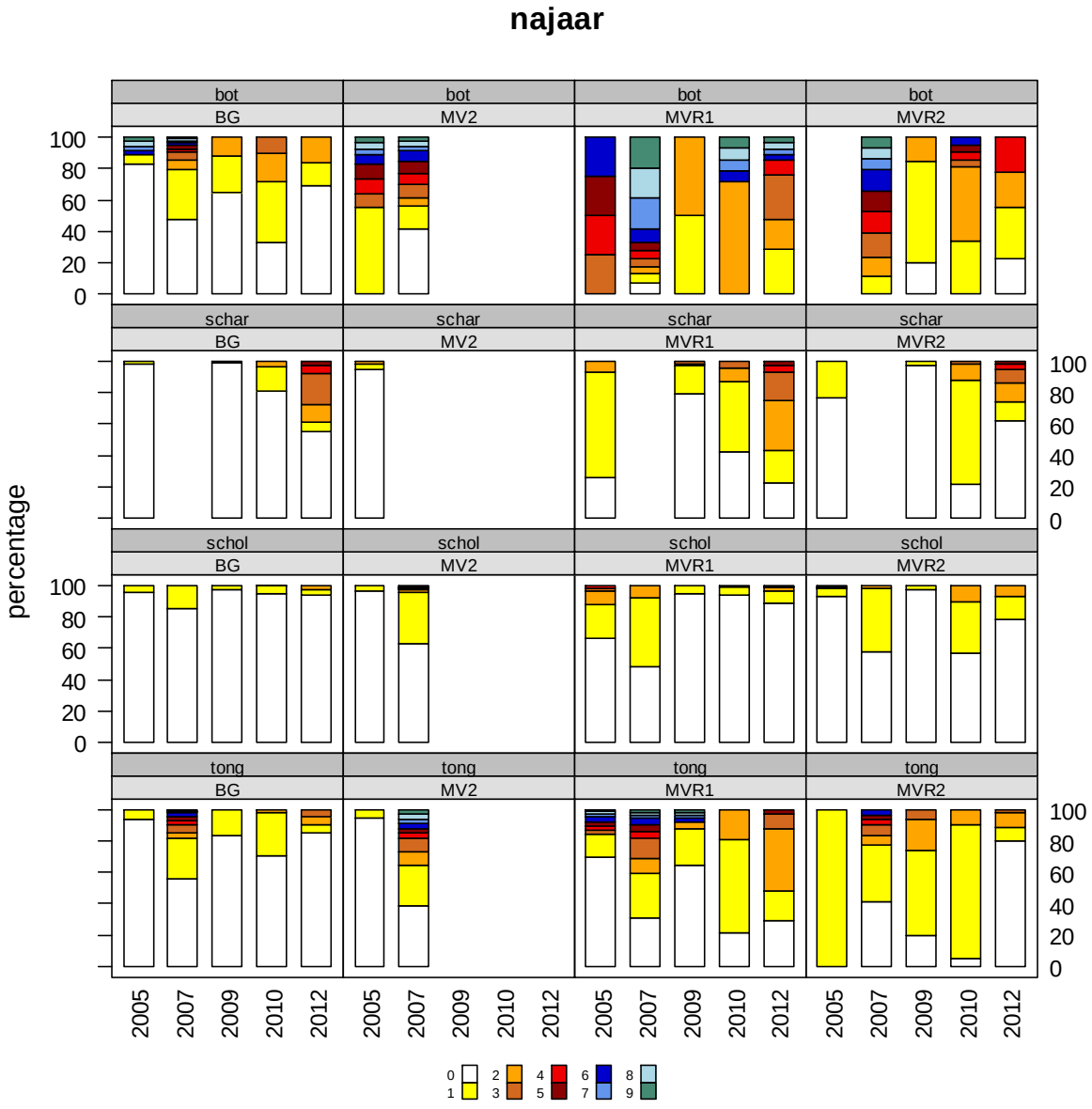
Figuur 3.21 Lengte-leeftijdssleutels voor schol in het voorjaar en najaar in de verschillende gebieden en jaren



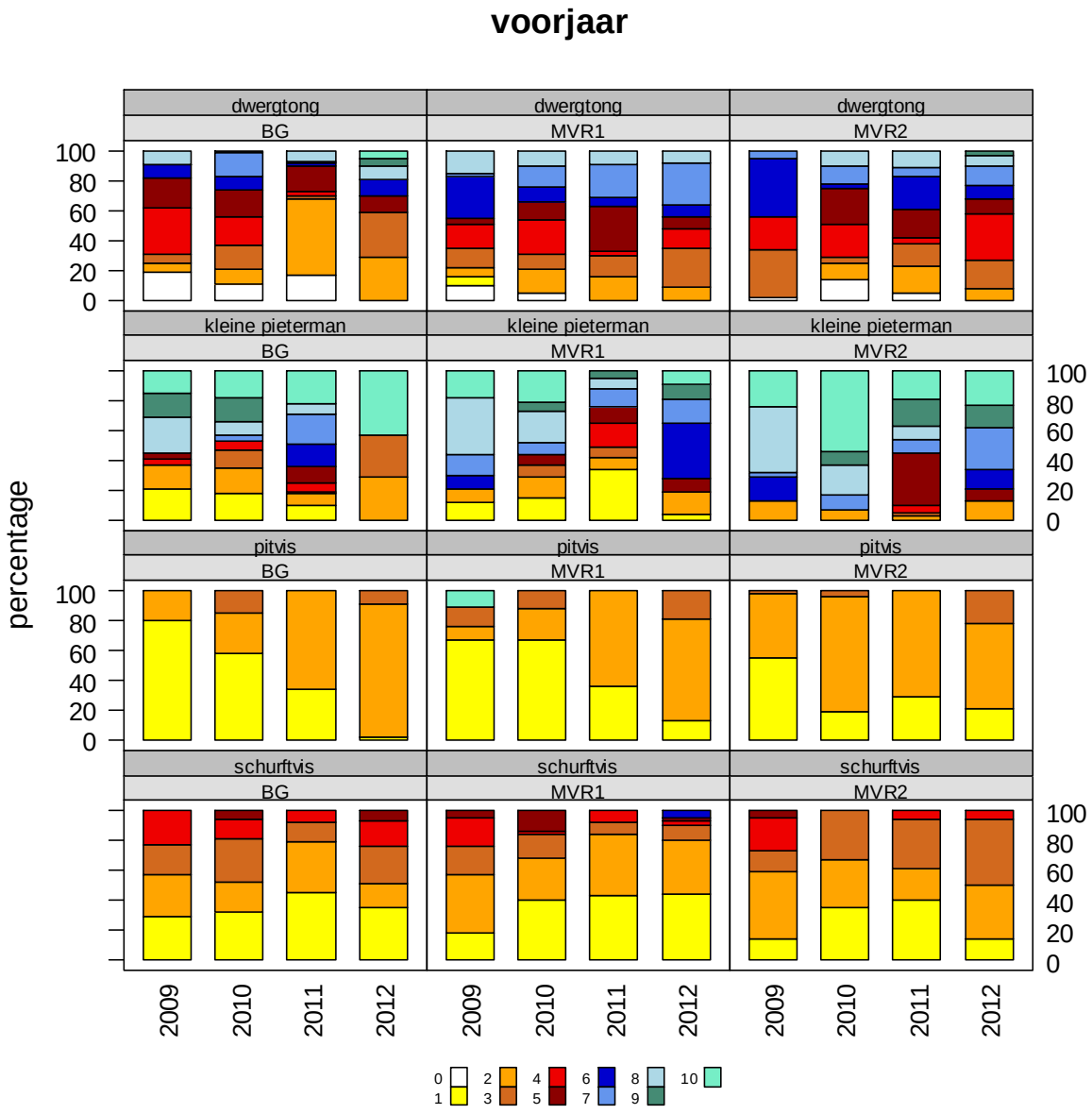
Figuur 3.21 Vervolg



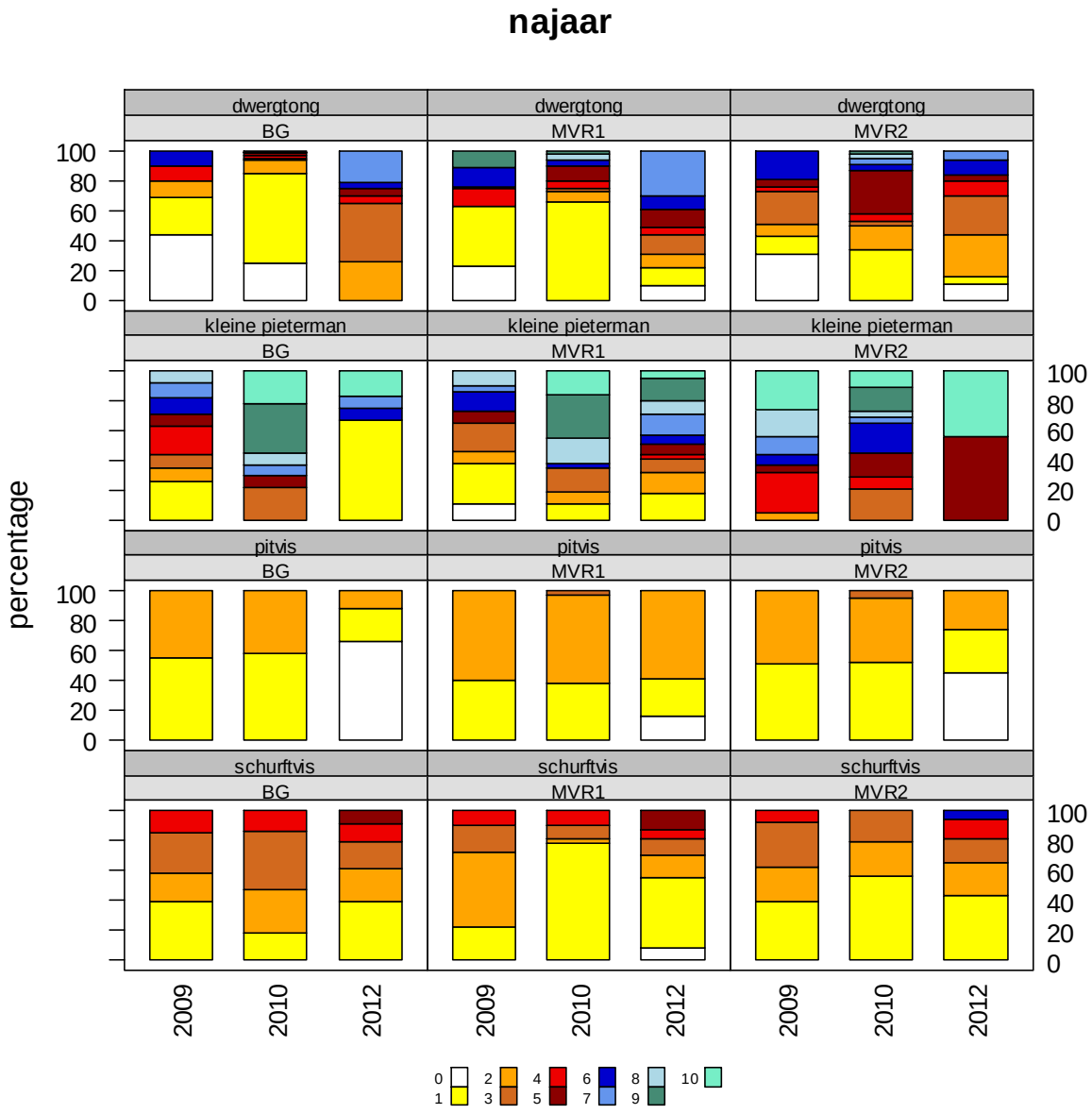
Figuur 3.22a Leeftijdsopbouw (% van de vangst in elke leeftijdscategorie) van bot, schol, schar tong en bot in het voorjaar



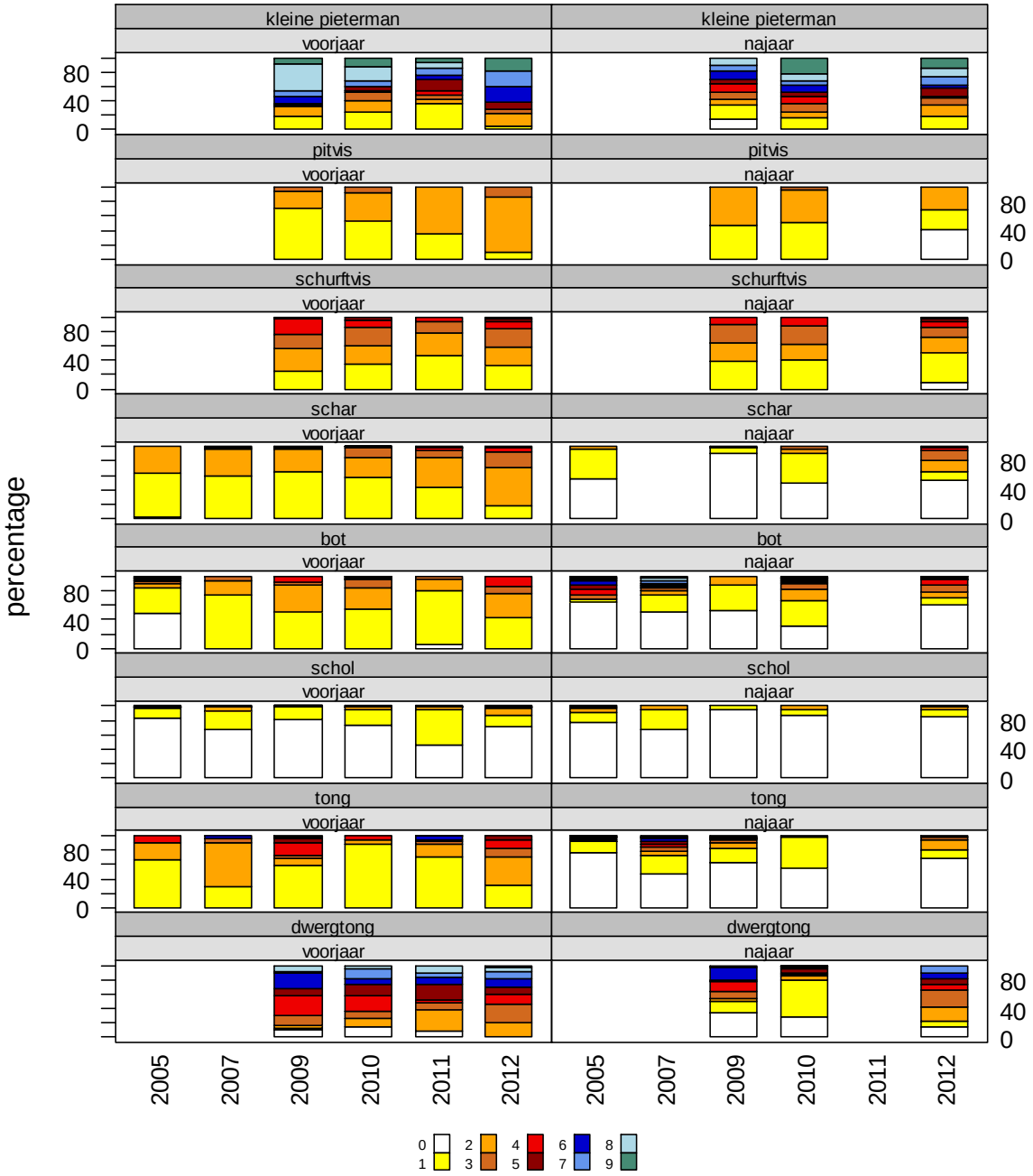
Figuur 3.22b Leeftijdsopbouw (% van de vangst in elke leeftijdscategorie) van bot, schol, schar tong en bot in het najaar



Figuur 3.23a Leeftijdsopbouw (% van de vangst in elke leeftijdscategorie) van dwergtong, kleine pieterman, dwergtong en schurftvis in het voorjaar



Figuur 3.23b Leeftijdsopbouw (% van de vangst in elke leeftijdscategorie) van dwergtong, kleine pieterman, dwergtong en schurftvis in het najaar



Figuur 3.24 *Leeftijdsopbouw (% van de vangst in elke leeftijdscategorie) in het voor- en najaar in de Voordelta als geheel*

3.3.5 Analyse visdichtheden in relatie tot de omgeving en instelling BBG

Vraag: is het voorkomen (dichtheden of aan/afwezigheid) van vis veranderd als gevolg van de instelling van het Bodembeschermingsgebied (BBG)?

In deze paragraaf wordt onderzocht hoe het voorkomen (in dichtheid of aanwezigheid) van vis verklaard kan worden. Op drie manieren onderzoeken we de invloed van verschillende factoren op het voorkomen van vis, waarbij de nadruk ligt op de invloed van de instelling van het Bodembeschermingsgebied. In de eerste analyse (3.3.6.1) worden ook relevante abiotische factoren toegevoegd aan het statistische model, waarna de invloed van abiotiek, gebied (BG versus MVR1), periode en de interactie tussen gebied en periode getoetst worden (habitatmodel). Door het meenemen van zoveel mogelijk relevante abiotische factoren (temperatuur, diepte, stroomsnelheid, etc.) als verklarende factor, kan de kracht van het model om een significante invloed van het instellen van het Bodembeschermingsgebied te detecteren, vergroot worden. In de tweede analyse (3.3.6.2) worden de verschillen in dichtheid vergeleken per treklocatie. Met een dergelijke paarsgewijze analyse wordt impliciet veel van de abiotische variatie verdisconteerd, omdat de abiotische verschillen tussen treklocaties geen rol meer spelen. Het voordeel van de eerste methode is dat alle trekken in de analyse gebruikt kunnen worden, terwijl in het tweede geval alleen een deel van de locaties kunnen worden meegenomen (degene zowel in de periode voor als na instelling van het Bodembeschermingsgebied bemonsterd zijn). Ook kan met het habitatmodel de invloed van abiotische factoren op de visdichtheden expliciet gemaakt worden. Naast deze twee analyses is ook een derde methode gebruikt (3.3.6.3), waarbij de BACI analyse is losgelaten en alleen de correlatie tussen lokale visserij-inspanning en vis is geanalyseerd. Hierbij is de correlatie van zandspiering met de lokale visserij-inspanning (ook) onderzocht voor de zandspiering verzameld in het benthosprogramma, rekening houdend met de correlatie met abiotische factoren (3.3.6.4).

3.3.5.1 Habitatanalyse

De analyses in dit onderdeel zijn uitgevoerd in 2012 en opgenomen in het jaarrapport van 2012. De data verzameld tot en met 2011 zijn hierbij geanalyseerd. De tekst is hier integraal overgenomen vanuit het 2012 rapport (m.u.v. enkele kleine aanpassingen). Alleen voor de analyses per leeftijdscategorie (van schol, schar en tong) zijn in 2013 soortgelijke analyses uitgevoerd waarbij data tot en met 2012 is geanalyseerd.

Met een habitatmodel wordt een statistisch model bedoeld waarin behalve de verklarende waarde van het instellen van het beschermingsgebied, ook de verklarende waarde van een hele reeks abiotische factoren wordt onderzocht. Deze abiotische factoren bevatten veel informatie over het habitat van vis; bijvoorbeeld de diepte, doorzicht en sedimentkorrelgrootte ter plekke. De invloed van deze abiotische factoren was een van de vragen die in hoofdstuk 1 geformuleerd zijn. Bovendien zullen deze abiotische factoren waarschijnlijk veel variatie in de verspreiding van vis kunnen verklaren, en daardoor de mogelijkheid vergroten om een effect van het instellen van het Bodembeschermingsgebied te vinden.

Habitatanalyse per soort

Analyse

De hoofdvraag bij deze analyse is of de interactie van gebied-periode een significante factor is in het verklaren van het voorkomen (dichtheid of aanwezigheid) van een vissoort (zie paragraaf 3.1.3). Met andere woorden, is door het instellen van het beschermingsgebied het voorkomen van vis verschillend veranderd tussen BG en MVR1? Deze hypothese is onderzocht voor 14 vissoorten (typische soorten of soorten die belangrijk zijn als voedsel voor sterns; haring en sprot gecombineerd, wijting, zeedonderpad, harnasmannetje, zandspieringen, kleine pieterman, pitvis, grondels, schurftvis, schol, schar, bot, tong en

dwergtong), en voor garnaal, het totaal aantal vis en het aantal soorten vis. Als verklarende factoren zijn meegenomen:

- Gebied (MVR1 en BG), periode (voor en na de sluiting) en hun interactie
- De abiotische factoren diepte, doorzicht, saliniteit, stroomsnelheid, bodemschuifspanning van de golven en van de stroming, waterstand, stroomrichting en temperatuur (ten tijde van de trek) en sedimentgrootte (in het voorafgaande jaar).
- Treklocatie en seizoen (de voorjaarsurvey en de najaarsurvey).

De opbouw van de analyse is als volgt:

- Verklarende factoren: welke abiotische factoren zijn in het statistische model opgenomen en welke zijn om welke reden afgevallen? Moeten de factoren getransformeerd worden? Wat is het verschil in abiotiek tussen gebieden, periode en kwartaal?
- Hoe ziet de afhankelijke variabele eruit? Zijn de aantallen normaal verdeeld of moet een model gekozen worden dat uitgaat van een niet-normale verdeling.
- Is er sprake van ruimtelijke correlatie? Dit is voor een aantal soorten onderzocht (middels variogrammen) en bleek niet aantoonbaar te zijn.
- Het statistische model is gekozen op basis van het aantal nultrekken (trekken waarbij van een specifieke soort geen exemplaren zijn aangetroffen): bij een grote hoeveelheid nultrekken is gewerkt met een model dat de aan/afwezigheid beschrijft (binomiaal), bij weinig nullen is de dichtheid als response variabele gekozen. In beide gevallen is de analyse met zogenaamde *mixed effect* ofwel hiërarchische modellen uitgevoerd. Dit soort modellen houdt er rekening mee dat er verschillende strata in de foutenstructuur voorkomen (Zuur *et al.* 2009): in beide modellen zitten naast *fixed* factoren (die factoren waar we in geïnteresseerd zijn) ook een *random* factor (factoren waar we niet in geïnteresseerd zijn maar die wel bijdragen aan de variatie, in dit geval station). Dit zijn twee verschillende strata waarmee rekening wordt gehouden.
- In de analyse zijn visdata van 2005 t/m 2011 opgenomen.

<u>Verklarende factoren</u>

De abiotische informatie komt uit de volgende bronnen:

Tijdens de vissurvey worden de diepte en doorzicht van elke trek genoteerd. Tijdens de benthosbemonstering wordt informatie over sedimentsamenstelling (korrelgrootte) verzameld. Het perceel Abiotiek heeft per locatie en tijdstip informatie geleverd over de overige abiotische factoren (modeloutput).

Een aantal factoren is afgevallen: temperatuur, omdat deze 90% gecorreleerd is aan seizoen (de standaardcontrole van de analyse worden hier niet getoond). Door deze hoge correlatie zal een van de twee factoren verwijderd moeten worden als verklarende factor. We hebben ervoor gekozen om seizoen te behouden, aangezien seizoen ook de invloed van de twee surveys (in voorjaar en najaar) meeneemt. De bodemschuifspanning van de stroming is verwijderd, omdat deze 100% gecorreleerd is met stroomsnelheid. Doorzicht is verwijderd omdat voor elf trekken uit met name de T0 geen informatie beschikbaar was over doorzicht en doorzicht sterk positief gecorreleerd was met diepte en saliniteit. Hierin wijkt deze analyse af van die in de volgende paragraaf. De oorzaak daarvan is dat niet alle analyses (waaronder deze) uit jaarrapport 2012 geüpdatet zijn en met voortschrijdend inzicht het ons beter leek missende doorzichtinformatie bij te schatten uit nabij gelegen trekken, waardoor doorzicht toch mee kan lopen in de analyse.

Een aantal factoren is getransformeerd: saliniteit, sediment en diepte. De bodemschuifspanning van de golven is ook niet normaal verdeeld, maar door teveel nulwaarden kon deze variabele niet getransformeerd worden. Het aantal beschikbare trekken

per survey is weergegeven in Tabel 3.8 en de uiteindelijke lijst met opgenomen verklarende factoren is samengevat in Tabel 3.9.

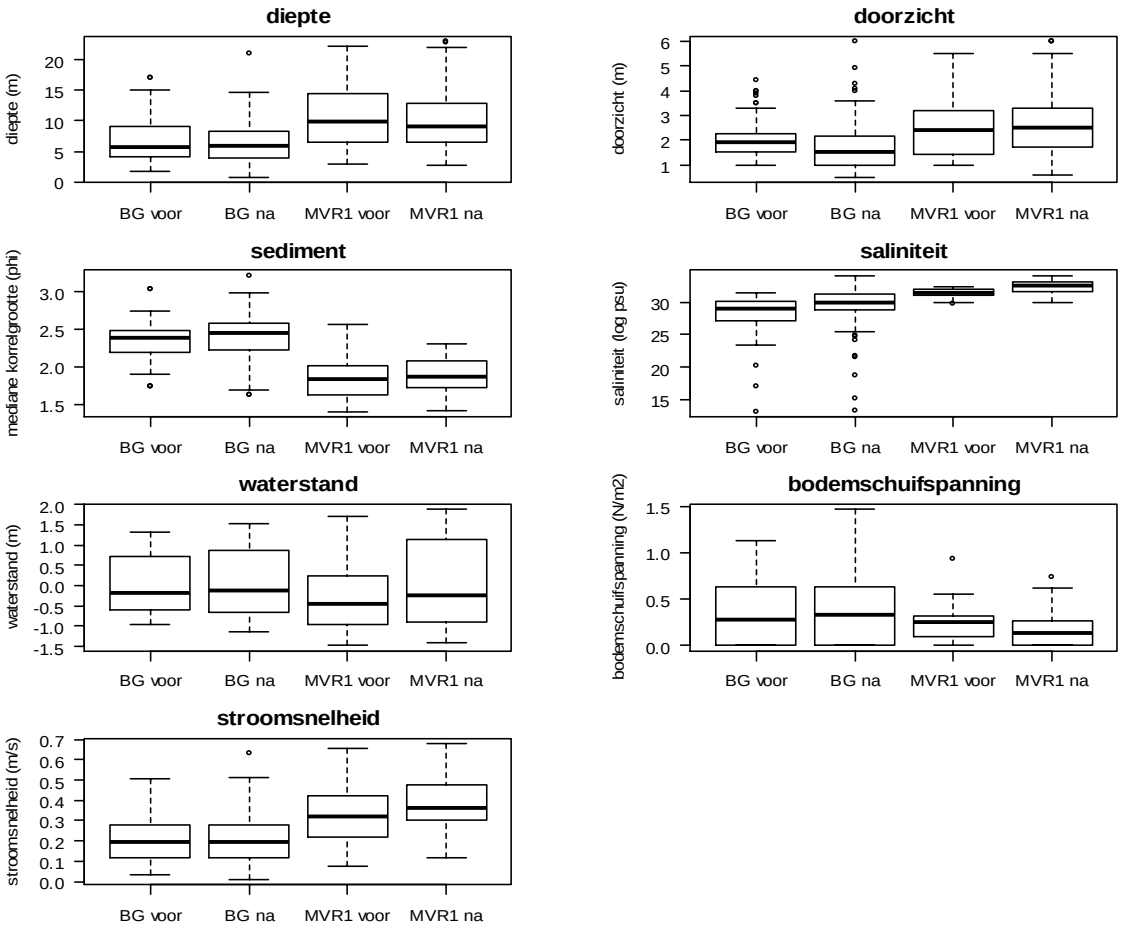
Tabel 3.8 Aantal gebruikte trekken in de habitatanalyse

	2005	2007	2009	2010	2011
BG voorjaar	19	14	18	19	18
MVR1 voorjaar	15	15	15	15	15
BG najaar	18	9	18	19	
MVR1 najaar	14	13	15	11	

Tabel 3.9 De verklarende factoren meegenomen in het habitatmodel. De waarden van alle abiotische factoren (met uitzondering van sediment) zijn genomen ten tijde van de trek

verklarende factor	**Uitleg**	**bron**
Diepte	Diepte van het water (meter), log-getransformeerd	waarneming tijdens trek
saliniteit	saliniteit op de bodem (PSU: *practical salinity unit*). Transformatie = log ((max(sal)-sal)+1). (Let op: hoge waardes duiden op lage saliniteit)	perceel abiotiek
stroomsnelheid	stroomsnelheid van het water op de bodem (meter/seconde)	perceel abiotiek
BSP_g	bodemschuifspanning van de golven (Newton/meter^2)	perceel abiotiek
waterstand	waterstand (meters tov een vaststaande referentiehoogte). De waterstand per locatie kan dus verschillen afhankelijk van het getij.	perceel abiotiek
Sediment	mediane korrelgrootte (Krumbein *phi*, i.e. dimensieloos), log-getransformeerd. Per treklocatie berekend door de waardes afkomstig uit de benthosbemonstering te middelen over een gebied met een straal van 1.6 km om het middelpunt van de trekken heen. Met uitzondering van drie locaties, waar geen sedimentdata voor beschikbaar waren binnen deze omtrek, hiervoor is gebied uitgebreid tot 5 km.	perceel benthos
stroomrichting	waterstroomrichting op de bodem (graden)	perceel abiotiek
Seizoen	twee bemonsteringen per jaar (voorjaar en najaar).	
Gebied	de twee onderzoeksgebieden (BG en MVR1)	
Periode	voor en na het instellen van het beschermingsgebied (voor en na)	
gebied*periode	het te onderzoeken effect van de instelling van het beschermingsgebied	
Locatie	als random factor, om te corrigeren voor de herhaalde bemonstering van alle locaties (4x voor en 5x na)	

Er zijn grote verschillen in abiotiek tussen de twee gebieden (Figuur 3.25). Waarschijnlijk wordt een groot deel van dit verschil veroorzaakt door verschil in diepte (BG is ondieper dan MVR1) en de invloed van zoetwaterafvoer vanuit het Haringvliet, waardoor MVR1 zouter is dan BG. Er is weinig verschil in abiotiek tussen de twee periodes (Figuur 3.25).



Figuur 3.25 *Verschil in abiotiek tussen gebieden en periodes. Boxplots van de abiotische factoren ten tijde en ter plekke van de trekken per gebied (BG en MVR1) en periode (voor en na de instelling van het Bodembeschermingsgebied). De rechthoek geeft het 25 en 75 percentiel aan, de whiskers geven het 5 en 95% percentiel aan, de horizontale lijnen het rekenkundig gemiddelde en de stippen uitbijters. (Voor de eenheden en transformaties per factor, zie Tabel 3.9).*

De afhankelijke variabele en het statistisch model

Voor de response variabelen schol, garnaal, grondels, totaal aantal vis, en totaal aantal soorten vis worden de log-getransformeerde dichtheden gebruikt (om niet normaal verdeelde data normaal verdeeld te krijgen). Deze vijf groepen zijn geanalyseerd in een *generalized mixed effect model* met een *Gaussian* foutenstructuur. De overige soorten hebben teveel nulwaarden. Voor deze soorten wordt de aan- en afwezigheid onderzocht in een *generalized mixed effect model* met een binomiale foutenstructuur.

Als *fixed factors* worden gebied (BG en MVR1), periode (voor en na de sluiting) en hun interactie toegevoegd, evenals de abiotische factoren (inclusief seizoen) gegeven in Tabel 3.9. Treklocatie wordt als *random factor* toegevoegd; hierdoor wordt ook rekening gehouden met alle niet gemeten factoren, waarvoor locatie als alias dient (en die niet verdisconteerd zit in de abiotiek). Eerst zijn de niet-significante abiotische variabelen verwijderd, totdat alle overgebleven abiotische factoren significant waren. Als daarna de significantie van de interactie van periode en gebied niet significant was, is deze interactie ook verwijderd uit het model. Daarna zijn andere niet-significante factoren verwijderd, totdat het model alleen maar significante factoren bevatte.

Om de ontwikkeling in de twee gebieden in de Tvoor en Tna te illustreren is per soort een figuur toegevoegd, waarin per gebied-periode combinatie, de residuen geplot zijn van een model met alleen alle abiotische factoren en kwartaal als verklarende factoren (i.e. zonder gebied, periode en locatie, Figuur 3.26. De residuen van dit model zijn indicatief voor de hoeveelheid (of de aanwezigheid van) vis, nadat veel veroorzaakt door abiotische factoren is verdisconteerd. Als de instelling van het Bodembeschermingsgebied een effect op de vis heeft gehad, zou dit in de figuur te zien moeten zijn: het verschil tussen de voor- en na-periode in BG zou anders moeten zijn dan het verschil in MVR1.

Resultaten

Alle onderzochte respons variabelen (inclusief totaal aantal vis en aantal soorten vis) zijn met minimaal een van de abiotische factoren gecorreleerd (Tabellen 3.10 en 3.11). De belangrijkste abiotische factoren zijn saliniteit, sediment, diepte en seizoen. Acht soorten worden beïnvloed door de dieptegradiënt, zes soorten door het seizoen, vijf soorten door de korrelgrootte van het sediment en vier soorten door de saliniteitsgradiënt. Hierbij moet in aanmerking worden genomen dat meerdere meegenomen factoren sterk gecorreleerd zijn met andere factoren (collineaire factoren), die omwille van deze sterke correlatie ook verwijderd zijn. Welke van de gecorreleerde factoren de daadwerkelijke verklarende factor is, is niet te duiden.

Voor drie soorten of groepen geldt dat het voorkomen of de dichtheid groter is in het Bodembeschermingsgebied dan het referentiegebied (ongeacht de periode), terwijl het omgekeerde voor geen van de soorten geldt. In vergelijking met MVR1 herbergt BG dus relatief veel vis en veel soorten vis. Zes soorten zijn toegenomen door de tijd (ongeacht het gebied), terwijl geen soort is afgenomen.

Geen enkele soort is significant beïnvloed door het instellen van het Bodembeschermingsgebied (i.e., de interactie tussen periode en gebied). Zonder Bonferroni correctie is wel een significant effect voor twee soorten gevonden: het voorkomen van kleine pieterman is in het Bodembeschermingsgebied afgenomen, ten opzichte van het referentiegebied. Voor schurftvis is de kans op voorkomen in het Bodembeschermingsgebied gelijk gebleven, maar afgenomen in het referentiegebied. Na Bonferroni-correctie is de interactieterm echter voor geen enkele soort significant. Er is dus geen aanwijzing dat de dichtheden of de kans op aanwezigheid van overige soorten veranderd zijn na instelling van het BG.

Tabel 3.10 Resultaten van de habitatmodellen. Alleen significante factoren (p<0.05) zijn weergegeven. Voor elk model worden de parameter schattingen (est), hun standaard fout (SE), t-waarde (voor modellen met Gaussian verdeling) of Z-waarde (voor modellen met binomiale verdeling) en p-waarde getoond. Bonferroni: significantie na Bonferroni-correctie (waarbij voor 17 analyses; p<0.003). Vetgedrukt zijn de interactietermen waar het om gaat in de analyse

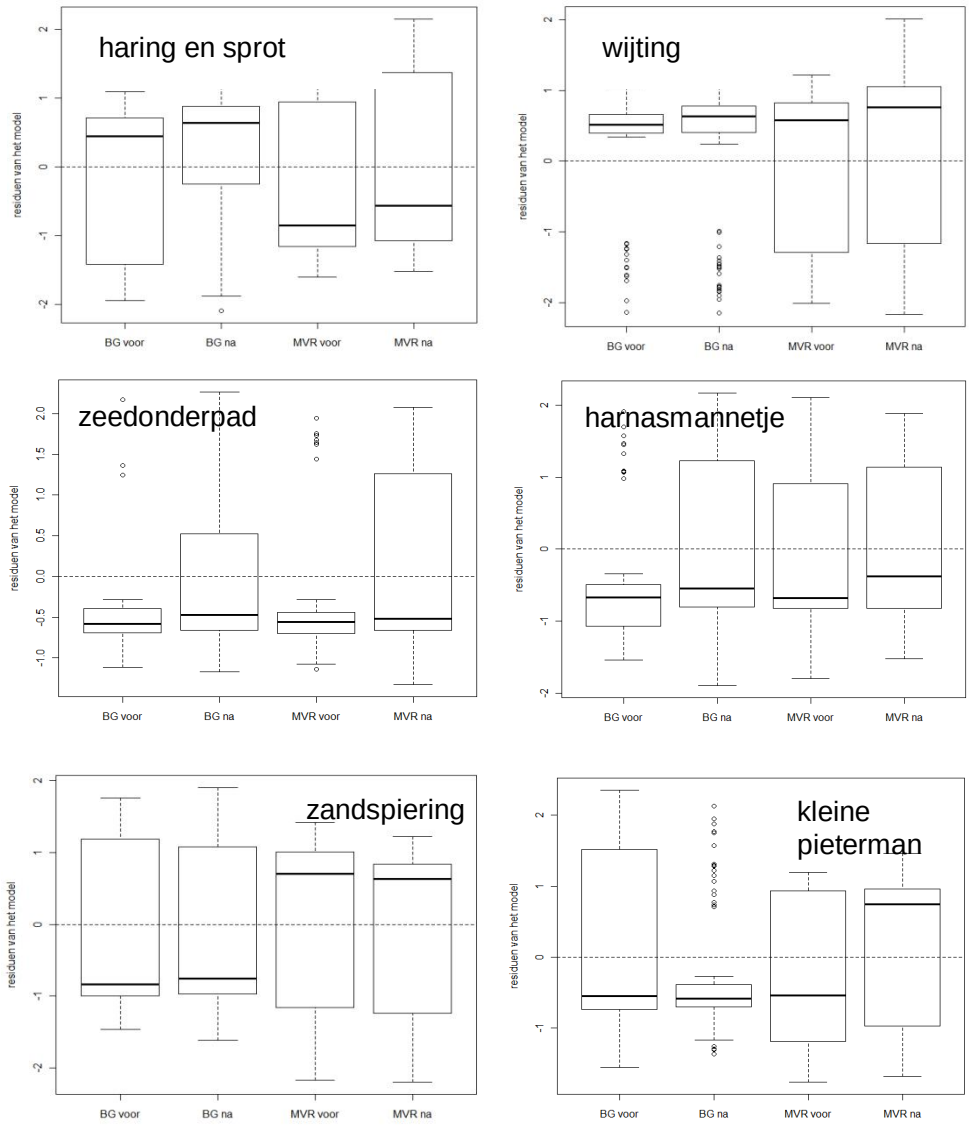
soort	respons variabele	parameter	est	SE	Z- /t-waarde	P	Bonferroni
haring/sprot	aan/afwezigheid	intercept	-1.6835	0.3967	-4.244	2.19e-05	*
		index (saliniteit)[2]	1.8929	0.3105	6.095	1.09e-09	*
		periode (voor)	-0.7457	0.2809	-2.655	0.0079	
wijting	aan/afwezigheid	intercept	-2.2314	0.9956	-2.241	0.0250	
		log(diepte)	0.9990	0.3294	3.033	0.0024	*
		index (saliniteit)	1.1589	0.3487	3.323	0.0008	*
		seizoen (najaar)	-0.6776	0.2810	-2.411	0.0159	
zeedonderpad	aan/afwezigheid	intercept	-3.3330	1.0242	-3.254	0.0011	*
		log(diepte)	1.0083	0.4795	2.103	0.0355	
		periode (voor)	-1.9462	0.4506	-4.319	1.56e-05	*
harnasmannetje	aan/afwezigheid	intercept	-4.1650	1.1325	-3.678	0.0002	*
		log(diepte)	1.5357	0.3740	4.106	4.02e-05	*
		index(saliniteit)	0.9698	0.3702	2.620	0.0088	
		seizoen (najaar)	-1.3241	0.3078	-4.302	1.69e-05	*
		periode (voor)	-1.2940	0.3212	-4.029	5.61e-05	*
zandspieringen	aan/afwezigheid	intercept	3.6143	0.8798	4.108	3.99e-05	*
		log(sediment)	-4.4492	1.1244	-3.957	7.59e-05	*
kleine pieterman	aan/afwezigheid	intercept	4.2503	1.4386	2.954	0.0031	
		log(sediment)	-5.0514	1.6115	-3.135	0.0017	*
		index (saliniteit)	-1.0023	0.5050	-1.985	0.0471	
		gebied (MVR1)	0.5414	0.6570	0.824	0.4099	
		periode (voor)	0.8689	0.4376	1.986	0.0470	
		gebied (MVR1):periode (voor)	-1.4902	0.6078	-2.452	0.0142	
pitvis	aan/afwezigheid	intercept	-5.8451	0.8691	-6.725	1.75e-11	*
		log(diepte)	2.5159	0.3676	6.844	7.70e-12	*
		stroomrichting	0.0046	0.0016	2.793	0.0052	
grondels	log(dichtheid)	intercept	2.2552	0.6473	3.483	0.0006	*
		log(sediment)	1.9185	0.7299	2.628	0.0091	
		seizoen (najaar)	1.2865	0.1548	8.308	0.0000	*
		gebied (MVR1)	-0.6319	0.2698	-2.341	0.0256	
schurftvis	aan/afwezigheid	intercept	6.1055	2.2093	2.764	0.0057	
		log(diepte)	1.6487	0.4948	3.332	0.0008	*
		log(sediment)	-6.5829	1.8695	-3.521	0.0004	*
		index (saliniteit)	-1.8616	0.6476	-2.875	0.0040	
		seizoen (najaar)	-2.2502	0.3900	-5.771	7.9e-09	*
		periode (voor)	-0.6493	0.5139	-1.264	0.2063	
		gebied (MVR1)	-3.6471	0.8453	-4.314	1.6e-05	*
		gebied (MVR1):periode (voor)	1.8290	0.6953	2.630	0.0085	
schol	log(dichtheid)	intercept	2.6595	0.3989	6.665	0.0000	*
		log(sediment)	2.0994	0.5052	4.155	0.0000	*
		periode (voor)	-0.6432	0.1485	-4.330	0.0000	*
schar	aan/afwezigheid	intercept	-3.0306	0.9472	-3.199	0.0013	*
		log(diepte)	2.7034	0.5791	4.668	3.04e-06	*
		stroomsnelheid	5.0299	2.0114	2.501	0.0124	
		gebied (MVR1)	-1.6101	0.6867	-2.345	0.0190	
		periode (voor)	-0.9697	0.4090	-2.371	0.0177	
bot	aan/afwezigheid	Intercept	-3.5083	0.8647	-4.057	4.97e-05	*
		log(sediment)	5.3788	1.1287	4.765	1.89e-06	*
		periode (voor)	-0.7084	0.2795	-2.535	0.0113	

[2] *NB: let op bij saliniteit. Door de transformatie van deze factor is de relatie omgedraaid. Een positieve parameter waarde betekent een negatieve relatie met saliniteit.*

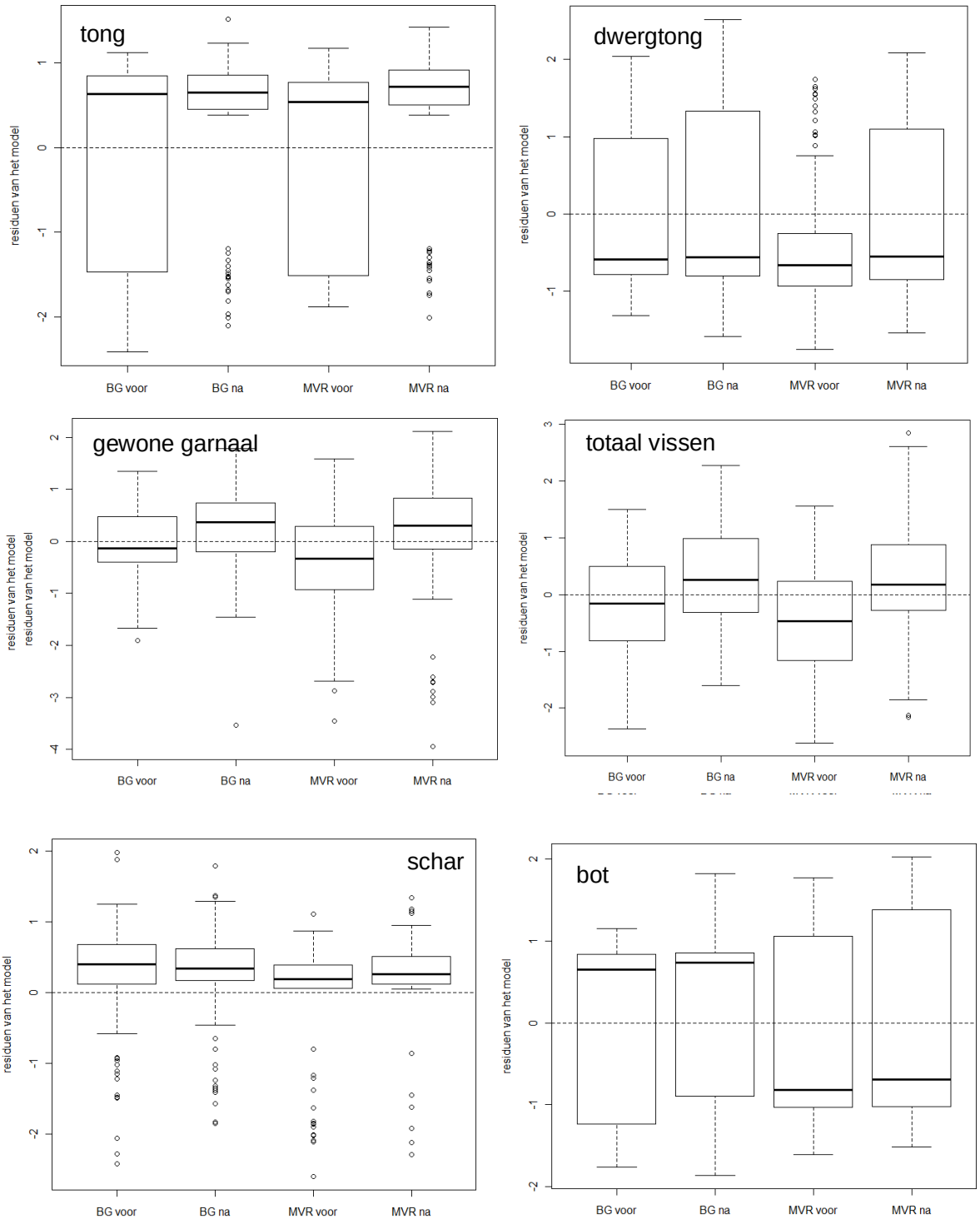
soort	respons variabele	parameter	est	SE	Z- /t-waarde	P	Bonferroni
tong	aan/afwezigheid	Intercept	-2.8325	1.2215	-2.319	0.0204	
		log(diepte)	1.0523	0.3204	3.284	0.0010	*
		log(sediment)	2.7482	1.0139	2.711	0.0067	
		seizoen (najaar)	0.6380	0.2988	2.135	0.0327	
		periode (voor)	-1.0889	0.2900	-3.756	0.0001	*
dwergtong	aan/afwezigheid	Intercept	-2.9153	0.7186	-4.057	4.97e-05	*
		log(diepte)	1.0638	0.3327	3.198	0.0013	*
		seizoen (najaar)	-0.6643	0.2989	-2.223	0.0262	
gewone garnaal	log(dichtheid)	Intercept	5.6320	0.5269	10.6876	0e+00	*
		index (saliniteit)	1.1054	0.2930	3.7719	2e-04	*
		seizoen (najaar)	1.7949	0.2034	8.8231	0e+00	*
		gebied (MVR1)	-1.0682	0.3630	-2.9428	6e-03	*
		periode (voor)	-0.8083	0.2156	-3.7477	2e-04	*
totaal vis	log(dichtheid)	Intercept	6.3997	0.3081	20.7666	0.0000	*
		index (saliniteit)	0.9314	0.1726	5.3962	0.0000	*
		seizoen (najaar)	1.3021	0.1226	10.6174	0.0000	*
		gebied (MVR1)	-0.5620	0.2057	-2.7320	0.0102	
		periode (voor)	-0.7057	0.1297	-5.4393	0.0000	*
totaal n soorten	log(aantal)	Intercept	12.958	1.7954	7.2176	0.0000	*
		log(diepte)	1.692	0.4066	4.1603	0.0000	*
		log(sediment)	-3.385	1.6291	-2.0779	0.039	
		seizoen(najaar)	-1.253	0.3667	-3.4159	0.0007	*
		gebied(MVR1)	-1.947	0.5629	-3.4588	0.0016	*

*Tabel 3.11 Samenvatting van de habitatmodellen (met Bonferroni correctie). Per soort zijn de significante factoren en hun relatie (positief + of negatief -) met de soort gegeven (NB: de in geen enkel model significante abiotische factoren stroomrichting, stroomsnelheid, bodemschuifspanning van de golven en waterstand zijn niet in de tabel opgenomen). De interactie gebied*periode was na Bonferroni correctie bij geen enkele soort significant*

	saliniteit	diepte	Sediment	seizoen	gebied	periode	gebied*periode
haring en sprot	+						
wijting	-	+					
zeedonderpad						na+	
harnasmannetje		+		najaar-		na+	
zandspieringen			-				
kleine pieterman			-				
pitvis		+					
grondels				najaar+			
schurftvis		+	-	najaar-	BG+		
schol			-			na+	
schar		+					
bot			+				
tong		-				na+	
dwergtong		+					
gewone garnaal	-			najaar+	BG+	na+	
totaal vis	-			najaar+		na+	
totaal n soorten		+		najaar-	BG+		



Figuur 3.26 Boxplots van residuen van de habitatmodellen met abiotische variabelen. De rechthoek geeft het 25 en 75 percentiel aan; de whiskers geven het 5 en 95% percentiel aan, de streep het rekenkundig gemiddelde



Figuur 3.26 Vervolg

Habitatanalyse per leeftijdscategorie: schol, schar en tong

In de bovenstaande analyses zijn habitatanalyses uitgevoerd per soort. Echter, bij veel soorten hangt het ruimtelijk gebruik af van de leeftijd. Van soorten die behoren tot het gilde van de marien juvenielen maken vooral de jongste levensfasen (0 en 1 jarigen) gebruik van de ondiepe kustwateren. Daarom is hier de ruimtelijke verdeling van deze twee leeftijdscategorieën (0 en 1 jarige) van schol, schar en tong nog eens apart onderzocht. Hiervoor zijn de data verzameld tot en met 2012 geanalyseerd.

Analyse
De analyse is vrijwel gelijk als de habitatanalyse per soort uit de vorige paragraaf. Hier worden alleen de afwijkende onderdelen aangegeven.
Verklarende factoren

- In tegenstelling tot de analyses per soort is doorzicht hier wel meegenomen als abiotische factor. In de vorige analyse is door het ontbreken van doorzichtinformatie voor een aantal trekken (en de redelijk hoge correlatie van doorzicht met andere meegenomen abiotische factoren) gekozen voor het verwijderen van deze factor. Hier is voor de trekken met missende doorzichtinformatie doorzicht geschat op basis van nabij gelegen trekken.
- Drie factoren zijn getransformeerd: saliniteit, doorzicht en diepte.
- Het aantal gebruikte trekken per survey is weergegeven in Tabel 3.12 en de uiteindelijke lijst met opgenomen verklarende factoren zijn samengevat in Tabel 3.13.

Tabel 3.12 Aantal gebruikte trekken in de habitatanalyse

	2005	2007	2009	2010	2011	2012
BG voorjaar	19	14	18	19	18	18
MVR1 voorjaar	15	15	15	15	15	13
BG najaar	18	9	18	19		18
MVR1 najaar	14	13	15	11		14

Tabel 3.13 De verklarende factoren die uiteindelijke zijn meegenomen in het habitatmodel. De waardes van alle abiotische factoren (met uitzondering van sediment) zijn ten tijde van de trek

verklarende factor	Uitleg	Bron
Diepte	diepte (meter), log-getransformeerd	waarneming tijdens trek
doorzicht	doorzicht van het water (meter), log-getransformeerd. In 17 trekken was geen doorzicht data aanwezig en is de doorzicht geschat op basis van die van de omliggende trekken.	waarneming tijdens trek
saliniteit	saliniteit op de bodem (PSU: *practical salinity unit*). Transformatie = log ((max(sal)-sal)+1). (Let op: hoge waardes duiden op lage saliniteit)	perceel abiotiek
stroomsnelheid	stroomsnelheid van het water op de bodem (meter/seconde)	perceel abiotiek
BSP_g	bodemschuifspanning van de golven (Newton/meter^2)	perceel abiotiek
waterstand	waterstand van het wateroppervlak tov NAP (meters)	perceel abiotiek
sediment	mediane korrelgrootte (Krumbein *phi*, i.e. dimensieloos), log-getransformeerd. Per treklocatie berekend door de waardes afkomstig uit de benthosbemonstering te middelen over een gebied met een straal van 1.6 km om het middelpunt van de trekken heen. Met uitzondering van drie locaties, waar geen sedimentdata voor beschikbaar waren binnen deze omtrek, hiervoor is gebied uitgebreid tot 5 km.	perceel benthos
stroomrichting	waterstroomrichting op de bodem, acht factoren (N, NO, O, ZO, Z, ZW, W, NW)	perceel abiotiek
seizoen	twee bemonsteringen per jaar (voorjaar en najaar).	
gebied	de twee onderzoeksgebieden (BG en MVR1)	
periode	voor en na het instellen van het Bodembeschermingsgebied (T0 en T1)	
gebied*periode	het te onderzoeken effect van de instelling van het Bodembeschermingsgebied	
locatie	als random factor, om te corrigeren voor de herhaalde bemonstering van alle locaties (4x voor en 7x na)	

De afhankelijke variabele en het statistisch model

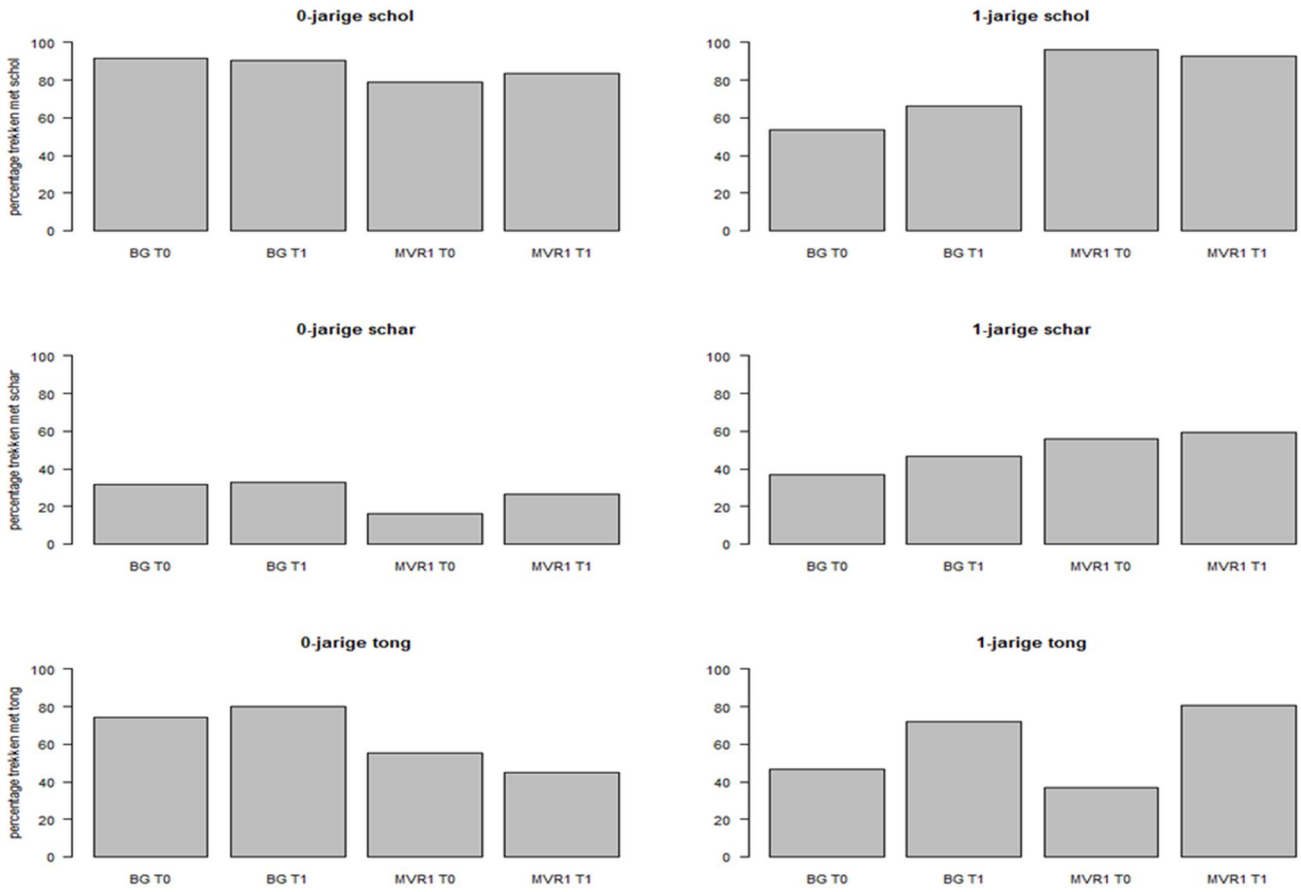
Door het relatief veel voorkomen van nultrekken in alle soorten en leeftijdscategorieën, is er voor gekozen om in plaats van dichtheden alleen aan-afwezigheid te analyseren.

Resultaten

Schol: De nuljarige schol wordt significant vaker in het najaar gevangen (in 98% van de najaarstrekken en in 78% van de voorjaarstrekken, Tabel 3.14). Dit wordt veroorzaakt doordat veel nuljarige schol in het voorjaar nog te klein is om gevangen te worden. De eenjarige schol wordt significant vaker in het voorjaar gevangen (in 93% van de voorjaarstrekken en 56% van de najaarstrekken, Tabel 3.14 en 3.15). Dit kan waarschijnlijk verklaard worden doordat oudere schol gedurende de zomer naar diepere delen (buiten de Voordelta) migreert (Poos *et al.* 2013). Deze voorkeur voor diepere delen is ook terug te zien in de sterke positieve relatie met diepte. De relatie met diepte is niet aanwezig bij de nuljarige schol; diepte noch gebied is een significante factor. Wel is de aanwezigheid van beide leeftijdscategorieën negatief gerelateerd aan doorzicht; hoe groter het doorzicht hoe kleiner de kans om schol te vangen. De aanwezigheid van nuljarige schol wordt ook beïnvloed door de stroomrichting van het water. Deze invloed hangt waarschijnlijk samen met de invloed van de getijdenstroming. De aanwezigheid van 0- en 1-jarige schol is niet veranderd door de instelling van het Bodembeschermingsgebied en is ook niet significant verschillend tussen de T0 en T1 (Figuur 3.27).

Tong: In het voorjaar is nuljarige tong niet gevangen. De nuljarige tong is in het voorjaar nog te klein om gevangen te worden. Voor de analyses van de nuljarige tong is daarom alleen met de najaarsdata gewerkt. In het najaar is de nuljarige tong in 65% van de trekken aanwezig. Beide leeftijden van tong hebben een sterk positieve relatie met diepte. De aanwezigheid van eenjarige tong neemt ook significant toe door de tijd heen. Zonder Bonferroni correctie is de aanwezigheid van eenjarige tong significant sterker toegenomen in het MVR1-gebied en leidt tot vrijwel gelijke kansen op aanwezigheid voor beide gebieden in de T1-periode (Figuur 3.27). De significantie van de interactie periode*gebied verdwijnt echter na Bonferroni correctie. Net als bij schol wordt de aanwezigheid van eenjarige tong in de vangsten ook negatief beïnvloed door het doorzicht.

Schar: De nuljarige schar is significant vaker aanwezig in de najaarstrekken. In het voorjaar is nuljarige schar slechts in 1% van de trekken gevangen (2 trekken), terwijl in het najaar nuljarige schar gevangen is in 63% van de trekken (Tabel 3.15). Dit komt doordat nuljarige schar in het voorjaar vaak nog te klein is om gevangen te worden. De eenjarige schar wordt significant vaker in het voorjaar gevangen (in 66% van de voorjaarstrekken en 30% van de najaarstrekken). Dit kan verklaard worden doordat eenjarige schar gedurende de zomer waarschijnlijk naar diepere delen (buiten de Voordelta) migreert. Deze voorkeur voor diepere delen is ook terug te zien in de sterk positieve invloed van diepte. Daarnaast wordt de aanwezigheid van eenjarige schar in de vangsten beïnvloed door de stroomrichting. De aanwezigheid van nuljarige schar is positief gerelateerd aan doorzicht en deze groep wordt vaker aangetroffen bij lagere waterstanden. Nuljarige schar is in meer trekken aanwezig in het BG-gebied dan in het MVR1-gebied, maar het instellen van het Bodembeschermingsgebied heeft niet tot een verandering in de relatieve aanwezigheid geleid (Figuur 3.27).



Figuur 3.27 Het percentage trekken met vangst per soort en leeftijdscategorie, opgedeeld per gebied (BG en MVR) en periode (T0 en T1)

*Tabel 3.14 Samenvatting van de habitatmodellen per leeftijdsklasse (met Bonferroni correctie). Per soort en leeftijdsklasse zijn de significante factoren en hun relatie (positief + of negatief -) met de soort gegeven. (NB: de nergens significante abiotische factoren saliniteit, stroomsnelheid, bodemschuifspanning van de golven en sediment zijn niet in de tabel opgenomen). De interactie gebied*periode was na Bonferroni correctie bij geen enkele soort significant. Nuljarige tong is alleen onderzocht voor de najaarsurveys, aangezien deze leeftijdsgroep in de voorjaarsurveys niet voorkomt*

		diepte	doorzicht	waterstand	stroomrichting	seizoen (najaar)	gebied (BG)	periode (T1)	gebied*periode
schol	0 jaar		-		*	+			
	1 jaar	+	-			-	-		
tong	0 jaar	+				n.v.t.	+		
	1 jaar	+	-					+	
schar	0 jaar		+	-		+	+		
	1 jaar	+			*	-			

Tabel 3.15 Resultaten van de habitatmodellen. Alleen significante factoren (p<0.05) zijn weergegeven. Voor elk model worden de parameter schattingen (est), hun standaard fout (SE), z-waarde (of Chi^2 waarde voor stroomrichting) en p-waarde getoond. De respons variabele is aan/afwezigheid. Let op: (i) de dataset van nuljarige tong bevat alleen de najaarsurvey, (ii) door de transformatie van saliniteit is de relatie omgedraaid. Een positieve parameter waarde betekent een negatieve relatie met saliniteit. Bonferroni: significantie na Bonferroni-correctie (waarbij voor zes analyses: p<0.0083)

soort	Leeftijdscategorie	parameter	est	SE	z-/Chi^2-	P	Bonferroni
schol	0 jaar	log(doorzicht)	-2.7	0.7	-4.2	<0.001	*
		stroomrichting	-	-	21.3	0.003	*
		seizoen(najaar)	4.6	1.0	4.7	<0.001	*
	1 jaar	log(diepte)	1.5	0.4	4.2	<0.001	*
		log(doorzicht)	-1.2	0.4	-2.7	0.007	*
		seizoen(najaar)	-2.8	0.4	-7.3	<0.001	*
		gebied (MVR1)	2.7	0.5	6.0	<0.001	*
tong	0 jaar	log(diepte)	1.7	0.5	3.3	0.001	*
		log(doorzicht)	-1.3	0.5	-2.5	0.01	
		gebied (MVR1)	-2.1	0.6	-3.7	<0.001	*
	1 jaar	log(diepte)	0.9	0.3	3.1	0.002	*
		log(doorzicht)	-1.0	0.3	-3.1	0.002	*
		index(-saliniteit)	0.8	0.47	2.0	0.05	
		seizoen(najaar)	-0.5	0.3	-2.0	0.04	
		gebied (MVR1)	-0.3	0.4	-0.6	0.6	
		periode(na)	1.2	0.4	3.3	<0.001	*
		gebied x periode (MVR1 na)	1.3	0.5	2.4	0.02	
schar	0 jaar	log(doorzicht)	2.6	0.5	5.0	<0.001	*
		stroomsnelheid	4.8	1.8	2.6	0.009	
		waterstand	-0.7	0.3	-2.7	0.008	*
		seizoen(najaar)	6.7	0.9	7.4	<0.001	*
		gebied(MVR1)	-2.7	0.6	-4.4	<0.001	*
		periode(na)	1.1	0.4	2.5	0.01	
	1 jaar	log(diepte)	1.9	0.3	6.8	<0.001	*
		stroomrichting	-	-	21.2	0.003	*
		seizoen(najaar)	-1.9	0.3	-6.8	<0.001	*

3.3.5.2 Analyse dichtheden op trekniveau

Analyse

De gepaarde waarnemingen zijn geanalyseerd met non-parametrische toetsen. Hier is gekozen voor Kruskal-Wallis *rank sum* toets. Bij deze toetsen is de verdeling van de data niet van belang: er wordt slechts gebruik gemaakt van het teken (plus voor een toename in dichtheid; of min voor een afname in dichtheid) en de classificering (de sterkste toename en afname krijgen de hoogste classificering, etc.). Bij deze gepaarde toetsen worden, per locatie, de gemeten dichtheid in de jaren vóór instelling vergeleken met de gemeten dichtheden ná instelling van het Bodembeschermingsgebied. Er kunnen hier meerdere keuzes worden gemaakt welke (combinaties van) jaren er worden gebruikt bij deze analyse. Aangezien de jaar-effecten groot zijn is er hier gekozen voor het vergelijken van de gemiddelden van de gemeten dichtheden per trek in de twee jaren vóór (2005 en 2007) met de gemiddelde dichtheden per trek van de drie/vier beschikbare jaren ná (2009-2012 voor voorjaar en 2009 en 2010 voor najaar) instelling van het Bodembeschermingsgebied. Door het gebruik van gepaarde toetsen worden alle (gemiddelde) verschillen in abiotische variabelen (en hun interacties) tussen monsterpunten geëlimineerd. De toetsing heeft alleen plaats gevonden op de verschillen tussen het Bodembeschermingsgebied en het referentiegebied. De paarsgewijze verschillen van het BG met het tweede referentiegebied (MVR2) worden wel getoond (Figuur 3.28).

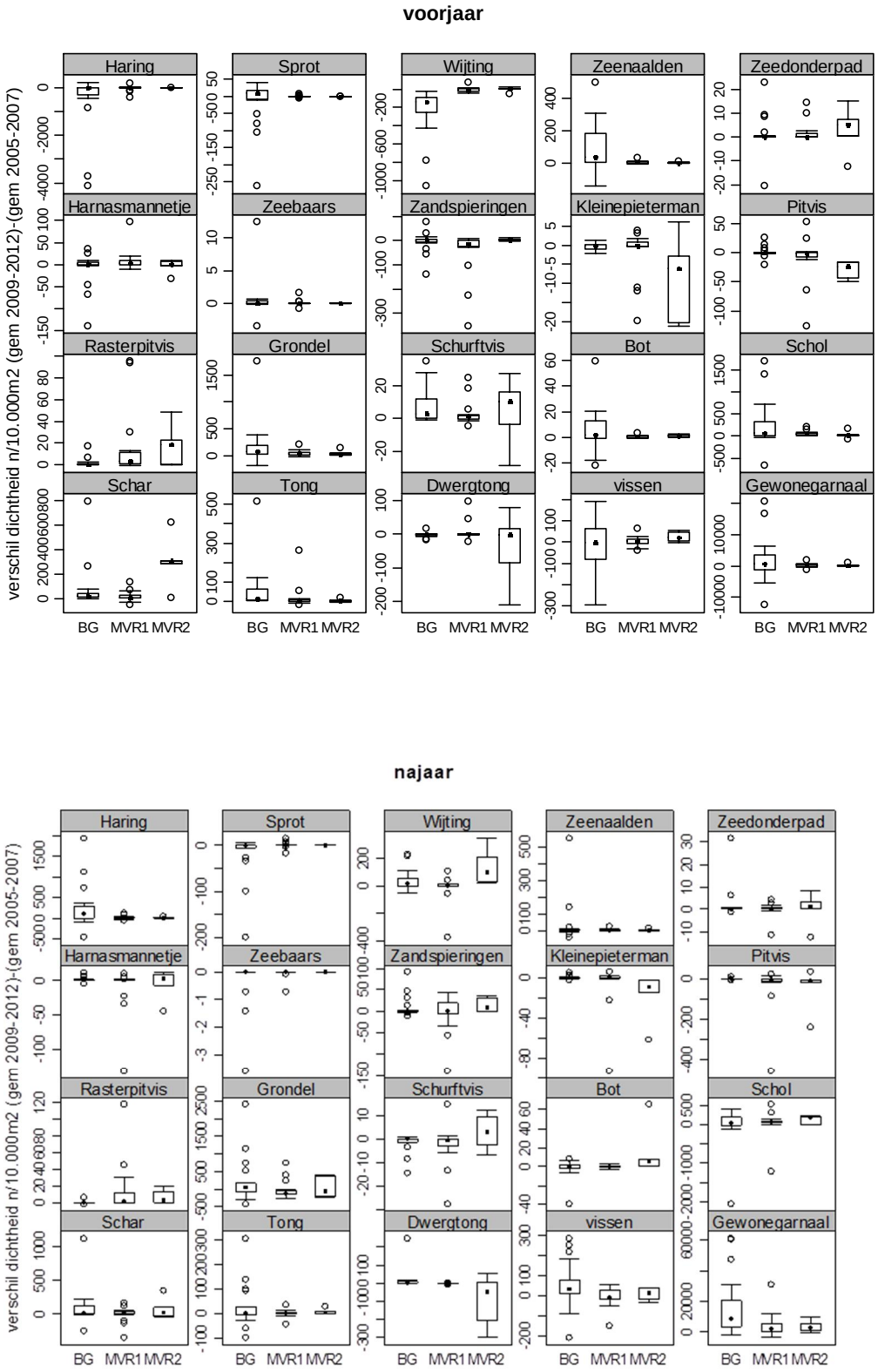
Resultaten

De vergelijkingen van trekken tussen de periode voor en na de instelling van het Bodembeschermingsgebied laten in tien van de 18 onderzochte soorten in voorjaar en/of najaar een significant verschil zien tussen de gemiddelde toe- of afname in de twee deelgebieden (Tabel 3.16). De richting van dit effect is echter verschillend (vijf keer BG<MVR1 en 5 keer BG>MVR1). Van deze vergelijkingen is er na Bonferroni correctie echter nog maar 1 significant verschillend (Tabel 3.16): de gemiddelde verandering van wijting tussen Tvoor en Tna in het voorjaar was kleiner in BG dan in MVR1.

Conclusie: Gezien het gebrek aan sterk significante interactie termen binnen de grote hoeveelheid vergelijkingen die zijn uitgevoerd voor de twee typen analyses (habitatanalyse en trek-op-trek vergelijking), concluderen we dat er geen bewijs is gevonden voor een effect van het instellen van het Bodembeschermingsgebied op het voorkomen van vis.

Tabel 3.16 Resultaten van de gepaarde waarnemingen voor het voor- en najaar. Voor elk model worden getoond de parameter schattingen (Kruskal-wallis χ^2), , de p-waarde en het verschil tussen de gebieden zonder ('verschil') en met ('verschil Bonf') Bonferroni correctie, waarbij de aangepaste P-waarde voor 40 analyses: p<0.0013

	voorjaar				najaar			
	Kruskal-wallis χ^2	P	verschil	verschil Bonf	Kruskal-wallis χ^2	P	verschil	verschil Bonf
haring	0.7827	0.3763			4.0064	0.0453	BG>MVR1	
sprot	1.6076	0.2048			1.1160	0.2908		
wijting	21.7627	0.0000	BG<MVR1	BG<MVR1	2.4578	0.1169		
zeenaalden	5.3233	0.0210	BG>MVR1		0.0703	0.7908		
zeedonderpad	0.3392	0.5603			0.6846	0.4080		
harnasmannetje	0.4350	0.5096			0.0147	0.9036		
zeebaars	1.1007	0.2941			0.8376	0.3601		
zandspieringen	4.3315	0.0374	BG>MVR1		0.7246	0.3946		
kleine pieterman	1.1343	0.2868			0.7458	0.3878		
pitvis	2.5596	0.1096			1.0088	0.3152		
rasterpitvis	7.4549	0.0063	BG<MVR1		8.9205	0.0028	BG<MVR1	
grondel	1.2707	0.2596			2.1137	0.1460		
bot	1.6920	0.1933			0.0358	0.8500		
schol	0.3275	0.5671			0.2228	0.6369		
schar	3.0684	0.0798			0.4367	0.5087		
tong	7.9907	0.0047	BG>MVR1		0.1572	0.6917		
dwergtong	4.1731	0.0411	BG<MVR1		7.8426	0.0051	BG>MVR1	
schurftvis	1.7465	0.1863			0.5522	0.4574		
vissen totaal	0.0364	0.8487			3.9305	0.0474	BG>MVR1	
gewone garnaal	0.7823	0.3765			3.6367	0.0565		



Figuur 3.28 *Resultaten van gepaarde waarnemingen in het voorjaar (boven) en najaar (onder) op trekniveau. Gemiddelde van het verschil (Tna-Tvoor) tussen het gemiddelde van de jaren voor (2005, 2007) en de jaren na (2009-2012) het instellen van het Bodembeschermingsgebied op elke treklocatie. Getallen>0 geven een toename aan, getallen <0 een afname. Getoetst is dus of de gemiddelde toe- of afname verschilde tussen BG en MVR1 (MVR2 is in deze toets buiten beschouwing gelaten)*

3.3.5.3 *Voorkomen van vis en garnaal in relatie tot de lokale visserij inspanning*

Vraag: is er een correlatie tussen lokale visserij inspanning en het voorkomen (aanwezigheid of dichtheid) van vis in de Voordelta?
In dit hoofdstuk wordt de relatie tussen de lokale visserij-inspanning en het voorkomen van vis onderzocht. Hiervoor is de indeling van de Voordelta in onderzoeksgebieden (Bodembeschermingsgebied en referentiegebieden) losgelaten. In plaats daarvan is de correlatie tussen de verspreiding van vis en de lokale visserij-inspanning onderzocht. Worden vissen meer of minder (in aanwezigheid of dichtheid) aangetroffen op plekken met veel visserij-inspanning? Voor 16 vissoorten en –groepen is onderzocht of de visserij-inspanning van de boomkorvloot op platvis (TBB) en garnaal (TBS) gecorreleerd is met het voorkomen van vis. In tegenstelling tot de analyses uit het 2012 jaarrapport is hier ook de visserijdruk van de garnalenvloot meegenomen als factor in de analyses.

Analyse
In deze analyses onderzoeken we alleen correlaties en geen causale verbanden. Als een positieve relatie tussen visserij en voorkomen van een soort gevonden wordt kan dit verschillende oorzaken hebben: visserij kan het voorkomen van de soort beïnvloed hebben en/of het voorkomen van de soort kan de visserij beïnvloed hebben, en/of beide factoren zijn (direct of indirect) veroorzaakt door een onderliggende factor. Ook een negatieve relatie kan diverse oorzaken hebben, direct of indirect (van Denderen *et al.* 2013). (Zie paragraaf 3.2.9 voor een uitgebreidere beschouwing over correlatiestudies).
De relatie met lokale visserij-inspanning is onderzocht op basis van alleen de voorjaarsdata (deze set omvat het grootst aantal jaren) van 14 soorten vis (haring en sprot gecombineerd, wijting, zeedonderpad, harnasmannetje, zandspieringen, kleine pieterman, pitvis, grondels, schurftvis, schol, schar, bot, tong en dwergtong), voor garnaal en totaal aantal vis. Als verklarende factoren worden naast de lokale visserij-inspanning van de boomkorvloot op platvis (TBB) en garnaal (TBS) ook jaar, diepte en doorzicht (ten tijde van de trek) meegenomen. Voor deze factoren is gekozen omdat die een belangrijk deel van de variatie verklaren. Door het toevoegen van deze factoren wordt de kracht van het model om een visserijeffect te verklaren verhoogd, door de residuele variantie in het model te verkleinen. Daarnaast zijn de treklocaties meegenomen als (random) verklarende factor; het toevoegen van deze factor compenseert voor het feit dat elke locatie meerdere keren is bemonsterd (max 6 keer).

<u>Verklarende factoren</u>
Visserijdruk: De visserijdruk van de boomkorvloot op garnalen (TBS) en op platvis (TBB) worden apart onderzocht. We hebben gekozen om als tijdseenheid voor de visserij-inspanning het half jaar tijdens en voorafgaand aan de survey mee te nemen. Deze tijdspanne is enigszins arbitrair. De tijdseenheid zoals gebruikt bij het Benthos-perceel (twaalf maanden) is minder geschikt voor de mobielere vissoorten. Daarom is voor de vissoorten voor de kortere tijdsperiode van zes maanden gekozen. De opwerking van de VMS-data naar inspanningsdata wordt in hoofdstuk Visserij toegelicht. De inspanning van de twee visserijen is berekend over het half jaar overlappend met en voorafgaand aan de voorjaarsurvey (januari t/m juni) op een 1x1km grid. Vervolgens is de inspanning per trekpositie van de survey geschat door de intensiteitswaarden die binnen 1 km van het middelpunt van de trek liggen (Figuur 3.29) te middelen. Per vistrek worden zo de inspanningswaarden over 1 t/m 4 nabijgelegen gridcellen genomen en gemiddeld (Figuur 3.29). Ter aanvulling is in Figuur 3.30 een overzicht gegeven van de jaarlijkse veranderingen in de lokale visserij inspanning van alle monsterpunten voor de vier gebieden apart.

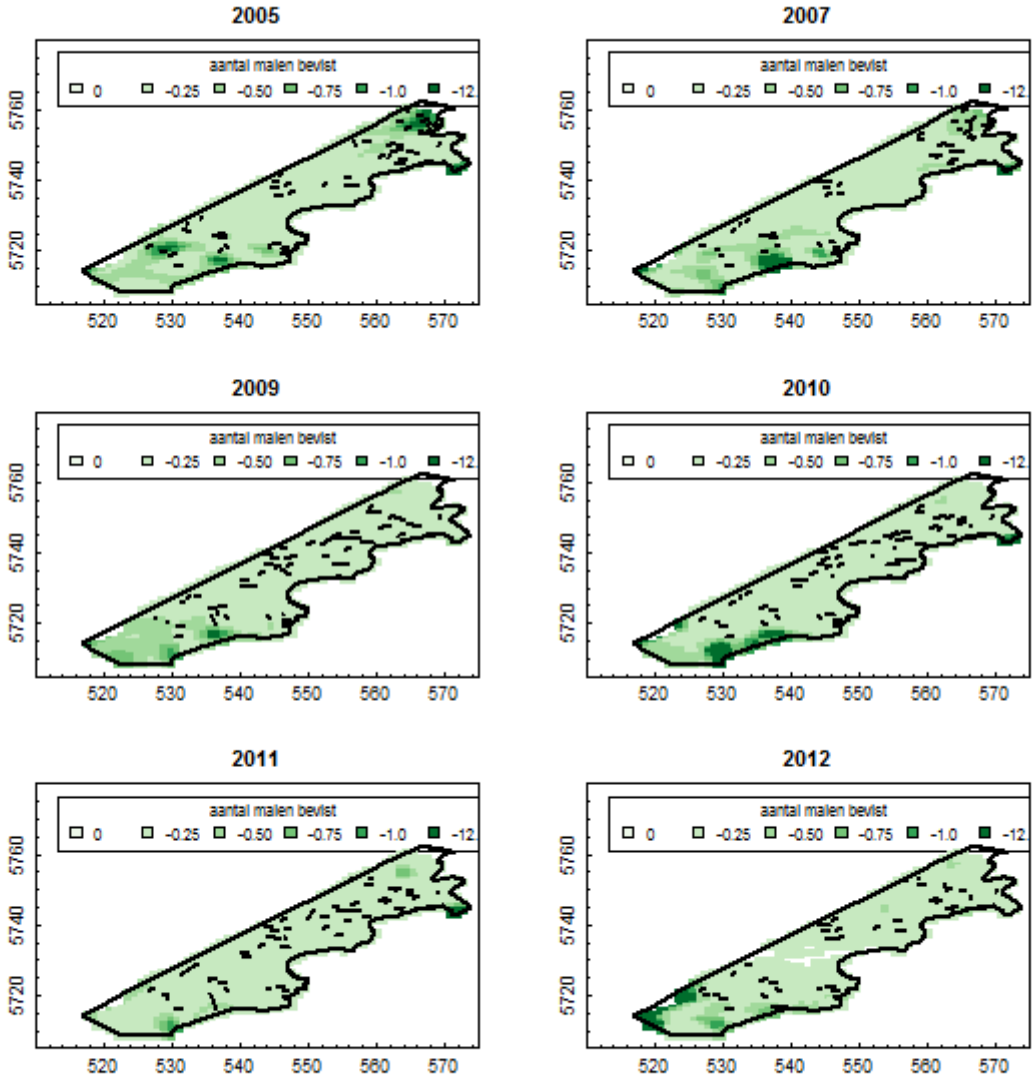
Abiotiek: Tijdens de vissurvey worden de diepte en doorzicht van elke trek genoteerd. NB: in jaarrapport 2012 zijn trekken zonder beschikbare doorzicht-informatie weggelaten uit de analyses. Hier is voor de trekken met missende informatie het doorzicht geschat op basis van de waarden van omliggende trekken. Jaar is als factor meegenomen, en niet als continue variabele, omdat de jaarklassterkte (de hoeveelheid jonge vis) sterk kan verschillen tussen jaren. Dit speelt met name bij de marien juveniele soorten, van wie de individuen in de Voordelta hoofdzakelijk jonge vis betreft.
Het aantal beschikbare trekken per survey is weergegeven in Tabel 3.17 en de lijst met verklarende factoren zijn samengevat in Tabel 3.18. Doorzicht en diepte zijn log-getransformeerd om een normale verdeling te benaderen. TBB en TBS zijn ook niet normaal verdeeld, maar door de grote hoeveelheid (bijna)nul-waarden (40-50%) kunnen deze variabelen niet adequaat getransformeerd worden. Geen van de verklarende factoren hoeft verwijderd te worden door te sterke correlatie tussen verklarende factoren onderling. De sterkste correlaties zijn tussen doorzicht en diepte (50%).

Tabel 3.17 Aantal gebruikte trekken

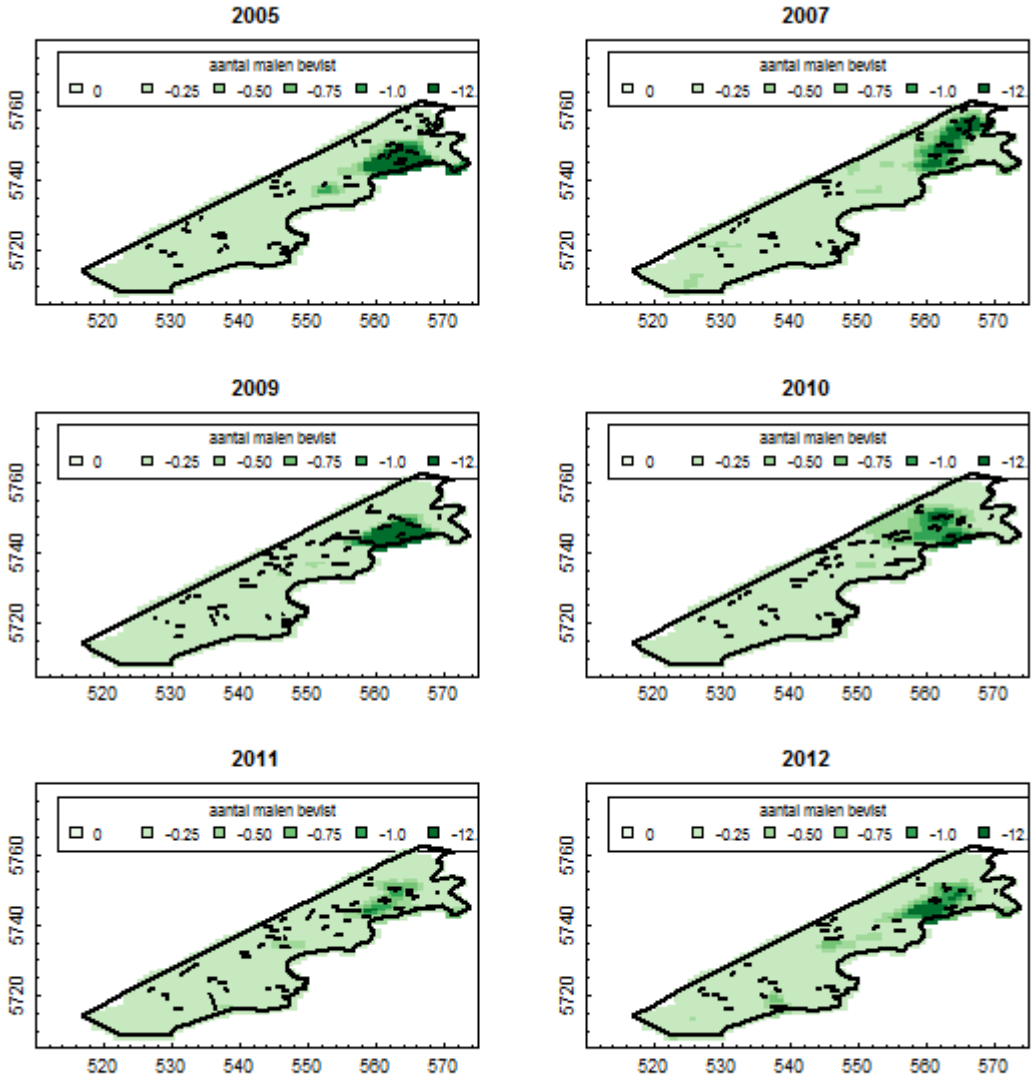
2005	2007	2009	2010	2011	2012
52	45	52	53	52	40

Tabel 3.18 De verklarende factoren die uiteindelijk zijn meegenomen in de modellen

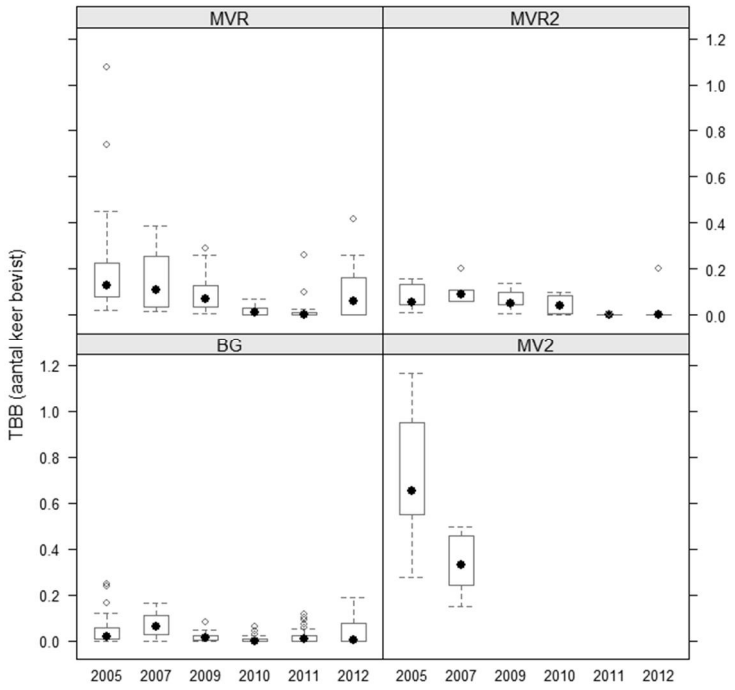
verklarende factor	Uitleg	Bron
diepte	diepte (meter), log-getransformeerd	waarneming tijdens trek
doorzicht	doorzicht van het water (meter), log-getransformeerd. In 17 gevallen was geen doorzicht data aanwezig en is de doorzicht geschat op basis van die van de omliggende trekken.	waarneming tijdens trek
TBB	het gemiddeld aantal keer bevist in een straal van 1 km, door de boomkorvloot op platvis, in de eerste jaarhelft.	VMS
TBS	het gemiddeld aantal keer bevist in een straal van 1 km, door de boomkorvloot op garnaal, in de eerste jaarhelft.	VMS
jaar	het jaar van bemonsteren (2005, 2007, 2009 t/m 2012)	
locatie	als random factor, om te corrigeren voor de herhaalde bemonstering van alle locaties (max. 6 keer)	



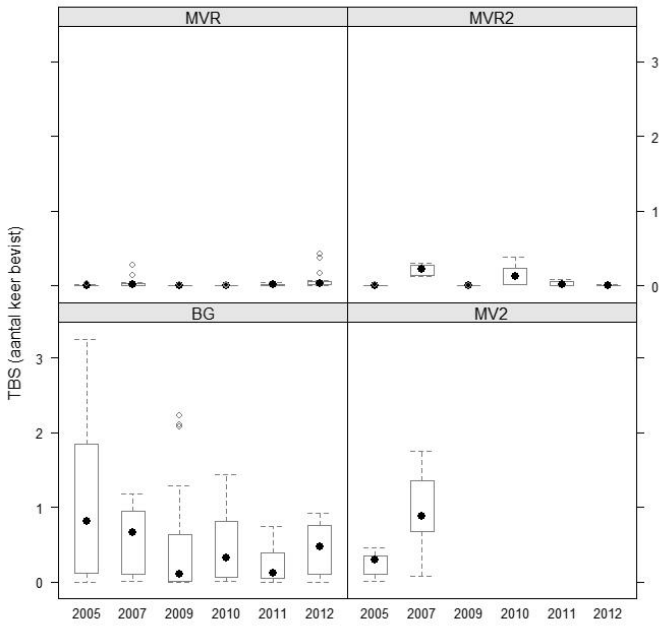
Figuur 3.29a Positie van de PMR-trekken en de visserij inspanning van de boomkorvloot op platvis (TBB) in de Voordelta, in de jaren van de voorjaarsurvey



Figuur 3.29b Positie van de PMR-trekken en de visserij inspanning van de boomkorvloot op garnaal (TBS) in de Voordelta, in de jaren van de voorjaarsurvey



Figuur 3.30a Boxplots van de visserij inspanning van de boomkorvloot vissend op platvis (TBB; gemiddeld aantal keer bevist binnen een straal van 1 km in de eerste jaarhelft), in de verschillende jaren in de vier deelgebieden. MV2 is het gebied dat uiteindelijk ingepolderd is en is dus alleen in 2005 en 2007 bemonsterd



Figuur 3.30b Boxplots van de visserij inspanning van de boomkorvloot vissend op garnalen (TBS; gemiddeld aantal keer bevist binnen een straal van 1 km in de eerste jaarhelft), in de verschillende jaren in de vier deelgebieden. MV2 is het gebied dat uiteindelijk ingepolderd is en is dus alleen in 2005 en 2007 bemonsterd

Statistisch model

Er is voor 1 van 2 modellen gekozen; ofwel uitgaande van normaal verdeelde data (dichtheden) ofwel uitgaande van binomiaal verdeelde data (aan- of afwezigheid). De keuze hiertussen is bepaald door de hoeveelheid nultrekken (trekken zonder vis) in de dataset; bij een grote hoeveelheid nultrekken is gewerkt met een model dat de aan/afwezigheid beschrijft (binomiaal), bij weinig nultrekken kon de dichtheid als response variabele gebruikt worden. Beide gevallen hebben we met zogenaamde *generalized linear mixed effect* ofwel hiërarchische modellen geanalyseerd. In deze modellen zitten naast *fixed* factoren (die factoren waar we in geïnteresseerd zijn; TBB, TBS, jaar, doorzicht en diepte) ook een *random* factor (factoren waar we niet in geïnteresseerd zijn maar die wel bijdragen aan de variatie: locatie).

Voor de soorten schol, garnaal, grondels en totaal aantal vis zijn de log-getransformeerde dichtheden gebruikt. Deze vijf worden geanalyseerd in een *mixed effect model* met een *gaussian* foutenstructuur (R pakket nlme, met model lme). De overige soorten hebben teveel nulwaarden om als normaal verdeelde data gebruikt te kunnen worden. Van deze soorten wordt de aan- en afwezigheid onderzocht in een *generalized mixed effect model* met een binomiale foutenstructuur (R pakket lme4, met model lmer). De niet-significante variabelen zijn één voor één verwijderd, totdat alle overgebleven factoren in het model significant waren.

Resultaten

Alle soort(groep)en zijn significant gerelateerd aan minimaal één van de factoren (Tabel 3.19 voor details en 3.20 voor de samenvatting). Jaar is voor bijna alle soorten significant. Veertien soort(groep)en hebben een significante relatie met diepte, waarbij zowel positieve als negatieve relaties voorkomen. Vier soort(groep)en zijn significant gerelateerd aan doorzicht. Voor drie soorten is een significant relatie met de visserij intensiteit van de boomkorvloot op platvis (TBB) gevonden; zandspiering wordt minder aangetroffen in gebieden met hoge visserij intensiteit, en grondels en garnaal juist meer. Voor vier soorten is er een significant relatie met de visserij intensiteit van de boomkorvloot op garnaal (TBS) gevonden; zandspiering wordt minder aangetroffen in gebieden met hoge visserij intensiteit, en bot, garnaal en totale hoeveelheid vis juist meer.

Conclusie: *negatieve* **correlaties met de boomkorvisserij inspanning zijn gevonden voor: aan/afwezigheid zandspiering.** *Positieve* **correlaties met de boomkorvisserij inspanning zijn gevonden voor: dichtheid grondels en aan/afwezigheid garnaal.** *Negatieve* **correlaties met de garnalenvisserij inspanning zijn gevonden voor: aan/afwezigheid zandspiering.** *Positieve* **correlaties met de garnalenvisserij inspanning zijn gevonden voor: aan/afwezigheid bot, garnaal en totale dichtheid vis.**

Tabel 3.19 Resultaten van de modellen met lokale visserij-inspanning. Alleen significante factoren (P<0.05) zijn weergegeven. Voor elk model worden de parameter schattingen (est), hun standaard fout (SE), de t-waarde (voor modellen met Gaussian verdeling) of z-waarde (voor modellen met binomiale verdeling) en de P-waarde getoond. Voor jaar worden geen parameterschattingen gegeven, omdat de gegevens voor deze variabele (i.e., een factor met 6 niveaus) de tabel onoverzichtelijk maken en weinig relevante informatie toevoegen. Bonferroni toont de significantie na Bonferroni correctie, waarbij voor 16 analyses: p<0.0031

Soort	respons variabele	parameter	est	SE	Z-/t-waarde	P	Bonferroni
haring/sprot	aan-/afwezigheid	log(diepte)	-2.27	0.39	-5.85	<0.001	*
		log(zicht)	-2.07	0.46	-4.51	<0.001	*
		factor(jaar)				*	*
wijting	aan-/afwezigheid	log(diepte)	1.35	0.41	3.27	0.001	*
		log(zicht)	-2.27	0.50	-4.56	<0.001	*
		factor(jaar)				*	*
zeedonderpad	aan-/afwezigheid	log(diepte)	1.90	0.47	4.03	<0.001	*
		factor(jaar)				*	*
harnasmannetje	aan-/afwezigheid	log(diepte)	1.25	0.34	3.68	<0.001	*
		log(zicht)	-0.83	0.37	-2.26	0.024	
		TBB	2.55	1.04	2.45	0.014	
		factor(jaar)				*	
zandspieringen	aan-/afwezigheid	log(diepte)	-0.69	0.26	-2.63	0.008	
		TBB	-3.37	1.14	-2.96	0.003	*
		TBS	-1.18	0.34	-3.49	<0.001	*
		factor(jaar)				*	*
kleine pieterman	aan-/afwezigheid	log(zicht)	1.44	0.33	4.34	<0.001	*
pitvis	aan-/afwezigheid	log(diepte)	3.20	0.41	7.76	<0.001	*
		factor(jaar)				*	
grondels	log(dichtheid)	log(diepte)	-0.76	0.18	-4.21	<0.001	*
		TBB	1.75	0.49	3.60	<0.001	*
		TBS	0.35	0.17	2.07	0.04	
		factor(jaar)				*	*
schurftvis	aan-/afwezigheid	log(diepte)	2.73	0.49	5.61	<0.001	*
		factor(jaar)				*	*
schol	log(dichtheid)	log(diepte)	-0.76	0.16	-4.87	<0.001	*
		factor(jaar)				*	*
schar	aan-/afwezigheid	log(diepte)	4.09	0.79	5.20	<0.00	*

Soort	respons variabele	parameter	est	SE	Z-/t-waarde	P	Bonferroni
						1	
		factor(jaar)				*	*
bot	aan-/afwezigheid	log(diepte)	-0.95	0.31	-3.05	0.002	*
		TBB	2.49	0.96	2.60	0.009	
		TBS	2.02	0.54	3.71	<0.001	*
		factor(jaar)				*	*
tong	aan-/afwezigheid	log(diepte)	0.92	0.27	3.45	<0.001	*
		TBS	1.02	0.33	3.12	0.002	
		factor(jaar)				*	*
dwergtong	aan-/afwezigheid	log(diepte)	3.30	0.47	7.04	<0.001	*
		factor(jaar)				*	*
garnaal	aan-/afwezigheid	log(diepte)	-1.61	0.25	-6.36	<0.001	*
		log(zicht)	-0.82	0.28	.95	0.004	
		TBB	2.20	0.67	3.27	0.001	*
		TBS	1.10	0.24	4.56	<0.001	*
		factor(jaar)				*	*
totaal vis	log(dichtheid)	log(zicht)	-0.37	0.12	-3.01	0.003	*
		TBB	0.96	0.34	2.85	0.005	
		TBS	0.38	0.12	3.15	0.002	*
		factor(jaar)				*	*

Statistisch model

Er is voor 1 van 2 modellen gekozen; ofwel uitgaande van normaal verdeelde data (dichtheden) ofwel uitgaande van binomiaal verdeelde data (aan- of afwezigheid). De keuze hiertussen is bepaald door de hoeveelheid nultrekken (trekken zonder vis) in de dataset; bij een grote hoeveelheid nultrekken is gewerkt met een model dat de aan/afwezigheid beschrijft (binomiaal), bij weinig nultrekken kon de dichtheid als response variabele gebruikt worden. Beide gevallen hebben we met zogenaamde *generalized linear mixed effect* ofwel hiërarchische modellen geanalyseerd. In deze modellen zitten naast *fixed* factoren (die factoren waar we in geïnteresseerd zijn; TBB, TBS, jaar, doorzicht en diepte) ook een *random* factor (factoren waar we niet in geïnteresseerd zijn maar die wel bijdragen aan de variatie: locatie).

Voor de soorten schol, garnaal, grondels en totaal aantal vis zijn de log-getransformeerde dichtheden gebruikt. Deze vijf worden geanalyseerd in een *mixed effect model* met een *gaussian* foutenstructuur (R pakket nlme, met model lme). De overige soorten hebben teveel nulwaarden om als normaal verdeelde data gebruikt te kunnen worden. Van deze soorten wordt de aan- en afwezigheid onderzocht in een *generalized mixed effect model* met een binomiale foutenstructuur (R pakket lme4, met model lmer). De niet-significante variabelen zijn één voor één verwijderd, totdat alle overgebleven factoren in het model significant waren.

Resultaten
Alle soort(groep)en zijn significant gerelateerd aan minimaal één van de factoren (Tabel 3.19 voor details en Tabel 3.20 voor de samenvatting). Jaar is voor bijna alle soorten significant. Veertien soort(groep)en hebben een significante relatie met diepte, waarbij zowel positieve als negatieve relaties voorkomen. Vier soort(groep)en zijn significant gerelateerd aan doorzicht. Voor drie soorten is een significant relatie met de visserij intensiteit van de boomkorvloot op platvis (TBB) gevonden; zandspiering wordt minder aangetroffen in gebieden met hoge visserij intensiteit, en grondels en garnaal juist meer. Voor vier soorten is er een significant relatie met de visserij intensiteit van de boomkorvloot op garnaal (TBS) gevonden; zandspiering wordt minder aangetroffen in gebieden met hoge visserij intensiteit, en bot, garnaal en totale hoeveelheid vis juist meer.
Conclusie: *negatieve* **correlaties met de boomkorvisserij inspanning zijn gevonden voor: aan/afwezigheid zandspiering.** *Positieve* **correlaties met de boomkorvisserij inspanning zijn gevonden voor: dichtheid grondels en aan/afwezigheid garnaal.** *Negatieve* **correlaties met de garnalenvisserij inspanning zijn gevonden voor: aan/afwezigheid zandspiering.** *Positieve* **correlaties met de garnalenvisserij inspanning zijn gevonden voor: aan/afwezigheid bot, garnaal en totale dichtheid vis.**

*Tabel 3.20 Samenvatting van de modellen voor visserij-inspanning. Per soort zijn de significante factoren (na Bonferroni correctie) en hun relatie (positief + of negatief -, of voor jaar: * als minimaal 2 jaren significant van elkaar verschillen) met de soort gegeven*

	diepte	zicht	jaar	TBB	TBS
haring en sprot	-	-	*		
wijting	+	-	*		
zeedonderpad	+		*		
harnasmannetje	+				
zandspieringen	-		*	-	-
kleine pieterman		+			
pitvis	+		*		
grondels	-		*	+	
schurftvis	+		*		
schol	-		*		
schar	+		*		
bot	-		*		+
tong	+		*		
dwergtong	+		*		
garnaal	-		*	+	+
totaal vis		-	*		+

3.3.5.4 *Voorkomen van zandspiering (uit de bodemschaafbemonstering) in relatie tot de lokale visserij inspanning en abiotiek*

Vraag: is er een correlatie tussen lokale visserij inspanning en het voorkomen (aanwezigheid of dichtheid) van ingegraven zandspiering in de Voordelta?
De benthossurvey vindt met name plaats in september en oktober, dat wil dus zeggen tijdens de periode waarin zandspiering ingegraven zit in het zand (zie 1.5). Dit betekent dat de benthossurvey (met de schaaf) zeer geschikt is om de verspreiding van zandspiering in de Voordelta te onderzoeken. Gezien het belang van zandspiering als voedsel voor vogels zal deze groep vissen in dit rapport meer in detail onderzocht worden met de gegevens vanuit de benthosbemonstering (ook de zandspieringgegevens uit de visbemonstering zijn geanalyseerd, zie 3.6.1. Echter, aan de interpretatie hiervan kleven, zoals bij alle pelagische soorten beperkingen. Zandspiering is echter pas vanaf 2009 (in de T1) in de benthossurvey bemonsterd en gedetermineerd. Voor de T1 hebben we de relatie van de visserij (boomkorvisserij op platvis en op garnaal) en van abiotische factoren met de verspreiding van smelt, Noorse en kleine zandspiering in de Voordelta onderzocht.

Analyse
Onderzocht is of de verspreiding van zandspiering significant gecorreleerd is met visserij-intensiteit in de Voordelta. Het gaat hierbij dus alleen om correlatief onderzoek, waarbij geen causale verbanden aangetoond kunnen worden. Door het toevoegen van de abiotische factoren wordt de kracht van het model verhoogd, door de residuele variatie in het model te verkleinen. Ook onderzoeken we in hoeverre de verdeling van zandspiering samenhangt met (vanuit de literatuur) bekende en onbekende abiotische factoren. Daarnaast zijn de monsterlocaties meegenomen als verklarende factor; het toevoegen van deze factor compenseert voor het feit dat elke locatie meerdere keren is bemonsterd. Door ook jaar mee te nemen onderzoeken we of de aanwezigheid van zandspiering door de tijd heen (sinds 2009) veranderd is.

Als verklarende factoren zijn onderzocht:
(a) De abiotische factoren diepte, sedimentkorrelgrootte, percentage silt (<63µm), grof (500-1000 µm), medium (250-500µm), fijn (125-250µm) en zeer fijn zand (63-µm) en het percentage van het sediment dat volgens de literatuur de voorkeur heeft van zandspiering; medium en grof zand (mgzand; 250-1000 µm). Deze parameters zijn tijdens de benthos-survey bepaald. Deze mate van detail is nodig omdat de verschillende sedimentvariabelen verschillende relaties met de verspreiding van zandspieringsoorten kunnen hebben (zie 1.5);
(b) De abiotische factoren doorzicht, temperatuur, saliniteit, stroomsnelheid, bodemschuifspanning van de golven en van de stromingen uit de modelschattingen en
(c) de visserij-inspanning van de boomkorvloot en garnalenvloot. Hiervoor is de inspanning (aantal keer bevist) over het jaar voorafgaand aan de survey (van september t/m augustus) gebruikt. Deze tijdseenheid voor inspanning is dezelfde als gebruikt binnen de analyses van perceel benthos. Immers, zandspieringen zijn zeer honkvast (zie 1.5) en het ruimtelijke gebruik van zandspiering komt dus meer overeen met benthische soorten dan met vissoorten.

<u>Verklarende factoren</u>
De abiotische informatie komt uit de volgende bronnen:
Sediment data en informatie over diepte zijn afkomstig uit de benthossurvey (Hoofdstuk Benthos). De fractie zeer grof zand (1000-2000 µm) is niet bepaald in de benthossurvey.
Het perceel abiotiek heeft per locatie informatie geleverd over de overige abiotische factoren (modeloutput). Hiervoor hebben we het gemiddelde, het minimum, het maximum, het

gemiddelde van de 25% laagste waardes (Q1 genaamd hier) en het gemiddelde van de 25% hoogste waardes (Q3 genaamd hier) van de betreffende factor in de maand voorafgaand aan de bemonstering geanalyseerd. De reden dat ook saliniteit mee is genomen is dat de afvoer van zoet water vanuit het Haringvliet een rol kan spelen. De reden dat bodemschuifspanning door golven mee is genomen is dat deze ook (naast stroomsnelheid) een effect op de fractie silt in de bodem kan hebben. Zandspiering is zeer honkvast. Daarom nemen we naast gemiddelden ook de extremen van de maand voorafgaand aan de survey te onderzoeken; minima, maxima en de Q1 en Q3 waardes. Het idee hier achter is dat invloed van extreme waarden in abiotische variabelen kunnen doorwerken; extreme omstandigheden (die bijvoorbeeld leiden tot grote verplaatsing of sterfte) worden dan verdisconteerd. De periode van 1 maand is arbitrair gekozen.

Een groot aantal factoren is afgevallen door autocorrelatie met andere factoren:

- Bodemschuifspanning als gevolg van stroming (bsps) is sterk gecorreleerd (90%) met stroomsnelheid (en ook alle deelvariabelen, dus gemiddelde bsps is gecorreleerd met gemiddelde stroomsnelheid, etc.). Alle bsps-variabelen zijn daarom verwijderd.
- Gemiddelde stroomsnelheid is sterk gecorreleerd met maximale, Q3 en Q1 stroomsnelheid (90-100%). Minimale stroomsnelheid is alleen sterk gecorreleerd met Q1-stroomsnelheid. Aangezien lage stroomsnelheden een belangrijke factor kunnen zijn (door een invloed op de bodemsamenstelling, zie 1.5), worden gemiddelde en minimale stroomsnelheid meegenomen.
- De factoren met betrekking tot bodemschuifspanning van de golven (bspg) hebben een lage correlatie met de stroomsnelheid (<20%). Gemiddelde bspg is sterk gecorreleerd met maximale en Q3 bspg. Minimale en Q1 bspg zijn sterk gecorreleerd, waarbij de minimale bspg wel veel nulwaardes bevat. Ook bspg zou vooral bij lage waardes een sterke relatie met zandspiering kunnen hebben (door een effect op de bodemsamenstelling). Daarom zijn gemiddelde en Q1 bspg meegenomen.
- De meeste sedimentparameters zijn sterk gecorreleerd. Met name de mediane korrelgrootte (phi, zoals ook gebruikt in het habitatmodel) is sterk gecorreleerd met alle sedimentparameters, met uitzondering van fijn zand. Aangezien een sterke relatie van zandspiering met silt en favoriet zand (combinatie van medium en grof zand) te verwachten is, zijn deze twee factoren apart meegenomen. Onderling hebben ze een correlatie van -50%.
- Alle saliniteitsparameters zijn sterk aan elkaar gecorreleerd (80-100%). Gemiddelde saliniteit is 90-100% gecorreleerd met de andere saliniteitsparameters. Alleen gemiddelde saliniteit is daarom meegenomen.

Niet normaal verdeelde variabelen zijn getransformeerd, met een transformatie die het best werkte voor die variabele. Drie factoren zijn log-getransformeerd: saliniteit, doorzicht en diepte. De bodemschuifspanning van de golven is ook niet normaal verdeeld, maar door de grote hoeveelheid nul-waarden kon deze variabele niet getransformeerd worden. De bevissing door de boomkorvloot op platvis (TBB) en garnaal (TBS) is 4^e wortel getransformeerd. De uiteindelijke opgenomen verklarende factoren zijn weergegeven in Tabel 3.21.

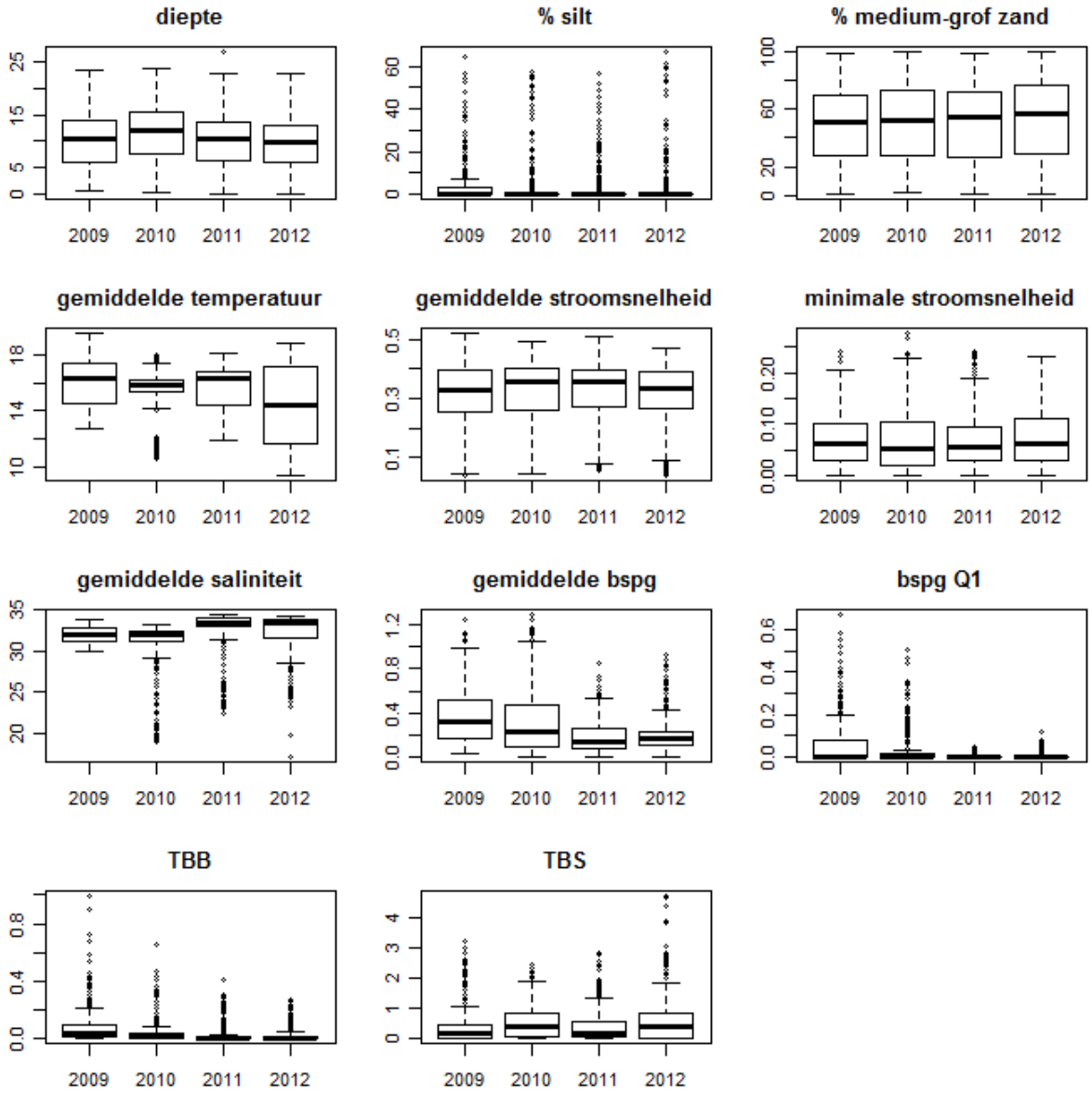
Jaar is (in tegenstelling tot de analyses in 3.6.3), als continue variabele meegenomen, omdat de zandspiering gevangen in de Voordelta de adulte populatie betreft, waarbij het belang van correctie voor verschillen in jaarklassterkte tussen de jaren niet zo groot is. Door jaar als continue variabele mee te nemen kan ook de veranderingen in aanwezigheid van zandspiering door de jaren heen onderzocht worden.

Gezien de grote hoeveelheid beschikbare datapunten (1513 in totaal over de 4 jaar), zijn datapunten verwijderd waarvoor een van de meegenomen verklarende factoren niet beschikbaar is. Dit waren over de 4 jaren 23 punten waarvoor geen nabijgelegen

bevissingsdata (TBS en TBB) beschikbaar waren, 99 monsterpunten waarvoor geen informatie over de bodemschuifspanning van de golven berekend kon worden en 5 monsterpunten zonder sedimentdata.

Tabel 3.21 De verklarende factoren die uiteindelijke zijn meegenomen in het statistisch model. De berekende abiotische factoren zijn gemiddeld over de maand voorafgaand aan de survey

factor	uitleg	Bron
diepte	diepte (meter)	waarneming tijdens bemonstering
silt	percentage vh sediment dat een korrelgrootte van minder dan 63 µm heeft	Monster
mgzand	percentage vh sediment dat een korrelgrootte van 250-1000 µm heeft, i.e., medium (m) en grof (g) zand. Log-getransformeerd: log(mgzand)	Monster
gem_sal	gemiddelde saliniteit op de bodem (PSU: *practical salinity unit*)	perceel abiotiek
gem_temp	gemiddelde temperatuur op de bodem (˚C)	perceel abiotiek
gem_stroomsn	gemiddelde stroomsnelheid van het water op de bodem (meter/seconde)	perceel abiotiek
min_stroomsn	minimum stroomsnelheid van het water op de bodem (meter/seconde). Log-getransformeerd: log(min_stroomsn+0.1)	perceel abiotiek
gem_bspg	gemiddelde bodemschuifspanning van de golven (Newton/meter^2). Log-getransformeerd: log(gem_bspg+0.001)	perceel abiotiek
bspg_Q1	gemiddelde van het 1^e percentiel bodemschuifspanning van de golven (Newton/meter^2)	perceel abiotiek
TBB	aantal keren bevist door de boomkorvisserij op platvis, over de 12 maanden voorafgaand aan de survey (sept-aug). Vierdewortel-transformatie: TBB$^{1/4}$	VMS (hoofdstuk Visserij)
TBS	aantal keren bevist door de garnalenvloot, over de 12 maanden voorafgaand aan de survey (sept-aug). Vierdewortel-transformatie: TBS$^{1/4}$	VMS (hoofdstuk Visserij)
jaar	het jaar van bemonstering	
locatie	locatie, als random factor, om te corrigeren voor de herhaalde bemonstering van alle locaties	



Figuur 3.31 Boxplots per jaar over het gehele surveygebied van het benthosprogramma. De rechthoek geeft het 25 en 75 percentiel aan, de whiskers geven het 5 en 95% percentiel aan, de horizontale lijnen het rekenkundig gemiddelde en de stippen uitbijters. Let op: dit zijn de niet-getransformeerde waardes

De afhankelijke variabele

De data zijn door de grote hoeveelheden monsterpunten zonder zandspiering alleen geschikt om aan-/afwezigheid van de zandspieringsoorten te onderzoeken. Noorse zandspiering is in 24% van de trekken aangetroffen, kleine zandspiering in 20% en smelt in 7% (Tabel 3.22). Afgaand op de literatuur en Figuur 3.31 is de Voordelta geen ideaal habitat voor zandspieringen: de gemiddelde stroomsnelheden liggen op alle monsterpunten onder de favoriete stroomsnelheid (i.e., hoger dan 0.6 meter per seconde). Met name voor Noorse zandspiering lijkt het gebied niet erg geschikt, aangezien het ondieper is dan de favoriete diepte (30-70 meter) en maar 20% van de trekken dieper ligt dan de (in de literatuur bekende) grens qua diepte: minimaal 15 meter. (Hierbij moet worden opgemerkt dat Noorse zandspiering ook in deze ondiepere gebieden alsnog in 17% van de trekken voorkomt.) Het

sediment lijkt wel erg geschikt voor alle soorten: 79% van de locaties hebben een silt percentage van minder dan 2%.

Tabel 3.22 Aantal gebruikte locaties in de analyse en percentage locaties met noorse en kleine zandspiering en smelt

	2009	2010	2011	2012	totaal
Aantal trekken	380	378	376	379	1513
% met Noors	32%	24%	21%	20%	24%
% met Klein	19%	20%	27%	14%	20%
% met Smelt	8%	3%	5%	12%	7%

Het statistisch model

We hebben gekozen voor een model dat uitgaat van binomiaal verdeelde data (aan- of afwezigheid). De keuze hiervoor is bepaald door de grote hoeveelheid nultrekken (trekken zonder vis) in de dataset. De aan- en afwezigheid wordt per soort onderzocht in een *generalized linear mixed effect model* met een binaire respons distributie en een logit link functie. In deze modellen zitten naast *fixed* factoren (die factoren waar we in geïnteresseerd zijn) ook een *random* factor (factoren waar we niet in geïnteresseerd zijn maar die wel bijdragen aan de variatie).

Bij de interpretatie van de resultaten moet er rekening mee worden gehouden worden, dat alleen hele, niet-beschadigde zandspieringen meegenomen zijn. Bij de bemonstering door de bodemschaaf worden zandspieringen vaak beschadigd. Alleen gave exemplaren kunnen gedetermineerd worden, omdat bij determinatie naar soortsniveau kenmerken van de hele vis gebruikt worden. In 2012 werd bijvoorbeeld in 53% van de trekken zandspiering aangetroffen, terwijl maar in 39% van de trekken determineerbare zandspieringen zaten. Er is echter wel een significante en positieve relatie tussen de hoeveelheid kapotte en hele zandspieringen (waarbij er gemiddeld grofweg 1.5 meer kapotte dan hele zandspieringen in een monster voorkomen). Met de aanname dat de fractie beschadigde zandspieringen (die niet zijn meegenomen in de analyses) in de survey niet veranderd is in de tijd, nemen we aan dat de dataset van de gedetermineerde (niet-beschadigde) zandspieringen geschikt is om de verspreiding van alle (beschadigd en niet-beschadigd) zandspieringen over de Voordelta te onderzoeken.

Als *fixed factors* zijn jaar, visserij-inspanning van de boomkorvloot op platvis en op garnalen en de abiotische factoren toegevoegd, zoals gegeven in Tabel 3.21. Monsterlocatie is als *random factor* toegevoegd; hiermee wordt gecorrigeerd voor het feit dat elke locatie maximaal vier keer bemonsterd is. Niet-significante *fixed* variabelen zijn één voor één verwijderd, totdat alle overgebleven factoren significant waren.

Resultaten

Voor Noorse en kleine zandspiering is een negatieve relatie met de visserij-inspanning van de boomkorvloot op platvis (TBB) gevonden Tabel 3.23 en Tabel 3.24). Hoe intensiever de bevissing door deze vloot in de zes maanden voorafgaand aan de survey, hoe minder zandspiering is aangetroffen. Voor smelt is een negatieve relatie met de visserij-inspanning van de garnalenvloot (TBS) gevonden. De kans op aanwezigheid van zandspiering nam af met toenemende visserij intensiteit (Figuur 3.32 en Figuur 3.33). Zonder Bonferroni correctie is voor de relaties tussen smelt en TBB en tussen kleine zandspiering en TBS ook een

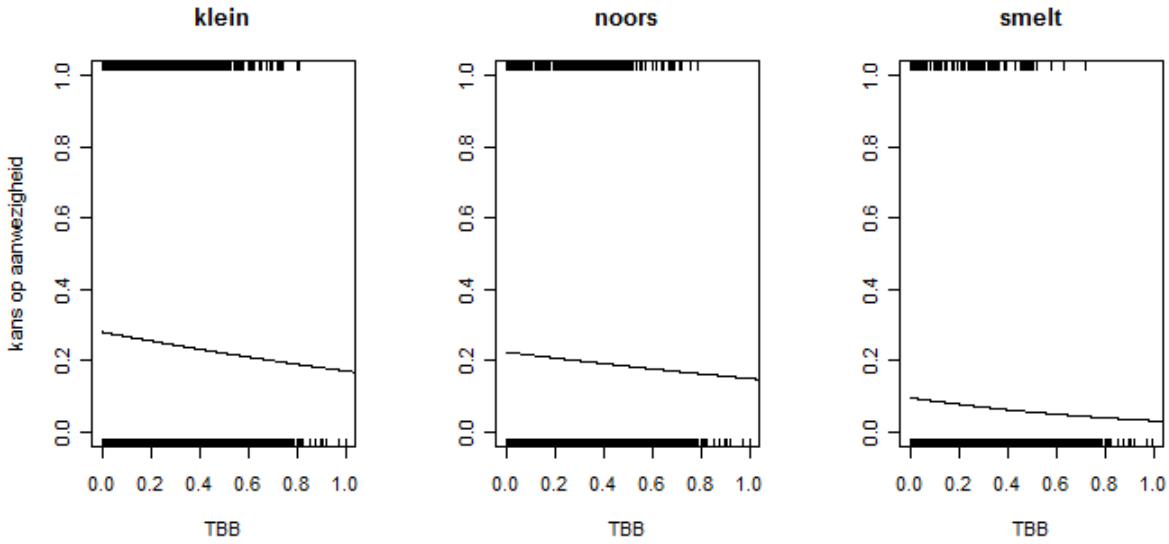
negatieve relatie gevonden (Tabel 3.23). Eenzelfde negatieve relatie is gevonden voor TBB en TBS met de zandspiering (de drie soorten samengevoegd) in de vissurvey in het voorjaar (Tabel 3.19), ondanks de ongeschiktheid van de garnalenkor voor het monitoren van deze soorten. Deze analyses samen wijzen op een consistente negatieve relatie tussen visserij en het voorkomen van zandspiering in de Voordelta.
Ook andere factoren waren significant gerelateerd aan het voorkomen van zandspiering. Het aantal locaties met Noorse en kleine zandspiering nam significant af tussen 2009 en 2012. Ook is voor kleine en Noorse zandspiering een negatieve relatie met de fractie silt in het sediment gevonden en voor alle soorten een positieve relatie met de fractie medium tot grof zand (250-1000 µm, Tabel 3.24). De relaties met diepte (positief voor Noorse en negatief voor kleine zandspiering) en stroomsnelheid (positief voor kleine en Noorse zandspiering) komen overeen met de verwachting vanuit de literatuur (paragraaf 3.1.5). De aanwezigheid van Noorse zandspiering en smelt is positief gerelateerd aan saliniteit. Wellicht kan dit verklaard worden door de uitstroom van zoet water bij de Haringvlietmonding. Smelt en kleine zandspiering komen meer voor op locaties met hogere gemiddelde bodemschuifspanning van de golven en lagere gemiddelde temperaturen.
Conclusie: er is een negatieve correlatie tussen het voorkomen van zandspiering en inspanning door zowel de boomkor- als de garnalenvisserij

Tabel 3.23 Resultaten van de modellen met lokale visserij-inspanning. Alleen significante factoren (P<0.05) zijn weergegeven. Voor elk model worden de parameter schattingen (schatting), hun standaard fout, de z-waarde en de P-waarde getoond. Bonferroni: significantie na Bonferroni-correctie (waarbij voor drie analyses: p<0.017)

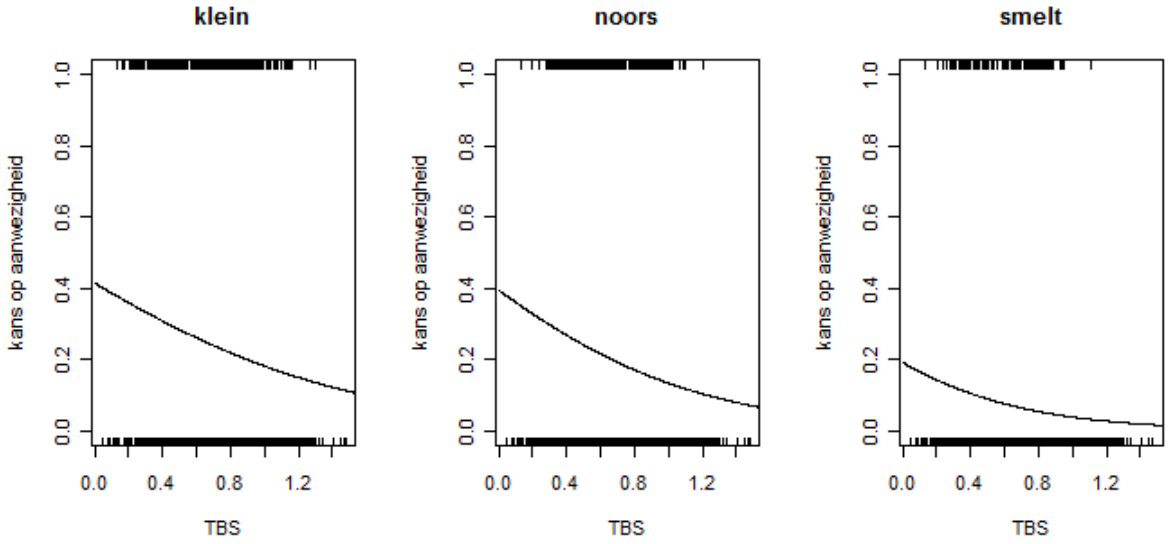
soort	verklarende factor	est	SE	z	P	Bonferroni
Noorse zandspiering	silt	-0.22	0.07	-2.98	0.003	*
	log(mgzand)	1.37	0.28	4.79	<0.001	*
	diepte	0.09	0.02	4.00	<0.001	*
	gem_sal	0.36	0.12	3.03	0.002	*
	gem_stroomsn	6.50	1.58	4.10	<0.001	*
	jaar	-0.43	0.09	-4.61	<0.001	*
	log(TBB)	-2.49	0.51	-4.71	<0.001	*
kleine zandspiering	silt	-0.13	0.05	-2.58	0.01	*
	log(mgzand)	1.29	0.20	6.46	<0.001	*
	diepte	-0.10	0.02	-4.22	<0.001	*
	gem_temp	-0.14	0.04	-4.19	<0.001	*
	gem_stroomsn	4.19	1.33	3.15	0.002	*
	log(gem_bspg)	0.28	0.10	2.72	0.007	*
	jaar	-0.47	0.08	-5.94	<0.001	*
	log(TBB)	-2.03	0.43	-4.64	<0.001	*
	log(TBS)	-0.72	0.35	-2.04	0.04	
smelt	silt	-0.29	0.14	-2.00	0.045	
	log(mgzand)	0.92	0.31	2.91	0.003	*
	gem_temp	-0.16	0.05	-3.26	0.001	*
	gem_sal	0.37	0.13	2.90	0.004	*
	log(gem_bspg)	0.38	0.13	2.83	0.005	*
	log(TBB)	-1.19	0.58	-2.06	0.04	
	log(TBS)	-1.61	0.46	-3.47	<0.001	*

Tabel 3.24 Samenvatting van de modellen voor visserij-inspanning (met Bonferroni correctie). Per soort zijn de significante factoren en hun relatie (positief + of negatief -) met de soort gegeven

	Noorse zandspiering	kleine zandspiering	smelt
silt	-	-	
mgzand	+	+	+
diepte	+	-	
gem saliniteit	+		+
gem_stroomsn	+	+	
gem_temp		-	-
gem_bspg		+	+
jaar	-	-	
TBB	-	-	
TBS			-



Figuur 3.32 *De kans op aanwezigheid van kleine en Noorse zandspiering en smelt in relatie tot TBB. De lijn geeft de modelvoorspelling van de kans op aanwezigheid bij een bepaalde TBB-waarde, zoals voorspeld vanuit een generalized linear model met alléén TBB als verklarende variabele*



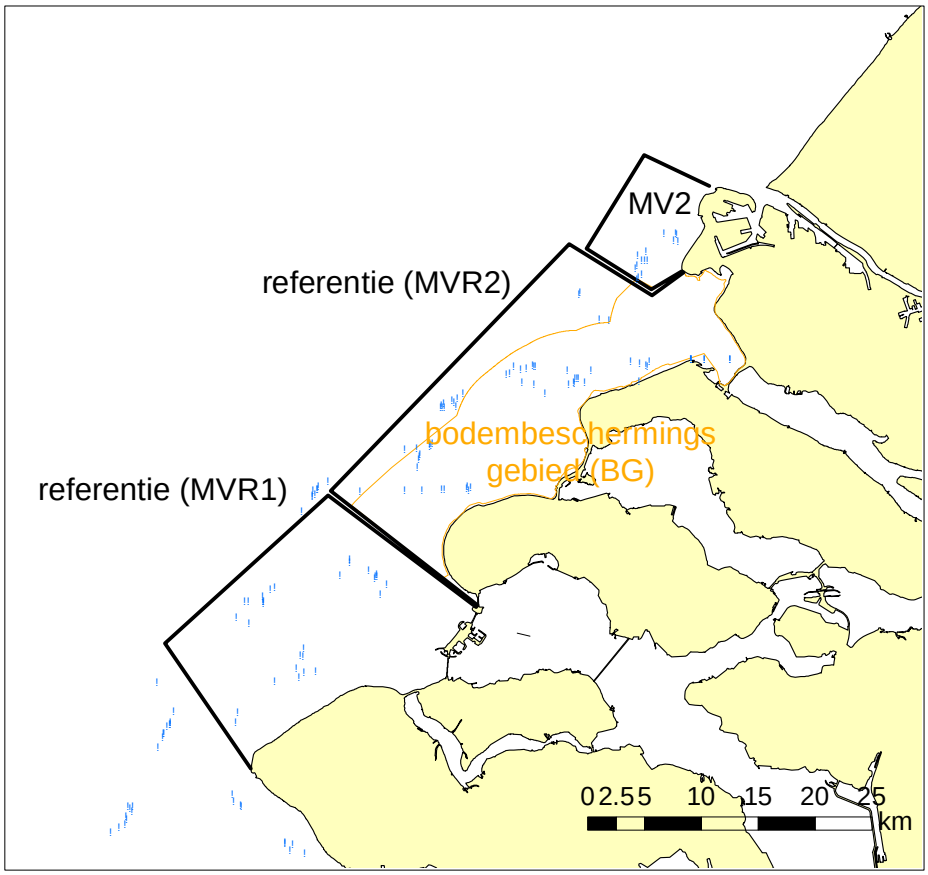
Figuur 3.33 *De kans op aanwezigheid van kleine en Noorse zandspiering en smelt in relatie tot TBS. De lijn geeft de modelvoorspelling van de kans op aanwezigheid bij een bepaalde TBS-waarde, zoals voorspeld vanuit een generalized linear model met alleen TBS als verklarende waarde (dus zonder correctie voor overige factoren)*

3.3.6 Analyse lange termijntrends

Vraag: Variaties in visdichtheden hangen samen met trends in visdichtheden in de DFS survey

3.3.6.1 Analyse

Om de metingen in de Voordelta in perspectief te plaatsen zijn de monsterpunten uit de Demersal Fish Survey (DFS sinds 1970 uitgevoerd door IMARES) die in de Voordelta (gebied 401) vallen (Figuur 3.34) geselecteerd. De dichtheden gemeten tijdens de survey zijn gebruikt voor de berekening van lange termijntrends (gemiddelden per jaar). Deze survey wordt jaarlijks in september/oktober uitgevoerd met hetzelfde tuig als gebruikt voor de visbemonstering volgens de standaardbemonstering (van Damme *et al.* 2012). In het Bodembeschermingsgebied liggen ca. 8 DFS trekken, daarbuiten ca. 8, waarvan in MVR1 ca. 3; in MVR2 liggen nagenoeg geen DFS trekken. Voor de trendanalyse is het programma Trendspotter gebruikt (Visser 2004). Dit programma maakt het mogelijk flexibele tijdtrends met bijbehorende betrouwbaarheidsintervallen te berekenen. Per soort en gebied (BG en daarbuiten) is de trend voor het laatste decennium geclassificeerd volgens de methodiek zoals gebruikt in Soldaat et al. (2007).



Figuur 3.34 Positie van DFS trekken in de Voordelta in de afgelopen 10 jaar (2002-2011, de DFS trekken worden met het tij mee uitgevoerd, vandaar de jaar op jaar variatie in de posities van trekken)

3.3.6.2 Resultaten

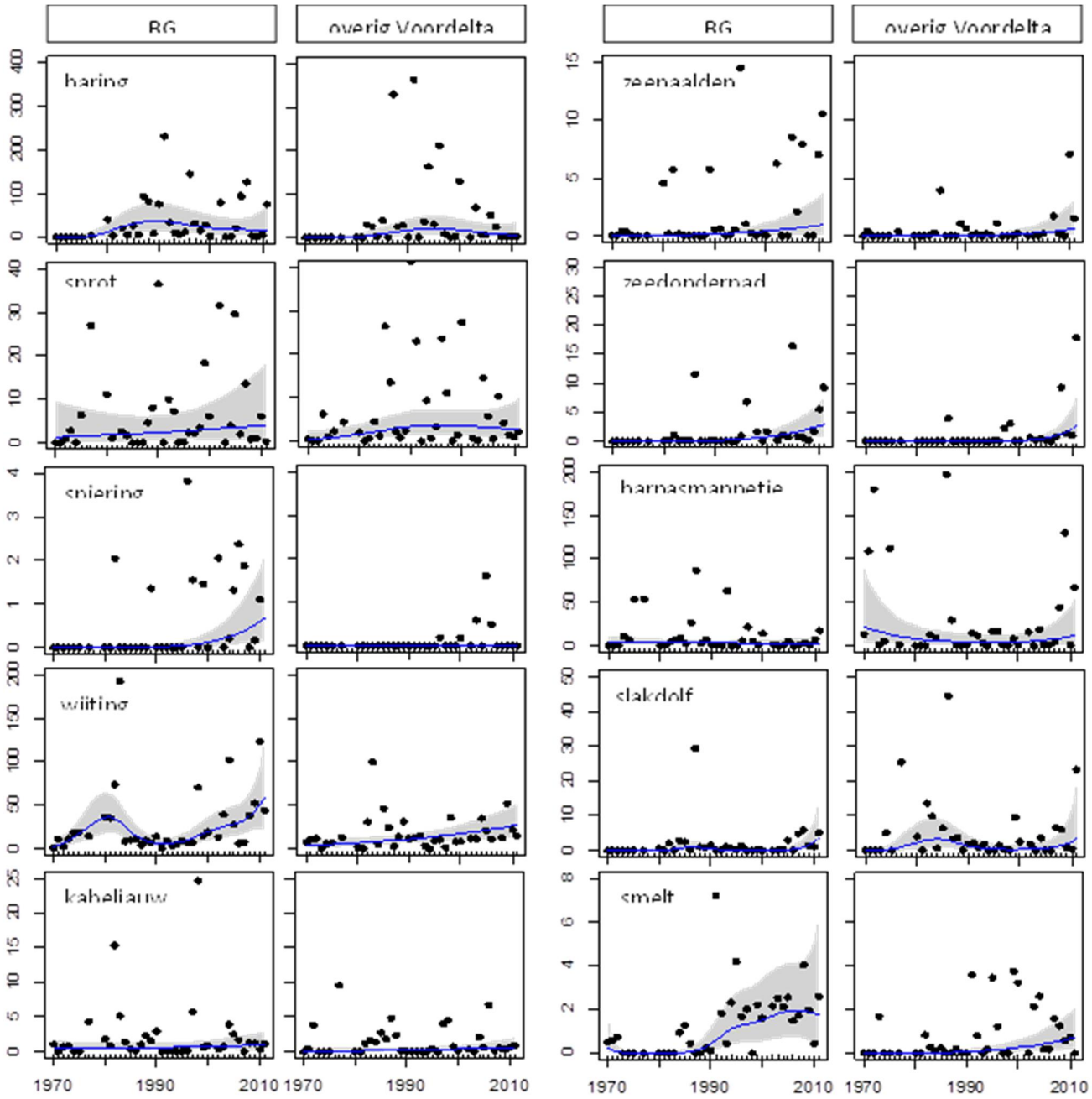
Uit de metingen in lange termijn perspectief blijkt dat er voor een aantal soorten grote veranderingen te zien zijn. Zo zijn zeedonderpad, zandspieringen, smelt, spiering, vijfdradige meun, schurftvis en dwergtong aan een recente opmars bezig, terwijl tong en bot juist sterk afnemen in de Voordelta (Figuur 3.35, Tabel 3.25). Naast dit soort verschuivingen is ook duidelijk dat jaar op jaar verschillen erg groot kunnen zijn. Vanwege het kleine aantal trekken zijn de schommelingen groot en is het voor sommige soorten moeilijk conclusies te trekken (gekenmerkt door het grote aantal vraagtekens in Tabel 3.25). Samenvattend is het aantal soorten dat in de laatste 10 jaar een significante toename laat zien bijna even groot in BG (8 soorten) als in de overige voordelta (9 soorten). Alleen in BG zijn 2 soorten significant afgenomen (Tabel 3.25). Die toenames betreffen lang niet altijd dezelfde soorten binnen en buiten het BG.

Een directe vergelijking met de resultaten uit de habitatanalyses gaat mank omdat de periodes verschillen (ontwikkeling tussen 2005-2007 en 2009-2011 versus 2001-2011). Van de 13 soorten waarvoor beide analyses uitgevoerd zijn, is de toename die in de lange termijnseries in de laatste tien jaar in BG en overige delta bij 5 soorten alleen terug te zien in de habitatanalyse van zeedonderpad (zie paragraaf 3.3.6.1). De reden dat die toename wel te zien is in de laatste 10 jaar, maar niet sinds 2005 ligt voor schurftvis en dwergtong in het feit dat de toename vooral voor 2005 plaats heeft gevonden.

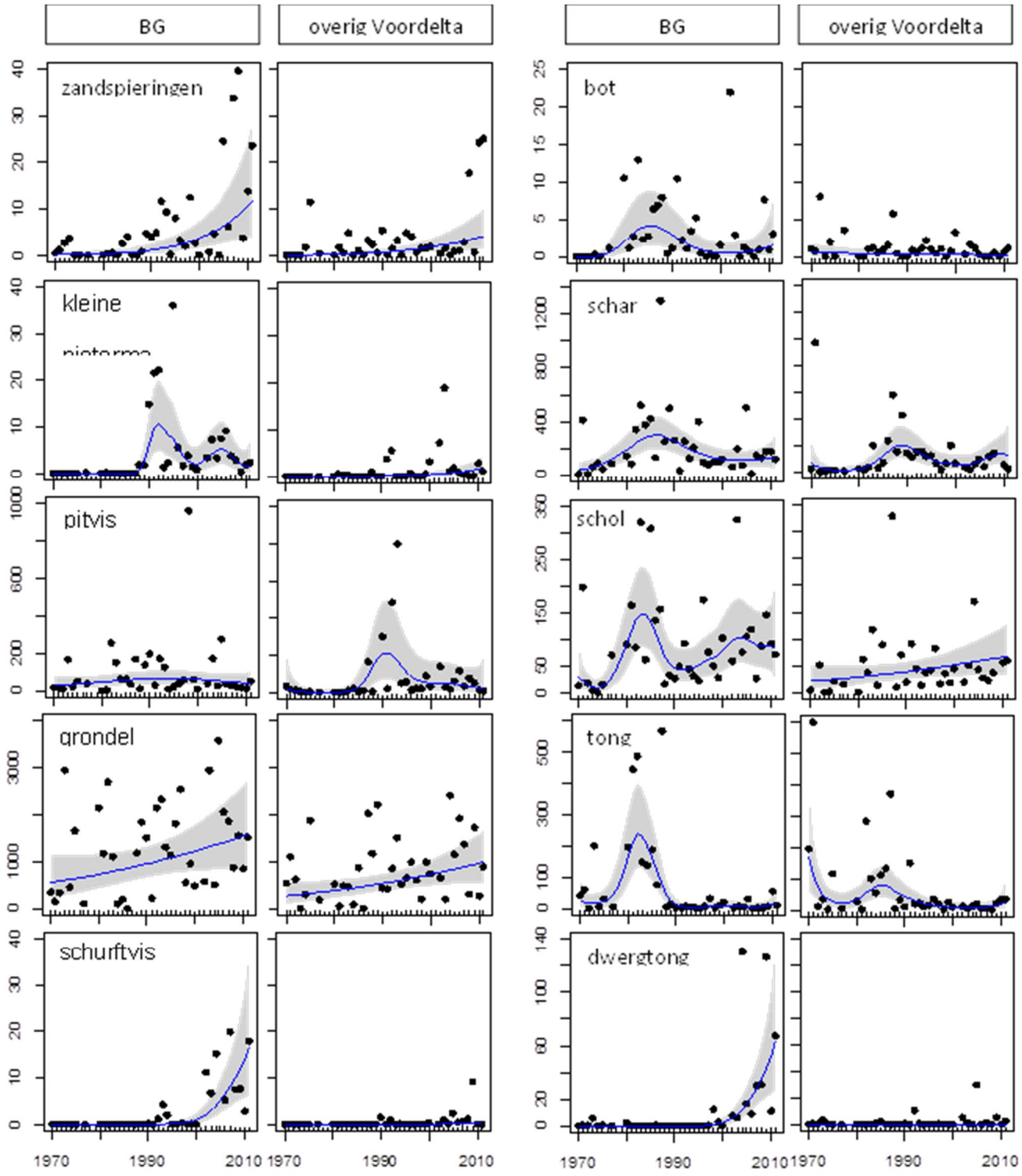
Conclusie: Het aantal soorten dat in de laatste 10 jaar een significante toename laat zien is bijna even groot in het Bodembeschermingsgebied (8 soorten) als in de overige voordelta (9 soorten).

Tabel 3.25 Resultaten van trendspotteranalyses DFS in het Bodembeschermingsgebied en de overige Voordelta. Trendclassificatie volgens Soldaat et al. (2007): ++sterke toename: significante toename van >5% per jaar, +toename: significante toename van <5% per jaar, 0 stabiel: geen significante aantalsverandering, -matige afname: significante afname van <5% per jaar, --sterke afname: significante afname van >5% per jaar, ? onzeker: geen betrouwbare trendclassificatie mogelijk (meestal sterke fluctuaties). Het aantal nullen geeft aan voor hoeveel jaren (van de in totaal 42 jaar) de gemiddelde dichtheid nul was

	BG			overig voordelta		
	gemiddelde jaarlijkse verandering laatste 10 jaar	trend laatste 10 jaar	aantal nullen	gemiddelde jaarlijkse verandering laatste 10 jaar	trend laatste 10 jaar	aantal nullen
haring	0.8	?	4	0.3	?	10
sprot	1.3	?	9	0.8	?	5
spiering	4.6	++	25	4.3	++	33
wijting	2.7	?	0	1.5	++	2
kabeljauw	1.2	?	7	1.5	?	13
dwergbolk	0.1	?	29	0.0	?	29
steenbolk	0.5	-	5	0.7	?	6
zeenaalden	2.2	++	17	3.8	?	22
rode poon	1.6	?	13	1.3	?	18
zeedonderpad	3.3	++	17	18.2	++	25
harnasmannetje	1.0	?	7	2.5	?	6
slakdolf	127.8	++	17	10.5	?	13
zeebaars	0.0	?	27	0.4	?	31
puitaal	1.7	?	30	2.5	?	37
vijfdradige meun	2.6	++	16	8.2	++	23
zandspieringen	2.9	++	9	2.2	++	10
smelt	1.1	?	11	2.5	++	17
kleine pieterman	0.6	?	13	3.4	++	19
pitvis	0.6	?	0	0.4	?	2
rasterpitvis	21.0	?	35	0.0	?	36
grondels	1.3	?	1	1.3	+	2
horsmakreel	0.0	?	18	0.5	?	26
tarbot	0.0	--	22	1.6	?	31
bot	2.8	?	9	0.8	?	10
schol	0.9	?	1	1.3	?	2
schar	1.2	?	0	2.3	?	0
schurftvis	10.6	++	22	4.3	++	27
tong	1.9	?	1	2.8	?	0
dwergtong	16.7	++	14	1.7	?	20



Figuur 3.35 *Trends in dichtheden (gemiddeld aantal/10.000m^2) van 20 soorten in BG en MVR1 op basis van DFS trekken in de periode 1970-2011. De trends zijn berekend met behulp van het programma Trendspotter. De punten geven de gemeten dichtheden, de blauwe lijn geeft de berekende trendlijn en het grijze vlak geeft het 95% betrouwbaarheidsinterval van de trendlijn aan*



Figuur 3.35 Vervolg.

3.3.7 Analyse dieet

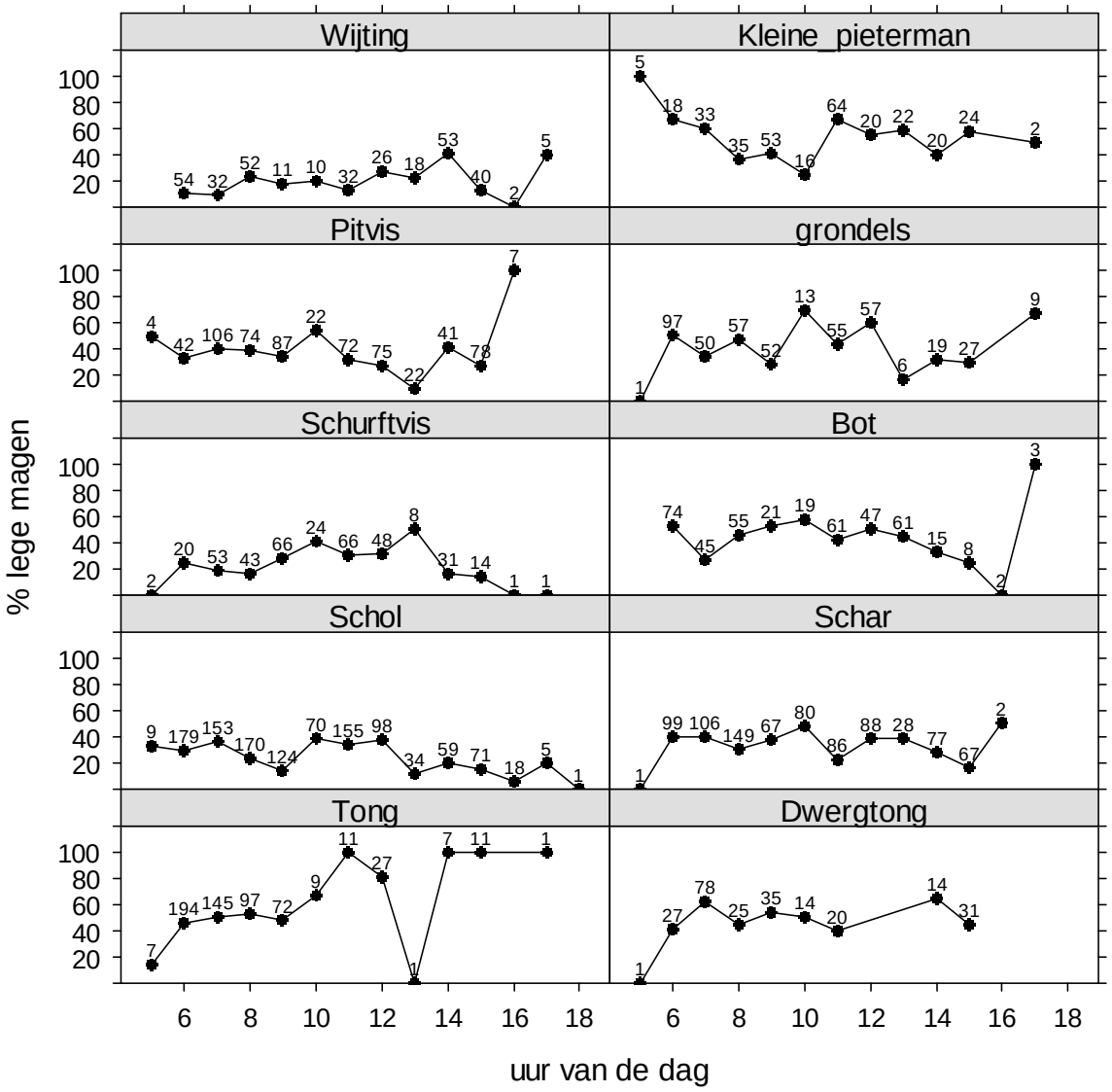
3.3.7.1 Maagvulling

Vraag: is de maagvulling veranderd door het instellen van het Bodembeschermingsgebied?

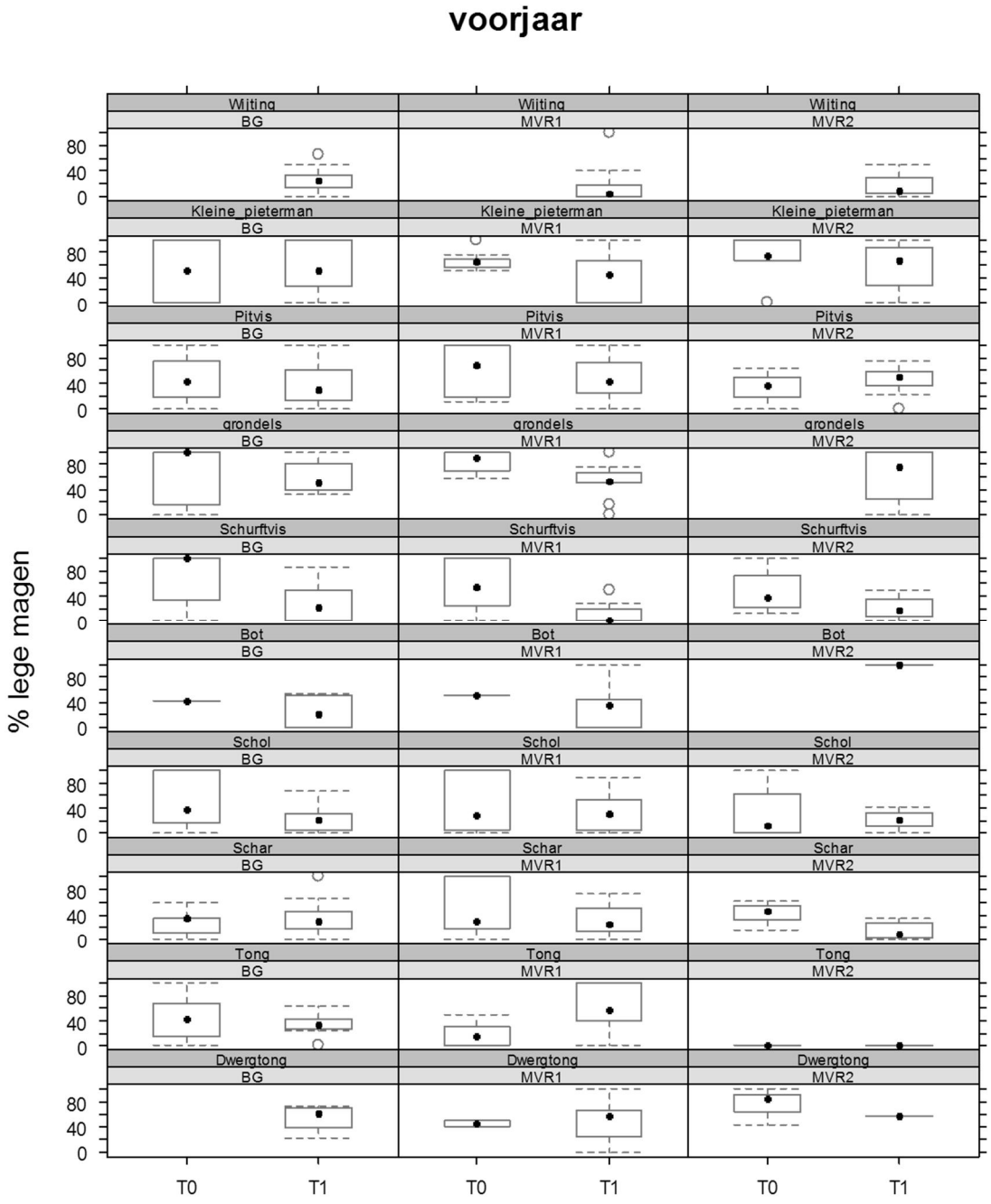
Analyses
Bij maaganalyses blijkt altijd een groot deel van de magen leeg. Dit wordt deels veroorzaakt door het tijdstip van bemonstering; sommige soorten hebben een duidelijk dag/nachtritme in hun (foerageer)activiteit. Daarnaast zou het een indicatie van voedselbeschikbaarheid kunnen zijn. Daarom hebben we in eerste instantie onderzocht of het percentage lege magen veranderingen over de tijd en verschillen tussen de gebieden vertoont.
Met logistische regressies is per soort onderzocht of er een verandering in het percentage lege magen tussen de Tvoor en Tna is geweest, dat verschilde tussen het Bodembeschermingsgebied en de referentiegebieden. In de grafische weergave laten we steeds de patronen voor BG, MVR1 en MVR2 zien. In de statistische analyse beperken we ons tot de vergelijking BG en MVR1. Als verklarende factoren zijn meegenomen: uur, uur^2 (samen corrigeren deze variabelen voor (een eventueel niet-lineair) dagpatroon in foerageeractiviteit), seizoen (voorjaar, najaar), gebied (BG, MVR1), periode (Tvoor, Tna) en de interactie tussen gebied en periode. Alleen significantie van deze laatste factor wijst op een verschil in ontwikkeling van maagvulling in BG en MVR1 als gevolg van het instellen van het Bodembeschermingsgebied.
De figuren omvatten de data tot en met 2012, de analyses tot en met 2011.

Resultaten
Bij de meeste soorten is een dagritme waarneembaar (Figuur 3.36). De soort met het meest extreme dag/nachtpatroon is tong. Tegengesteld aan wat we uit de literatuur weten (Lagardère, 1987) worden er in de loop van de ochtend toch nog steeds gevulde magen gevonden. Magen van tong gevangen vanaf het middaguur tot de schemering waren echter allemaal leeg. Wijting, schol, schar en pitvis lieten geen duidelijk dagpatroon zien: de hele dag door was ca. 80% van alle magen gevuld.
Na correctie voor dagpatroon (significant voor grondels, schol, tong) waren er significante verschillen in het percentage lege magen tussen de gebieden (hogere percentage lege magen in BG voor kleine pieterman, lagere percentages in BG voor schol en tong), de seizoenen (lagere percentages lege magen in najaar voor grondels, schurftvis en schol, hogere percentages voor tong) en periode (lagere percentages lege magen in Tna voor kleine pieterman, schurftvis en schol en hogere percentages in Tna voor grondels en tong, Tabel 3.26 en Tabel 3.27 en Figuren 3.37a en b). De interactie voor periode en gebied was alleen significant voor schol in het najaar, waarbij het percentage lege magen in MVR1 toegenomen is en in BG gelijk gebleven is. Ook na Bonferroni-correctie (met kritische p-waarde 0.05/9=0.0055) blijft de interactieterm significant.

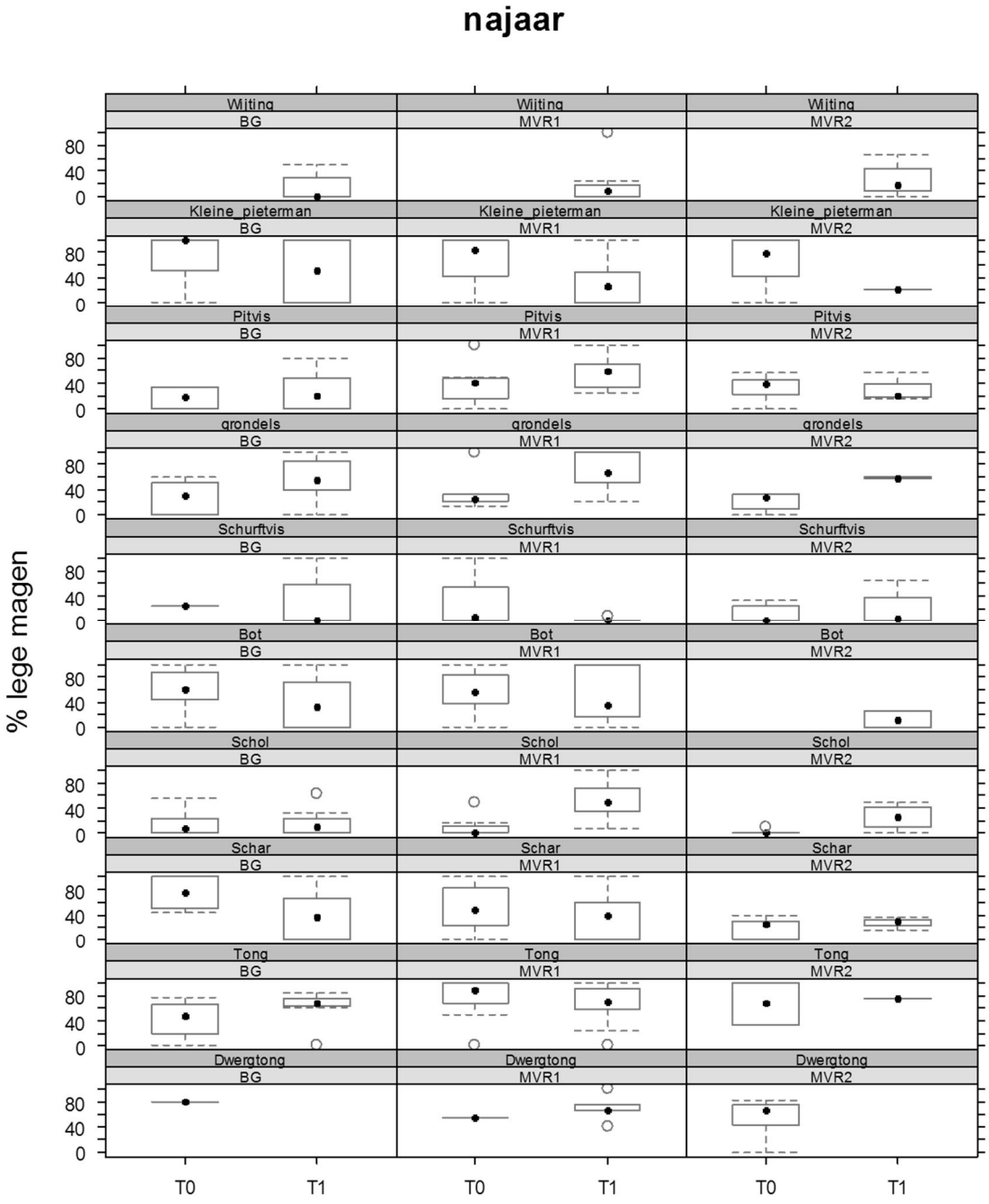
Conclusie: alleen voor schol is de maagvulling veranderd tussen T0 en T1 waarbij het percentage lege magen in MVR1 toegenomen is en in BG gelijk gebleven is



Figuur 3.36 *Het percentage lege magen in relatie tot uur van de dag voor de tien soorten. Alle jaren en gebieden zijn hier gecombineerd. De getallen geven het aantal vissen waarop het percentage gebaseerd is*



Figuur 3.37a Boxplots van het percentage lege magen in relatie tot periode en gebied voor de tien soorten in het voorjaar. De rechthoek geeft het 25 en 75 percentiel aan; de whiskers geven het 5 en 95% percentiel aan, de stippen het rekenkundig gemiddelde



Figuur 3.37b Het percentage lege magen in relatie tot periode en gebied voor de tien soorten in het najaar. De rechthoek geeft het 25 en 75 percentiel aan, de whiskers geven het 5 en 95% percentiel aan, de stippen het rekenkundig gemiddelde

Tabel 3.26 Resultaten van logistische regressie analyses van het percentage lege magen. Alleen significante factoren zijn gegeven. Van elk model wordt de schatting van de parameter (est) de bijbehorende standard error (SE) de z- en p- waarde en de verklaarde deviantie gegeven. Bonferroni geeft aan welke factoren na correctie (grenswaarde=0.0055) significant blijven

soort	parameter	Est	SE	z	P	Bonferroni	verklaarde deviantie (%)
kl. pieterman	intercept	-0.0987	0.3128	-0.3150	0.7524		14.6
	factor(gebied): MVR1	-0.6810	0.3502	-1.9450	0.0518		
	factor(periode): voor	1.1286	0.3007	3.7530	0.0002	*	
pitvis	geen sign. parameters						
grondels	intercept	-3.0775	1.3809	-2.2290	0.0258		17.9
	uur	0.6171	0.2793	2.2090	0.0271		
	uur^2	-0.0265	0.0134	-1.9790	0.0478		
	factor(seizoen): voorjaar	0.6979	0.2533	2.7550	0.0059		
	factor(periode): voor	-0.8254	0.2474	-3.3360	0.0008	*	
schurftvis	intercept	-3.2227	0.5487	-5.8730	0.0000	*	31.2
	factor(seizoen): voorjaar	1.9032	0.5367	3.5460	0.0004	*	
	factor(periode): voor	1.8435	0.3692	4.9940	0.0000	*	
bot	geen sign. parameters						
schol	intercept	-3.8230	1.0114	-3.7800	0.0002	*	15.7
	uur	-0.0229	0.2124	2.1020	0.0356		
	uur^2	-0.0229	0.0105	-2.1840	0.0289		
	factor(seizoen): voorjaar	0.9439	0.1717	5.4970	0.0000	*	
	factor(gebied): MVR1	0.6714	0.2004	3.3500	0.0008	*	
	factor(periode): voor	0.7698	0.2426	3.1730	0.0015	*	
	factor(gebied) * factor(periode):						
	MVR1*voor	-1.1778	0.3301	-3.5690	0.0004	*	
schar	intercept	-0.2584	0.1507	-1.7140	0.0865		3.6

soort	parameter	Est	SE	z	P	Bonferroni	verklaarde devianti e (%)
	factor(seizoen): voorjaar	-0.4347	0.1863	-2.3330	0.0196		
tong	intercept	5.8687	3.1231	1.8790	0.0602		46.2
	uur	-1.4904	0.8299	-1.7960	0.0725		
	uur^2	0.1042	0.0547	1.9050	0.0567		
	factor(seizoen): voorjaar	-1.2217	0.2078	-5.8810	0.0000	*	
	factor(gebied): MVR1	0.5405	0.2089	2.5870	0.0097		
	factor(periode): voor	-0.5040	0.2171	-2.3220	0.0202		
dwergtong	geen sign. parameters						

Tabel 3.27 *Samenvatting van analyses van het percentage lege magen met Bonferroni correctie. De tekens geven de richting van het effect aan. Voor pitvis, bot en dwergtong was geen enkele factor significant*

	uur	uur^2	Seizoen	periode	gebied	periode*gebied
kleine pieterman				na-		
pitvis						
grondels				na+		
schurftvis			najaar-	na-		
bot						
schol			najaar-	na-	BG-	toename in MVR1/gelijk in BG
schar			najaar+			
tong			najaar+			
dwergtong						

3.3.7.2 Dieetsamenstelling

Vraag: Is het dieet veranderd als gevolg van de instelling van het Bodembeschermingsgebied?

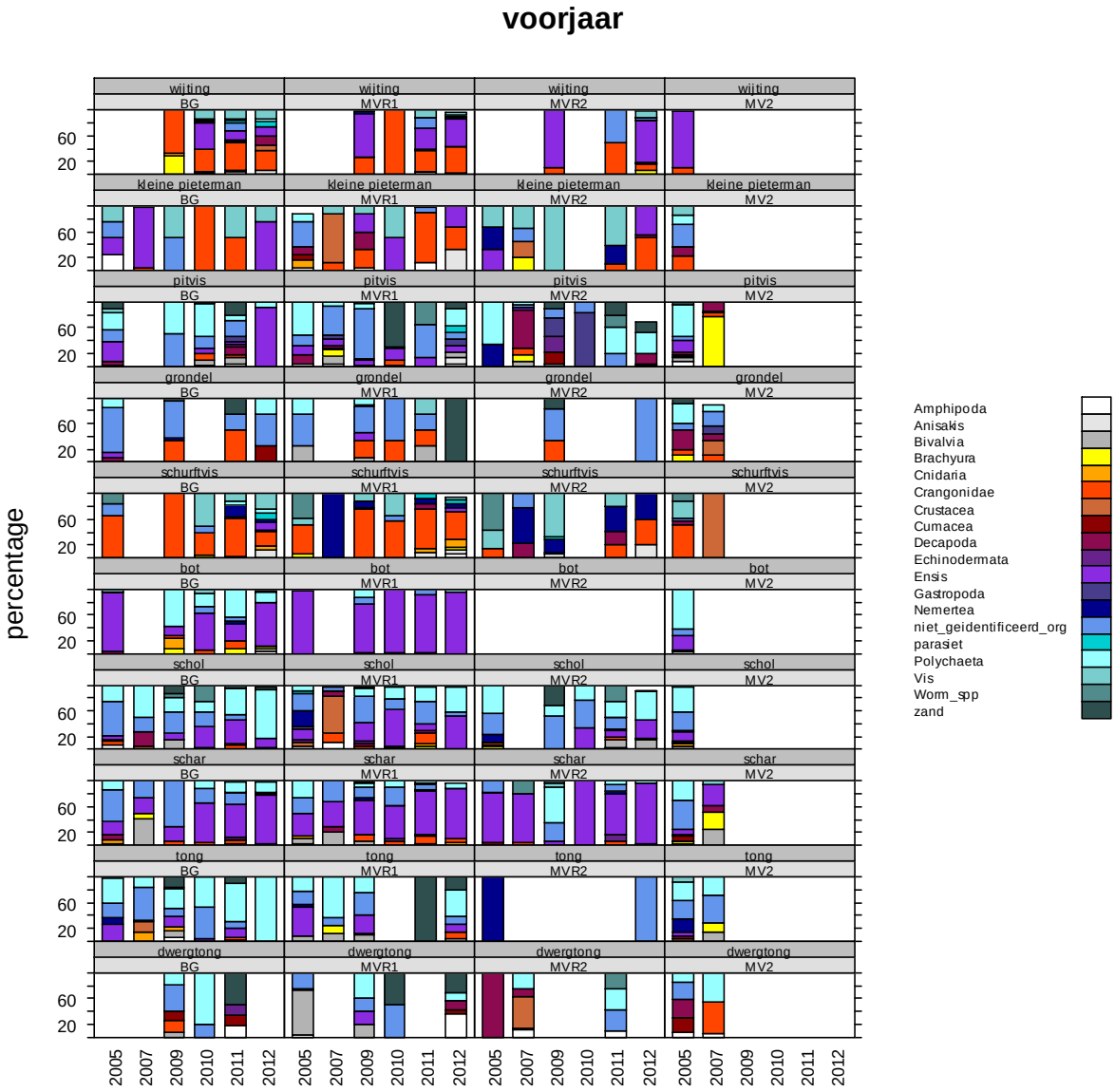
Analyses
De prooisoorten zijn vaak op verschillende taxonomische niveaus geïdentificeerd. In de analyse is geprobeerd dit zoveel mogelijk gelijk te trekken door een beperkt aantal groepen te onderscheiden. Dit heeft geresulteerd in een lijst met 17 groepen (Figuur 3.38). Daarnaast is een categorie gebruikt voor zand en voor niet geïdentificeerd organisch materiaal. Er zijn ook soorten die snel verteren en dus helemaal onderbelicht blijven. De gemiddelde dieetsamenstelling (op basis van gewichtspercentages) is berekend voor elke jaar/gebieds- en seizoenscombinatie (Figuren 3.38 en 3.39). Daarnaast is geanalyseerd of er een ontogenetische ontwikkeling in de dieetkeuze van de verschillende soorten is: eten kleinere individuen van dezelfde soort andere prooien dan grotere individuen? Hierbij hebben we geen onderscheid in de deelgebieden gemaakt.
Een veranderd voedselaanbod zou tot uiting kunnen komen in een verandering van de diversiteit van gekozen prooien, mits niet een prooisoort door een andere vervangen wordt. Daarom hebben we de Shannon-Wiener index van het dieet berekend. Deze index geeft een indicatie van de diversiteit van het dieet. Hoe hoger de index, hoe meer groepen er gegeten worden. Met lineaire regressie modellen is per soort getoetst of er een effect is van het instellen van het Bodembeschermingsgebied op de index (termen in model: seizoen, gebied, periode, gebied*periode interactie, alleen BG en MVR1 zijn hierbij getoetst). Tijdens de vangst of kort erna kan het voorkomen dat vissen hun maaginhoud uitspugen. Dit is vooral waargenomen bij wijting. Hiermee is in de analyse geen rekening gehouden.

Resultaten
Wat direct opvalt, is dat bij veel vissoorten het dieet wordt gedomineerd door een of twee prooigroepen (Figuren 3.38-3.40 en Bijlage V). De meest voorkomende prooisoorten zijn Ensis, wormen en garnalen. Voor bijna alle soorten is Ensis een belangrijke voedselbron, behalve voor de kleine soorten grondel, schurftvis en dwergtong. Typische garnaleneters zijn wijting, kleine pieterman, grondel en schurftvis. De overige platvissen eten wel eens garnaal, maar dit vormt niet de hoofdmoot van het dieet. Polychaeten en overige wormen zijn belangrijk voor alle soorten behalve kleine pieterman en wijting. Vis als prooi is alleen belangrijk voor kleine pieterman en schurftvis en soms voor wijting (voorjaar 2010 en 2011). Pitvis is een van de weinige soorten die regelmatig krab eet, maar vooral in het najaar. Binnen soorten zijn er weinig opvallende verschuivingen in het dieet tussen jaren te zien. In veel opzichten is 2007 een afwijkend jaar, zie bv dieet schol, schar en tong in beide seizoenen. Een deel van de prooien is niet meer identificeerbaar doordat de maaginhoud al te ver verteerd is. Dat is vooral vaak het geval bij pitvis, grondel, schol en schar. Tweekleppigen (anders dan Ensis) spelen een geringe rol in het dieet en worden wel gegeten door schar, schol, grondels en pitvis.

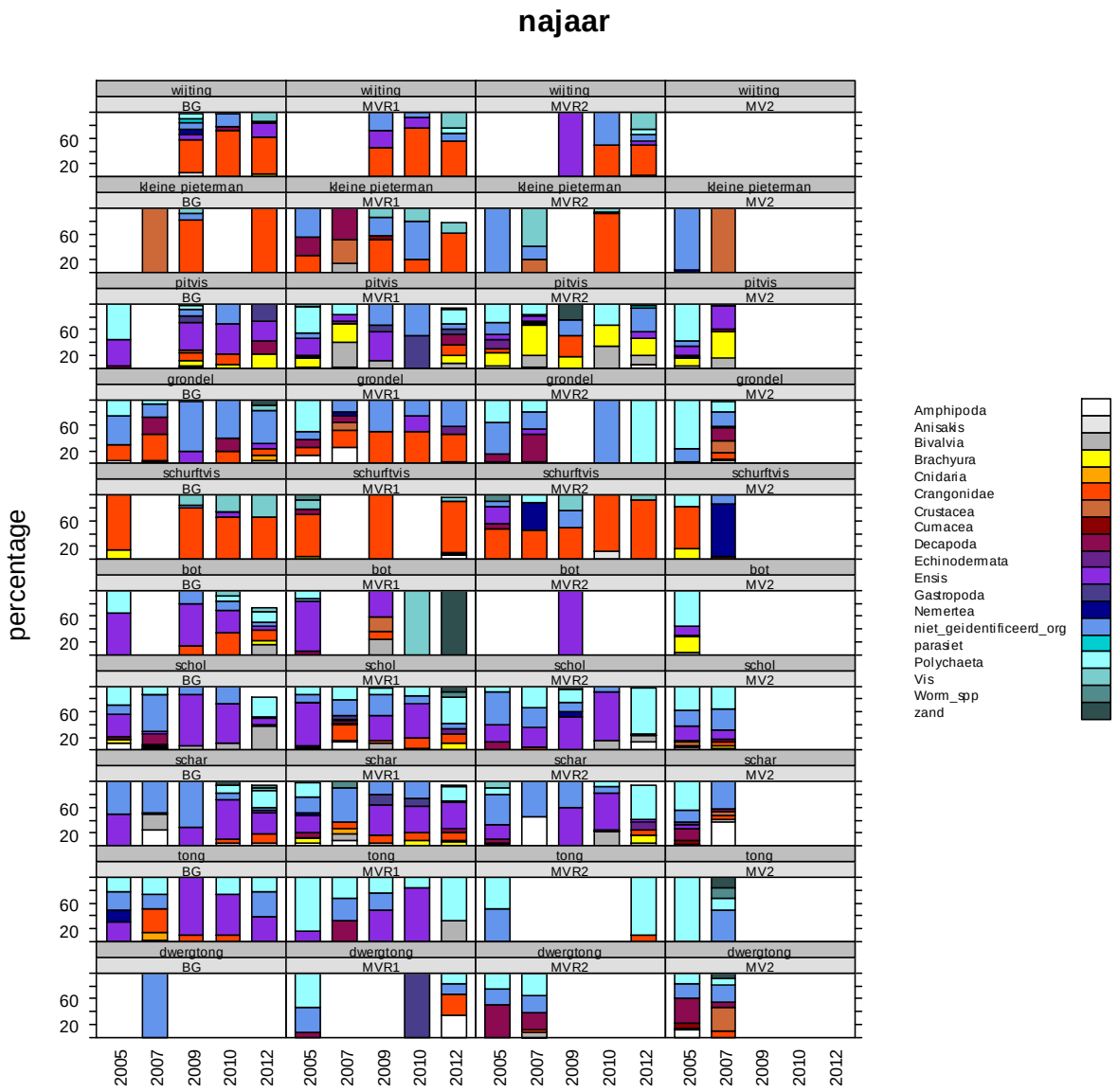
Veel soorten laten een lengte gestructureerd (=ontogenetische ontwikkeling) patroon in hun dieetkeuze zien (Figuur 3.40 en Bijlage V). De beschrijving hiervan wordt soms bemoeilijkt omdat in sommige jaren/seizoenen maar een klein deel van het lengtespectrum van een bepaalde soort gevangen is (zie bv wijting najaar). In sommige jaren/soorten is een duidelijk patroon te zien, zoals bij pitvis die een verschuiving laat zien van een dieet bestaande uit wormen naar Ensis. In 2007 valt op dat het aandeel krabben (Brachyura) toeneemt met de grootte van de vis. Bij kleine pieterman eten eigenlijk voornamelijk de grotere individuen vis, alhoewel voorjaren 2005 en 2007 daar weer van afwijken. Het dieet van grondels laat een

verschuiving zien van 2005/2007 naar de latere jaren, waarbij opvalt dat de wormen grotendeels uit het dieet verdwijnen. Het aandeel niet geïdentificeerd organisch materiaal bij grondels is echter groot, waardoor conclusies over veranderingen in dieet niet goed te trekken zijn. Schurftvissen laten een verschuiving van garnaal naar andere prooisoorten, zoals vis, Ensis en wormen zien met oplopende vislengte. Opvallend hierbij is voorjaar 2010, waarbij het omgekeerde het geval lijkt. Bot is een echte Ensis eter. Alleen de kleinste exemplaren hebben een voorkeur voor wormen. Ook bij schol en schar is Ensis belangrijk, met name voor de wat grotere individuen. Kleinere exemplaren (ca. <15cm) eten vooral wormen en in mindere mate schelpdieren. Dwergtong gaat met oplopende leeftijd van garnaal en andere crustaceeën over naar wormen. Ook voor tong wordt Ensis pas belangrijk in de grotere lengteklassen (in de meeste jaren, uitzondering najaar 2009, maar gebaseerd op lage aantallen). Voor tong is het grote aandeel garnaal in najaar 2007 erg opvallend. Jonge tongen eten meestal wormen en in mindere mate tweekleppigen.

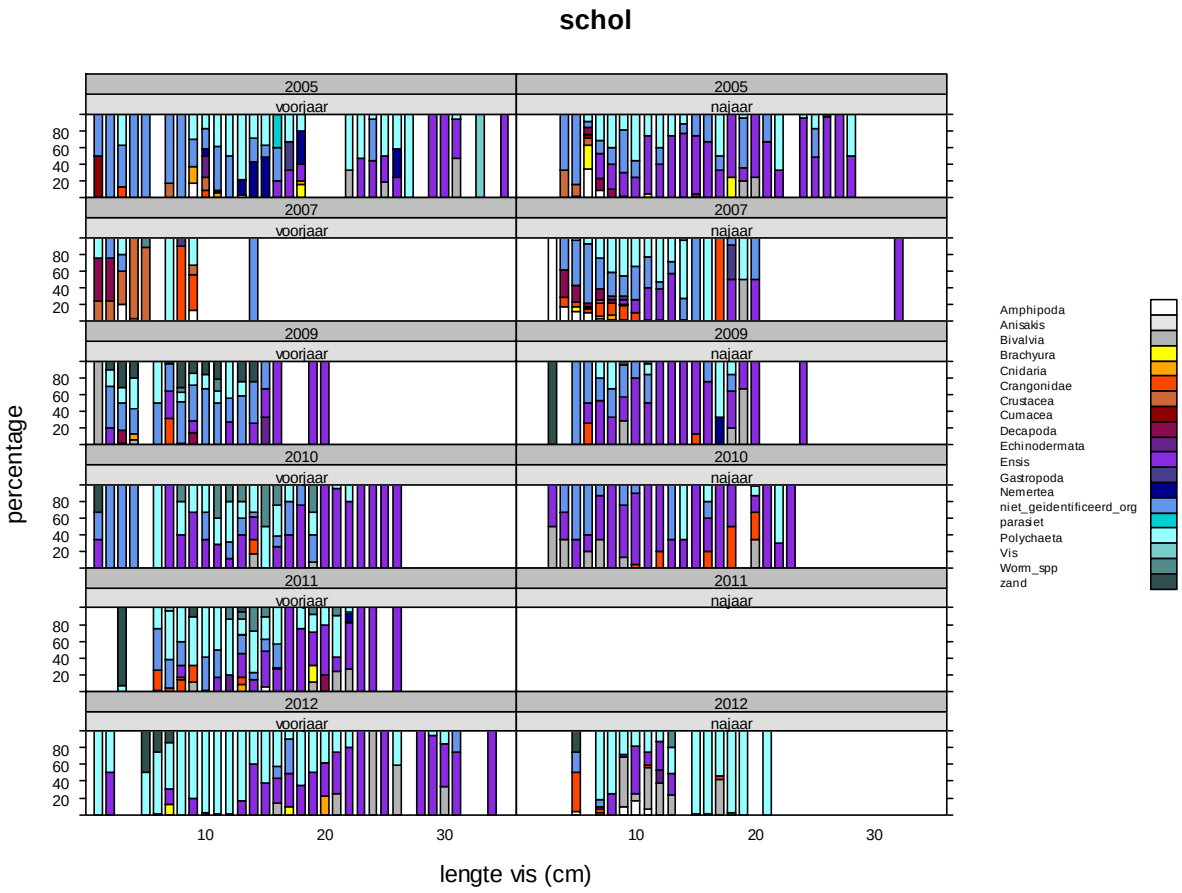
De diversiteitsindex laat geen duidelijke overall patronen in relatie tot jaar of gebied zien (Figuren 3.41 a en b). Wel zijn er bij een aantal soorten opvallende ontwikkelingen. Zo neemt de diversiteit in dieet in BG in het voorjaar over de jaren toe bij kleine pieterman, bot en schol, in het najaar overigens niet. De soorten met gemiddeld het meest diverse dieet zijn kleine pieterman, grondels, schar en pitvis. Wijting, schol en bot hebben het minst diverse dieet. Voor geen enkele soort was er een significante verandering in de diversiteitsindex (gebied*periode interactie) die samenhing met de instelling van het Bodembeschermingsgebied. Wel was er een significant gebiedseffect voor schol, waarbij de diversiteit lager was in MVR1. Voor geen van de soorten was het seizoen significant, er waren dus geen verschillen in diversiteit tussen voor- en najaar.
Conclusie: er zijn geen grote verschuivingen in het dieet waargenomen die samenhangen met het instellen van het Bodembeschermingsgebied.



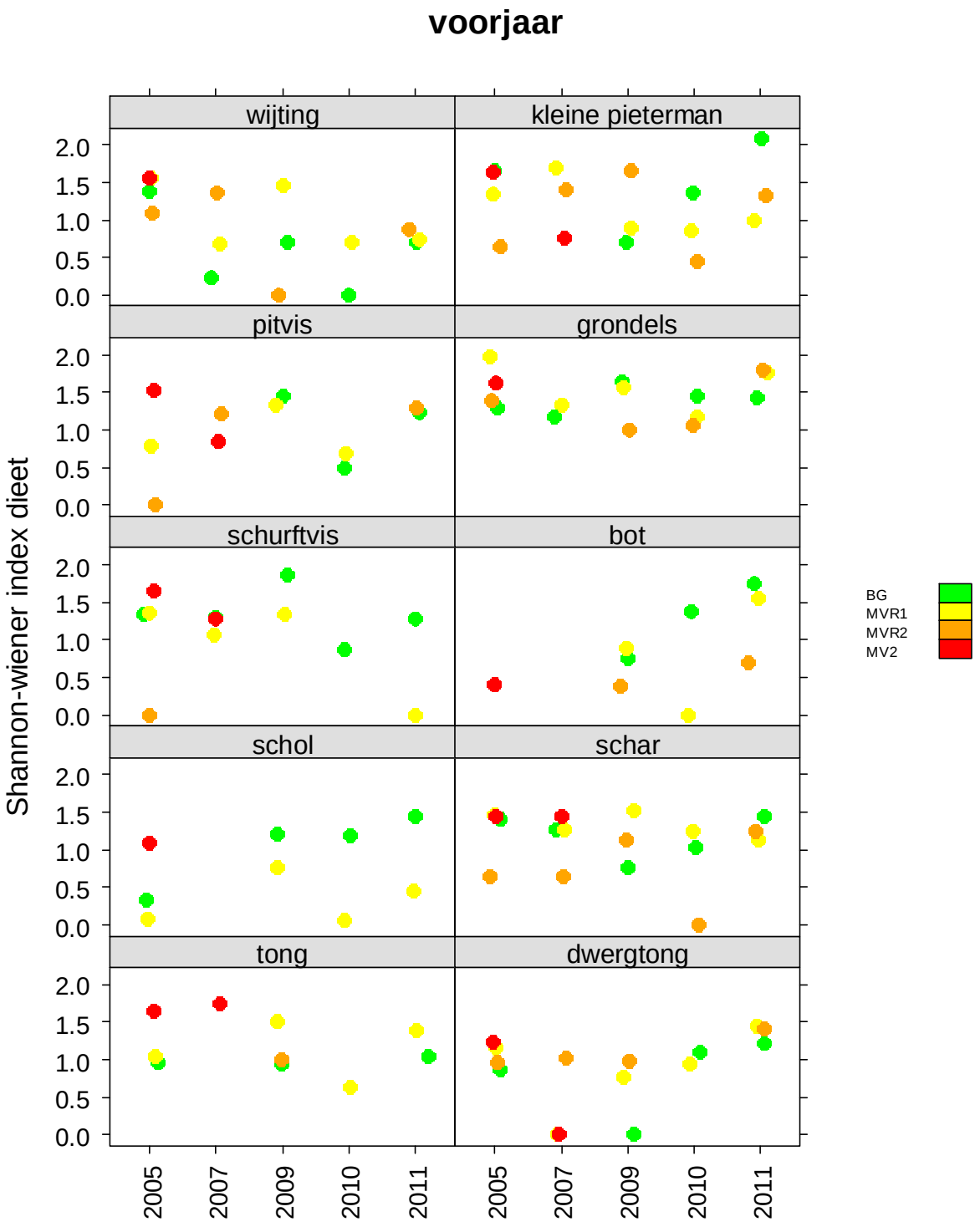
Figuur 3.38 Dieetsamenstelling (gewichtspercentage) voor de verschillende vissoorten per deelgebied en jaar in het voorjaar



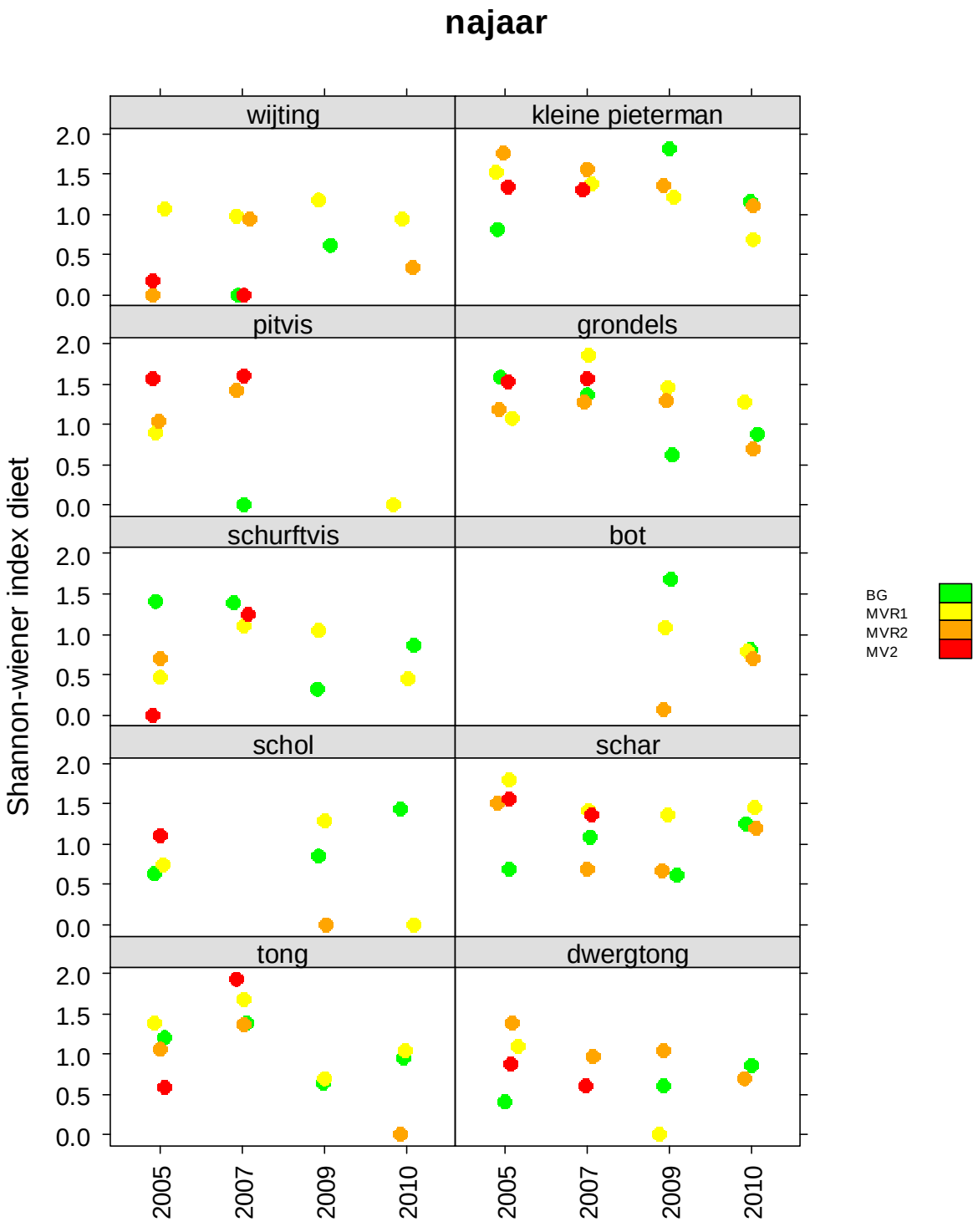
Figuur 3.39 Dieetsamenstelling (gewichtspercentage) voor de verschillende vissoorten per deelgebied en jaar in het najaar



Figuur 3.40 Dieetsamenstelling van schol in relatie tot vislengte voor de verschillende jaren en het voor- en najaar. De deelgebieden zijn gecombineerd



Figuur 3.41a Shannon-Wiener index van het dieet in het voorjaar per soort, gebied en jaar



Figuur 3.41b Shannon-Wiener index van het dieet in het najaar per soort, gebied en jaar

3.3.7.3 Prooiselectie: combinatie dieet met benthos

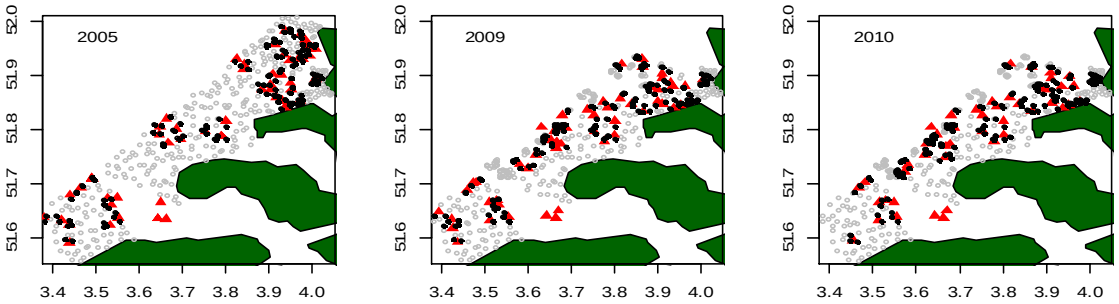
Vraag: Selecteren vissen bepaalde prooien en is er een eventuele voorkeur voor bepaalde prooien gerelateerd aan hun gevoeligheid voor visserij?

Hier onderzoeken we of vis bepaalde prooien selecteren, of dat ze opportunistisch te werk gaan en eten wat er voorhanden is, zoals verwoord in werkhypothese 4. Een tweede onderdeel van hypothese 4 bevat de vraag of prooivoorkeur is veranderd door de aanleg van het Bodembeschermingsgebied. Echter, in de praktijk is de visserijdruk door de instelling van het Bodembeschermingsgebied nauwelijks veranderd. Derhalve is in plaats daarvan onderzocht, wat de verwachting is met betrekking tot het effect van een vermindering in visserijdruk: als er een prooivoorkeur bestaat, is deze voorkeur voor visserij-gevoelige of voor visserij-ongevoelige benthos? Dit is een inschatting van een potentieel *bottom-up* invloed van visserij intensiteit, via de benthos, op de vissen. Immers, visserij intensiteit beïnvloedt de lokale benthossamenstelling (Bolam *et al.* 2013) en de benthossamenstelling beïnvloedt het dieet van de vissen. De kracht van dit *bottom-up* proces is afhankelijk van het type en de mate van dieetvoorkeur van een vis.
De benthosgroepen zijn geclassificeerd op basis van hun gevoeligheid voor visserij (gevoelig, resistent of intermediair). Hierbij is de methodiek van Bolam *et al.* (2013) gevolgd. Vervolgens is onderzocht of de vissoorten een voorkeur hebben voor een van de drie benthosklassen, door het voorkomen van deze benthosklassen in de omgeving en in het dieet te vergelijken. Waar relevant en mogelijk, is onderzocht of deze voorkeur afhankelijk is van ontogenie (vislengte).

Analyse

Benthosdatasets
Voor de benthosdata is gewerkt met de gecombineerde dataset van de schaaf en de boxcore (zie hoofdstuk Benthos voor de opwerking). Alleen voor de garnalen (*Crangon crangon, C. allmanni* en *Philocheras trispinosus*) zijn de gegevens uit de vissurvey gebruikt, omdat de vangstefficiëntie voor garnalen in de vissurvey veel hoger is dan in de benthossurveys.

Koppeling benthosdata aan de maagdata
De koppeling van de benthosdata aan de maagdata kon uitgevoerd worden voor de jaren waarin een najaarsbemonstering van de vis en een bemonstering van het benthos in zowel de boxcore als de schaaf is uitgevoerd (2005, 2009, 2010). Voor elk van die jaren is een koppeling gemaakt tussen de positie van de najaarsvistrekken met de uitgevoerde boxcorebemonstering. In de gecombineerde benthosdataset zijn namelijk de boxcore- en schaafmonsters gekoppeld aan de boxcore locaties. Hierbij zijn voor elke vistrek de benthoslocaties geselecteerd die binnen een straal van 1.3 km van het beginpunt van elke vistrek lagen. De zoekafstand is zo gekozen dat elke vistrek, afgezien van de drie trekken voor de Oosterscheldekering en de meest westelijke trek in het MVR2 gebied aan minimaal 1 benthospunt aan de trek gelinkt kon worden. Het zo verkregen aantal benthoslocaties per vistrek varieert aanzienlijk (tussen 1 en 11). Gemiddeld zijn 3.4 benthoslocaties per vistrek gekoppeld (Figuur 3.42).



Figuur 3.42 Koppeling vistrekken aan benthostrekken (boxcore). Rode driehoeken: vistrekken, zwarte punten: gekoppelde boxcore monsters, grijze punten: overige boxcore monsters

Opwerking en stroomlijning benthosdata en maagdata

Van de benthosdata is de dichtheid per soort beschikbaar, maar voor de maagdata is benthos ingedeeld in twaalf groepen, op verschillende taxonomische niveaus (zie Tabel 3.28a). De benthosdata moesten derhalve opgewerkt worden naar dezelfde taxonomische niveaus als de maagdata. Alleen die benthossoorten uit de velddataset zijn meegenomen, die binnen de benthosgroepen vallen die in een van de vissenmagen zijn aangetroffen. De aanname hierbij, is dat alleen de benthosgroepen die in minimaal 1 vismaag zijn aangetroffen, potentieel voedsel voor de onderzochte vissoorten zijn. Hierin zit ook de aanname dat alle vissoorten dezelfde benthosgroepen als potentieel voedsel hebben. In de praktijk betekende dit dat vrijwel alle benthossoorten uit het veld (~90% van de biomassa) als potentieel voedsel voor de vissen worden meegenomen. Hierbij moet worden opgemerkt, dat de benthosindeling van de maaganalyses in de meeste gevallen op een hoog taxonomisch niveau plaatsvond (Tabel 3.28a), omdat veel items in de magen niet herkenbaar genoeg zijn om op een lager niveau gedetermineerd te worden. Alle benthossoorten uit de benthosdataset, die onder dit niveau vallen zijn meegenomen. In hoeverre alle benthossoorten binnen deze taxonomische niveau's ook daadwerkelijk gegeten worden is onbekend. Ook moet worden opgemerkt dat alle grootteklassen van het benthos zijn meegenomen, aangezien de maagdata geen informatie over de prooilengte opleveren (om dezelfde reden: veel prooien zijn al half verteerd).

Voor de benthossoorten exclusief de garnalen is de biomassa in asvrij drooggewicht per m^2 beschikbaar. Voor zowel de maagdata als de garnalen zijn daarom de biomassa's ook omgerekend naar asvrij drooggewicht. De garnalendata waren beschikbaar in natgewicht (WM) per m^2 en zijn omgezet naar asvrij drooggewicht (AFDM) via de sleutel van Hufnagel *et al.* (2010), waarbij AFDM=0.192WM. De benthosgroepen in de magen zijn beschikbaar in drooggewicht (DM) en zijn omgerekend naar AFDM via de sleutels verzameld door Brey (http://www.thomas-brey.de/science/virtualhandbook/), zie Tabel 3.28b.

Tabel 3.28a De gebruikte indeling in benthosgroepen en de drie klassen van visserij-gevoeligheid. Benthosgroepen zoals aangehouden in de maaganalyses en vervolgens toegepast bij de benthosdata. Gevoeligheidsklassen zoals bepaald door Bolam et al (2013)

benthosgroep	gevoeligheid	benthosgroep	gevoeligheid
Amphipoda	intermediair	Decapoda	resistent
Bivalvia	resistent	Echinodermata	intermediair
Brachyura	resistent	Ensis	intermediair
Cnidaria	sensitief	Gastropoda	intermediair
Crangonidae	resistent	Nemertea	sensitief
Crustacea	resistent	Polychaeta	intermediair

Tabel 3.28b Conversiefactoren per benthosgroep, voor omzetting van drooggewicht (DM) naar asvrijdrooggewicht (AFDM), zoals verzameld door Brey (zie hoofdtekst)

benthosgroep	DM→ AFDM	als in Brey:	benthosgroep	DM→ AFDM	als in Brey:
Amphipoda	0.72	Amphipoda	Decapoda	0.68	Decapoda
Bivalvia	0.831	Bivalvia	Echinodermata	0.257	Ophiuroidea, Echinoidea irregularia, Asteroidea,
Brachyura	0.68	Decapoda	Ensis	0.831	Bivalvia
Cnidaria	0.864	Actiniaria	Gastropoda	0.766	G. opistobranchia
Crangonidae	0.742	Crustacea	Nemertea	0.816	Nemertea
Crustacea	0.742	Crustacea	Polychaeta	0.773	errantia en sedentaria

Opwerking benthosgroepen naar visserij-gevoeligheidsgroepen

Bolam et al (2013) hebben een methodiek ontwikkeld waarmee de gevoeligheid van benthosgroepen voor visserij geschat kan worden. Gebaseerd op acht biologische eigenschappen worden benthosgroepen geclassificeerd naar hun gevoeligheid voor bodemberoering door de visserij. Hierbij is gevoeligheid bepaald op basis van zowel de kans op sterfte door de visserij (de directe gevoeligheid), als de kans op herkolonisatie of de potentie tot instandhouding van de aantallen na visserij (de langetermijn gevoeligheid). Benthos wordt ingedeeld als (a) relatief resistent tegen de bodemberoering door de visserij, (b) relatief gevoelig voor de bodemberoering, of (c) intermediair in zijn gevoeligheid. Hierbij moet worden benadrukt dat dit relatieve groepen behelst; van alle onderzochte groepen zijn de minst gevoelige groepen geclassificeerd als resistent, en de meeste gevoelige groepen als gevoelig. Bolam et al (2013) hebben deze classificering bepaald voor een veelvoud aan taxonomische niveaus, zowel voor individuele soorten, geslachten als voor gehele families.

Zoals hierboven uitgelegd, zijn de benthos uit de benthossurvey op hetzelfde (laagst mogelijke) taxonomische niveau gegroepeerd als gebruikt in de maaganalyses. Vervolgens zijn deze benthosgroepen ingedeeld naar gevoeligheid voor visserij (Tabel 3.28), zoals bepaald door Bolam et al (2013). Hierbij zijn twee groepen geclassificeerd als sensitief, vijf groepen als intermediair, en vijf groepen als resistent. Er waren drie benthosgroepen die niet in de lijst van Bolam et al (2013) voorkwamen; (1) Brachyura is geclassificeerd zoals het erbij horende hogere taxonomische niveau Decapoda; resistent, (2) Cnidaria is geclassificeerd zoals de grote meerderheid van de onderliggende taxonomische niveaus; gevoelig, (3) Echinodermata, waarvoor geen betrouwbare schatting gemaakt kon worden op basis van de lijst, en daarom als intermediair is geclassificeerd. Het feit dat een groep als bivalvia als resistent wordt geclassificeerd in de analyse, terwijl er natuurlijk vele soorten zeer gevoelig zijn voor trawlen, wordt veroorzaakt door het niveau waarop identificatie van de maaginhouden mogelijk is. De methode zou verbeterd kunnen worden wanneer betere taxonomische info beschikbaar is voor de maagmonsters.

Opwerking biomassadata

Voor alle geselecteerde benthostrekken is de biomassa van elke benthosgroep gemiddeld per vistrek (waaraan de benthostrekken gekoppeld waren). Vervolgens zijn de garnalendata uit de benthossurvey vervangen door de garnalendata uit de vissurvey, voor betere dichtheidsschattingen voor deze groep. Daarna is de fractie van de biomassa per *gevoeligheidsgroep* (van de totale biomassa van alle gevoeligheidsgroepen) berekend per vistrek. Dit geeft de schatting van de relatieve biomassa per gevoeligheidsgroep in de directe

omgeving van een gevangen vis. Ook per vismaag is het percentage biomassa per gevoeligheidsgroep bepaald. Dit geeft de schatting van de relatieve biomassa per gevoeligheidsgroep in het dieet van de gevangen vis.
Het percentage van elke gevoeligheidsgroep is dus vastgesteld voor zowel het dieet van een vis, als voor de directe omgeving van de plek waar de vis gevangen is. Deze percentages worden vergeleken tussen veld en dieet. Als hierbij het percentage van een gevoeligheidsgroep in het dieet verschilt van die in het veld, dan wordt dat geïnterpreteerd als een voorkeur (bij een hoger percentage) of een afkeur (bij een lager percentage). Deze vergelijking tussen aanbod in het veld en aanwezigheid in de magen wordt behalve voor de gevoeligheidsgroepen ook voor de prooigroepen zoals gebruikt in de dieetbeschrijving uitgewerkt.

Beschikbare gegevens
Bij de koppeling en selectie van gegevens vallen veel monsters af (zie Tabel 3.29 voor het aantal beschikbare gegevens). Zo wordt van de maagdata alleen de vissurveydata uit het najaar gebruikt. Hierdoor valt ook 2011 af, aangezien er geen najaarssurvey plaatsvond in dat jaar. Voor de gecombineerde benthosdataset zijn geen gegevens voor 2007 en (ten tijde van deze analyse) vanaf 2012 beschikbaar. Er zijn dus alleen gegevens voor 2005, 2009 en 2010 beschikbaar. Ook zijn er elk jaar vier vistrekken waar geen benthostrekken in de directe buurt hebben plaatsgevonden. Daarnaast kunnen de lege magen ook niet meegenomen worden en worden alleen de gegevens uit het Bodembeschermingsgebied en het referentiegebied MVR1 meegenomen.

Tabel 3.29 Aantal beschikbare magen, waarvan zowel maagdata als benthosdata beschikbaar waren, per periode (T0 en T1) en per gebied (BG en MVR1)

	gebied	bot	dwergtong	grondels	kleine pieterman	pitvis	schar	schol	schurftvis	tong	wijting
T0											
	BG	0	0	6	0	6	1	15	6	1	0
	MVR 1	0	6	14	12	35	23	34	20	2	0
T1											
	BG	19	0	4	8	30	20	40	24	21	28
	MVR 1	4	1	1	9	7	20	27	6	9	26
Totaal		23	7	25	29	78	64	116	56	33	54

Ontogenetische prooivoorkeur

Prooivoorkeur van vis is vaak een functie van vislengte (Piet *et al.* 1998). In het geval van de tien onderzochte soorten is alleen voor de marien juvenielen een dergelijke ontogenetische voorkeur te verwachten, aangezien de andere zes soorten zodanig klein blijven dat er erg weinig variatie in gevangen lengtes is (zie ook Figuur 3.40 en soortgelijke figuren in de bijlage II). Voor alleen de marien juvenielen (schol, schar, bot, wijting en tong) is daarom onderzocht of er duidelijk verschillende lengte/leeftijdgroepen gevangen zijn. Voor schol, tong en schar was dit het geval. De grens tussen de lengtegroepen voor nuljarige en meerjarige vis lag, grofweg over de jaren heen, voor schol, schar en tong op respectievelijk 18, 12 en 13 cm (zie LF verdelingen najaar in bijlage II). De data van deze drie soorten zijn daarom opgedeeld naar lengteklasse klein en groot op basis van bovenstaande lengtegrenzen. De prooivoorkeur is vervolgens voor deze twee ontogenetische groepen apart geanalyseerd. Voor de overige soorten (zie Tabel 3.30) is de analyse van de prooivoorkeur niet opgesplitst in lengtegroepen.

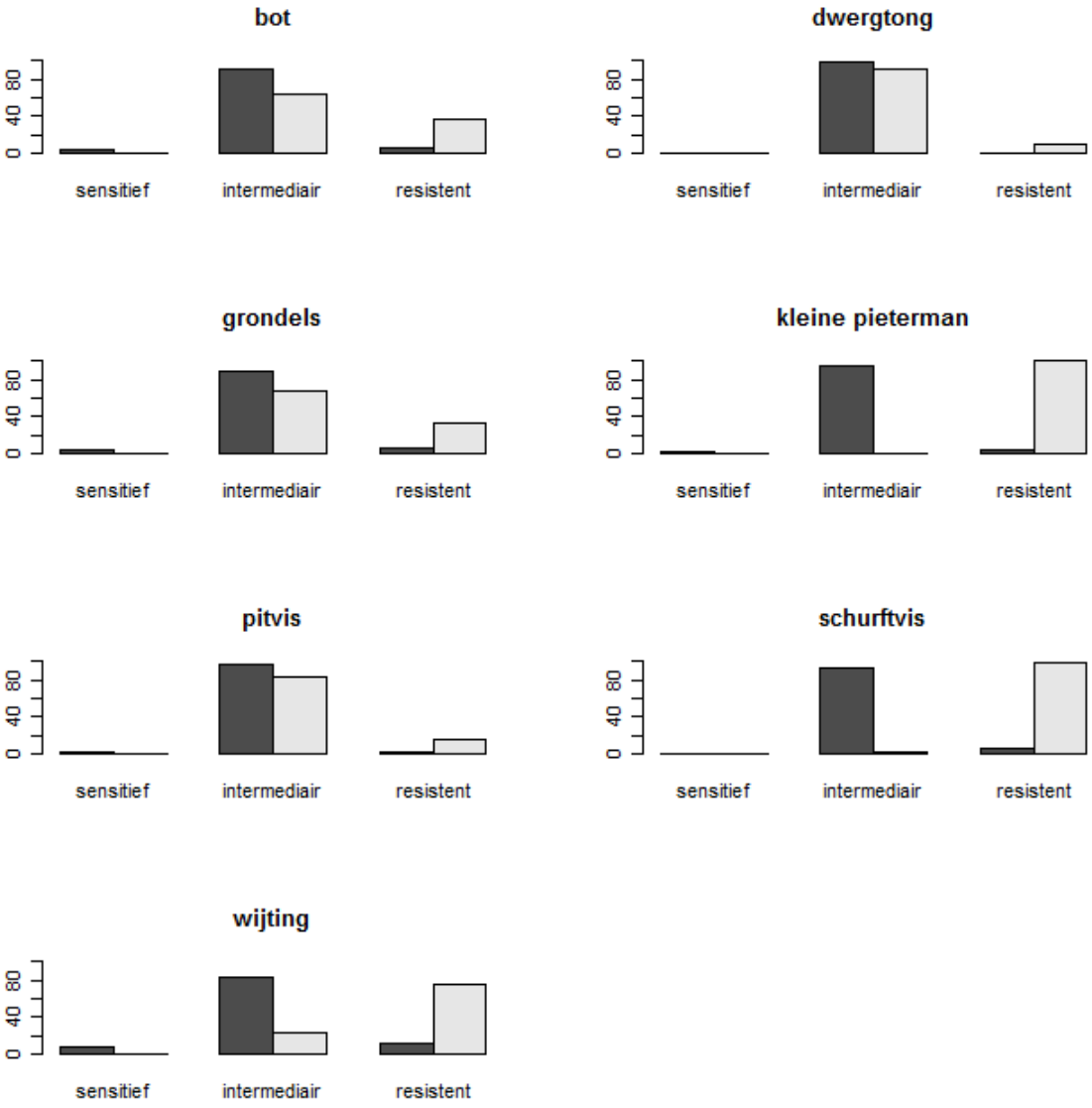
Tabel 3.30 Aantal gebruikte monsters (alleen voor schol, schar en tong opgedeeld in grootteklassen)

	Totaal	Klein-groot
bot	23	
dwergtong	7	
grondels	25	
kleine pieterman	29	
pitvis	78	
schar		42-22
schol		32-84
schurftvis	56	
tong		23-10
wijting	54	

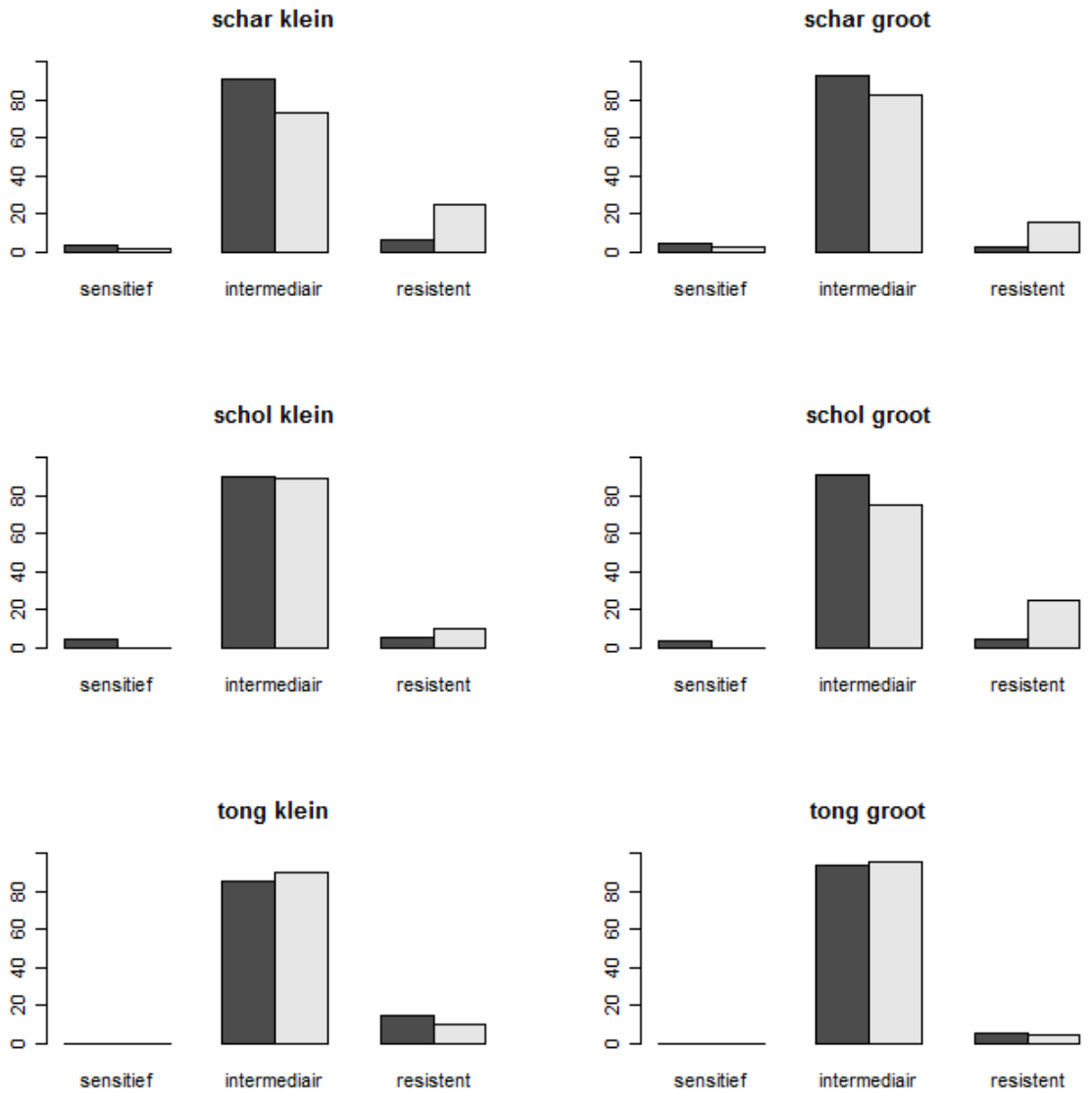
Resultaten
Voor alle vissoorten geldt dat er in de directe buurt van de plekken waar ze gevangen zijn, met name intermediair-gevoelige soorten aanwezig zijn (Figuur 3.43a en b). Het percentage biomassa van resistente en sensitieve benthosgroepen is laag in het veld (<10%). Echter, in de magen van de vissen wordt een relatief groot aandeel visserij-resistente benthos aangetroffen. Voor alle vissoorten is het gemiddelde aandeel resistente benthos in de maag hoger dan in het veld, met uitzondering van tong. Met name kleine pieterman, wijting en schurftvis hebben een sterke voorkeur voor visserij-resistent benthos (Figuur 3.43a). Alle drie soorten zijn garnaleneters, wat deze voorkeur verklaart (Figuur 3.43c). Ook bot is een typische garnaleneter, maar de voorkeur voor resistent benthos is minder sterk bij deze soort dan bij de andere drie. Bij schol lijkt de (lichte) voorkeur voor resistent benthos ontogenetisch (Figuur 3.43b): grotere schol laat een voorkeur voor de resistent benthos te zien, terwijl de kleinere schol eet wat er voorhanden is. Bij schar en tong zijn geen aanwijzingen voor ontogenetische voorkeuren: beide grootteklassen tonen eenzelfde patroon. Alle vissoorten vertonen een afkeur voor de benthosgroepen die juist sensitief zijn voor visserijdruk: in alle gevallen is het percentage sensitieve benthos in het dieet lager dan in het veld, waarbij alleen bij pitvis (0.1%) en schar (2%) daadwerkelijk sensitieve benthos in de maag is aangetroffen (Figuur 3.43).

Op het niveau van prooigroepen (Figuur 3.43c) hebben bot, schol en tong een duidelijke voorkeur voor Ensis, terwijl bot, grondels, kleine pieterman, schar, schurftvis en wijting een voorkeur hebben voor garnalen. Dwergtong, grondels, pitvis en tong hebben daarnaast ook een voorkeur voor polychaeten.
Over de gehele visgemeenschap heen is er dus een voorkeur voor resistente benthossoorten en een lichte afkeur voor sensitieve benthossoorten. Deze resultaten moeten echter wel met voorzichtigheid geïnterpreteerd worden; met name de opwerking naar gevoeligheidsgroepen is discutabel gezien het hoge taxonomische niveau waarop de indeling heeft moeten plaatsvinden. Er wordt hier daarom alleen een eerste voorzichtige verwachting op basis van de resultaten gegeven. Hierbij verwachten we dat een potentiele afname van de visserijdruk waarschijnlijk niet veel positief effect zal hebben op het dieet van de vissen. Immers; (a) de meeste soorten lijken selectief in hun voedselkeuze en zullen in dat geval in een veranderende benthosgemeenschap op zoek gaan naar hun favoriete prooi en (b) het benthos dat naar verwachting baat zal hebben bij een verminderde visserijdruk (de sensitieve soorten) lijkt geen geliefd voedsel voor de onderzochte vissoorten. De voorzichtige verwachting vanuit deze resultaten is dus dat een verlaging in visserijdruk, via een verandering in de benthossamenstelling, het voedselaanbod voor vissen niet zal verbeteren.

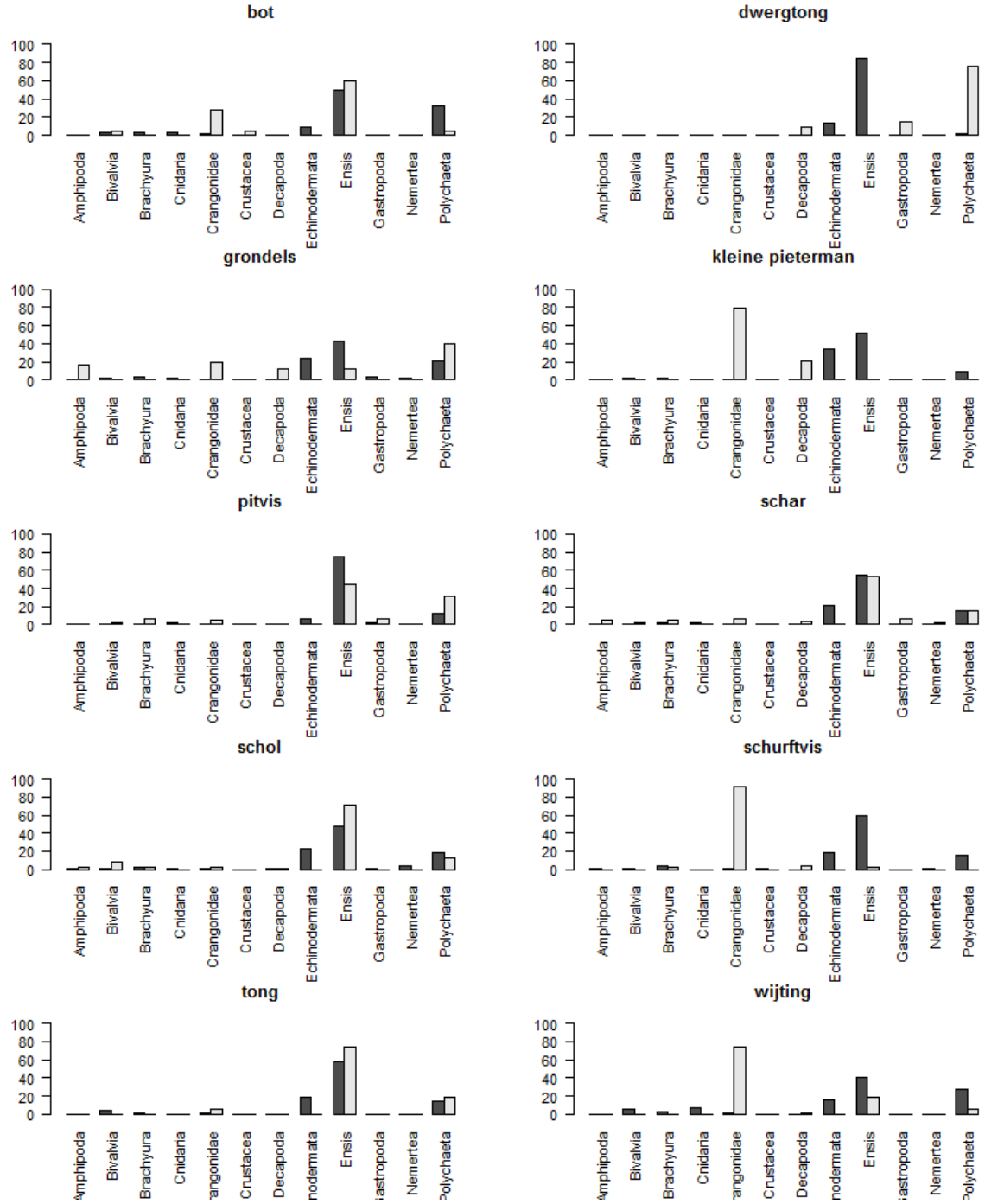
Conclusie: ja er treedt prooiselectie op van met name de soorten die resistent zijn voor visserij. Voor visserij sensitieve soorten komen maar weinig voor in het gebied en worden niet geprefereerd door vissen. Op prooigroepniveau hebben vissen een voorkeur voor met name garnaal, Ensis en polychaeten.



Figuur 3.43a *Per vissoort, het gemiddelde percentage biomassa (asvrijdrooggewicht) in de magen (licht grijs) en in de directe omgeving van de plek waar de vis gevangen is (donker grijs) van benthos die sensitief/intermediair/resistent is, met betrekking tot visserijdruk*



Figuur 3.43b *Per vissoort en per grootteklasse, het gemiddelde percentage biomassa (asvrijdrooggewicht) in de magen (licht grijs) en in de directe omgeving van de plek waar de vis gevangen is (donker grijs) van benthos die sensitief/intermediair/resistent is, met betrekking tot visserijdruk*



Figuur 3.43c Per vissoort, het gemiddelde percentage biomassa (asvrijdrooggewicht) in de magen (licht grijs) en in de directe omgeving van de plek waar de vis gevangen is (donker grijs) van de twaalf benthosgroepen zoals geclassificeerd in de magen

3.3.8 Groei

Vraag: is de groei van jonge schol, tong en schar veranderd in relatie tot de instelling van het Bodembeschermingsgebied?

3.3.8.1 Analyse

Een verschil in groeisnelheid tussen deelgebieden van de Voordelta (hypothese 6) is alleen te verwachten bij de jongere dieren, aangezien oudere dieren langere afstanden afleggen en een groter leefgebied hebben dan alleen de Voordelta. Alleen bij de jongste vissen is te verwachten dat ze hebben geleefd op de schaal van bijvoorbeeld het Bodembeschermingsgebied of het referentiegebied. Daarom is in deze analyse alleen nuljarige (0-groep) en eenjarige (1-groep) vis meegenomen (op leeftijd door aflezingen van otolieten).

De lengte van vis van een bepaalde leeftijdsklasse is vergeleken tussen de twee gebieden (BG en MVR1) en door de jaren heen. Dit is uitgevoerd per leeftijdsklasse (nul of een jaar oud) en per seizoen (i.e. per survey). Per seizoen is geanalyseerd of de lengte van nuljarige (of eenjarige) individuen afhankelijk is van het jaar, het gebied en de interactie van jaar en gebied. Als de instelling van het beschermingsgebied een effect heeft gehad op de groei, dan verwachten we een interactie van jaar en gebied. Per soort en leeftijdsgroep is een survey alleen meegenomen in de analyse wanneer voor zowel BG als MVR1 minimaal vijf metingen beschikbaar waren. Omdat het otolietenprogramma initieel was opgezet om een leeftijd-gestructureerde analyse van de gebieden uit te voeren (en niet voor groei van jonge vis) zijn niet voor alle combinaties voldoende leeftijdsdata van jonge vis aanwezig voor deze analyse. Aangezien alleen voor een deel van jaren data beschikbaar waren, is in de analyses geen onderscheid gemaakt tussen voor en na de instelling van het beschermingsgebied, maar zijn verschillen tussen individuele jaren geanalyseerd.

Per soort-leeftijd is een lineair model gebruikt, met als afhankelijke variabele lengte en als verklarende variabelen gebied, jaar en hun interactie. Omdat de timing van de surveys per jaar verschilt en dit invloed kan hebben op de groei, is gepoogd hiervoor te corrigeren door dag van het jaar mee te nemen in de analyse. Deze variabele bleek echter sterk gecorreleerd met zowel jaar als gebied. Dat betekent dat het effect van een relatief late of vroege bemonstering al verdisconteerd zit in jaar of gebied (dat komt omdat alle trekken binnen een tijdsbestek van twee weken uitgevoerd zijn en er vaak een vaste volgorde zit in de locaties van de uitgevoerde trekken, zodat trekken uit een gebied op dezelfde dagen zijn gedaan). Dag van het jaar is uiteindelijk dus niet meegenomen. Niet-significante factoren zijn een voor een verwijderd totdat het model alleen significante factoren bevatte.
Voor schol, tong en schar zijn er genoeg leeftijdsgegevens per leeftijdsgroep aanwezig om de groeianalyse uit te kunnen voeren, voor de andere soorten waren er te weinig gegevens beschikbaar (Bijlage III).
Groei kan ook berekend worden als verschil in lengte tussen najaar en voorjaar voor elke leeftijdsgroep. Dat zou een beter beeld geven van de groei per leeftijdsgroep, omdat je dan de groei van hetzelfde cohort volgt (ervan uitgaande dat ze niet in en uit het gebied trekken tussen voor- en najaar). In de vergelijking van lengte van een leeftijdsgroep tussen jaren heb je te maken met verschillende cohorten. Voor een dergelijke analyse waren echter per jaar, soort en leeftijdscombinatie te weinig gegevens voorhanden.

3.3.8.2 Resultaten

Voor de nuljarige schol in het voorjaar had geen van de factoren een significante invloed op de lengte; er was geen verschil in lengte tussen 2009 en 2010 of tussen BG en MVR1 (Figuur 3.44). Echter, voor de nuljarige schol in het najaar vond door de jaren heen (2005, 2007 en 2009) een afname in lengte plaats (Tabel 3.31 en Figuur 3.44), ongeacht het gebied. De gemiddelde lengte van de eenjarige schol in het voorjaar was groter in MVR1 dan in BG (Tabel 3.31 en Figuur 3.44).

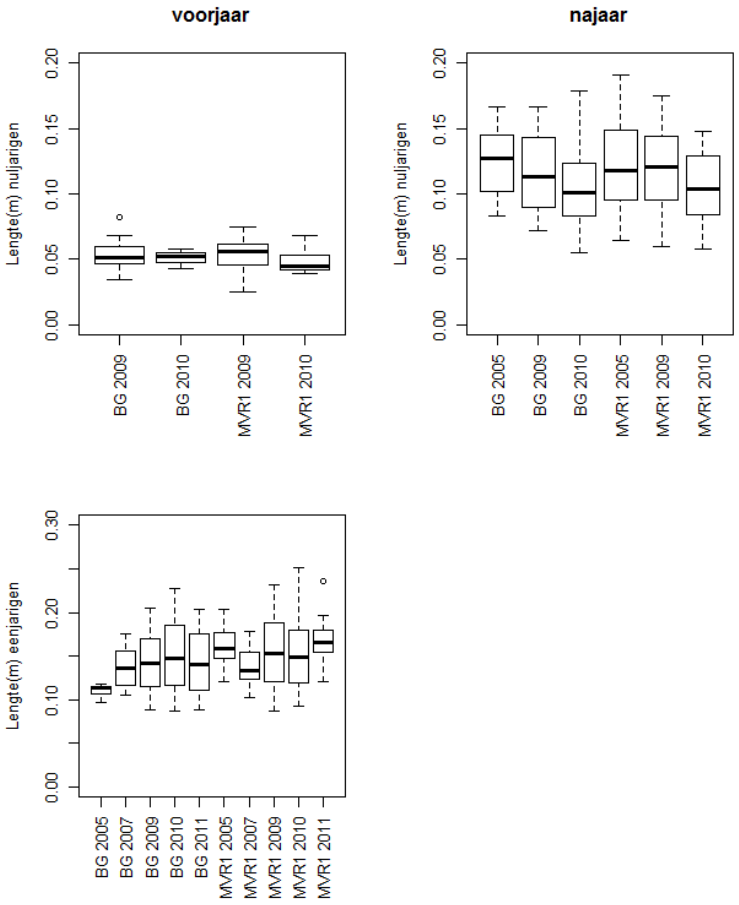
Voor de nuljarige schar in het najaar van 2009 was er geen verschil in lengte tussen BG en MVR1 (Figuur 3.45). Voor de eenjarige schar in het voorjaar voldeden de data niet aan de modelvoorwaarden, door de heterogene variatie in lengte door de jaren heen (zie Figuur 3.45). Daarom werd in plaats van jaar, periode (voor en na de instelling van het beschermingsgebied) toegevoegd als tijdsfactor. Hiermee bleek dat de lengte van de eenjarigen was afgenomen in de periode na de instelling van het Bodembeschermingsgebied en gemiddeld hoger was in MVR1 (Tabel 3.31).
Voor de nuljarige tong in het najaar was er geen significant verschil in lengte tussen de twee gebieden of tussen de twee jaren (2005 en 2009). De lengte van de eenjarige tong in het voorjaar was gemiddeld hoger in MVR1 dan BG (Tabel 3.31, Figuur 3.46). Na Bonferroni correctie is voor geen van de soorten een significant interactie effect gevonden. Alleen zonder correctie voor deze eenjarige tong in het najaar, waarbij de lengte sneller afnam door de jaren in MVR1. Deze tijdsperiode behelst echter alleen twee jaren na de instelling van het beschermingsgebied (2009 en 2010) en een effect van het instellen van het beschermingsgebied kan dus sowieso niet worden getest.

Samenvattend is er geen aanwijzing gevonden dat de groeisnelheid van schol, tong of schar veranderd is door de instelling van het Bodembeschermingsgebied. Wel heeft het gebied vaak een invloed op de lengte van vis. De gemiddelde lengte van de vissen verschilt vaak significant tussen gebieden, en in die gevallen ligt de lengte per leeftijdsklasse hoger in MVR1 dan BG. Mogelijk is door abiotische omstandigheden het MVR1 een gunstiger gebied voor de groei van eenjarige vis.

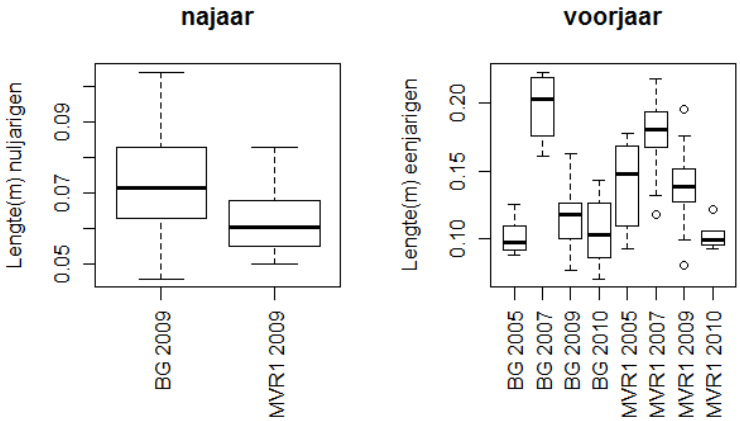
Conclusie: Groeisnelheid van schol, tong of schar is niet aantoonbaar veranderd door de instelling van het beschermingsgebied.

Tabel 3.31 Resultaten van regressie analyses van groei van 0 en 1 jarige schol, schar en tong in het voor- en najaar. Alleen significante factoren (P<0.05) zijn weergegeven. Voor elk model (per soort, groep en seizoen) worden de parameter schattingen (est), hun standaard fout (SE), de t-waarde en de P-waarde getoond. Bonferroni toont de significantie na Bonferroni correctie, waarbij voor 8 analyses: p<0.0063

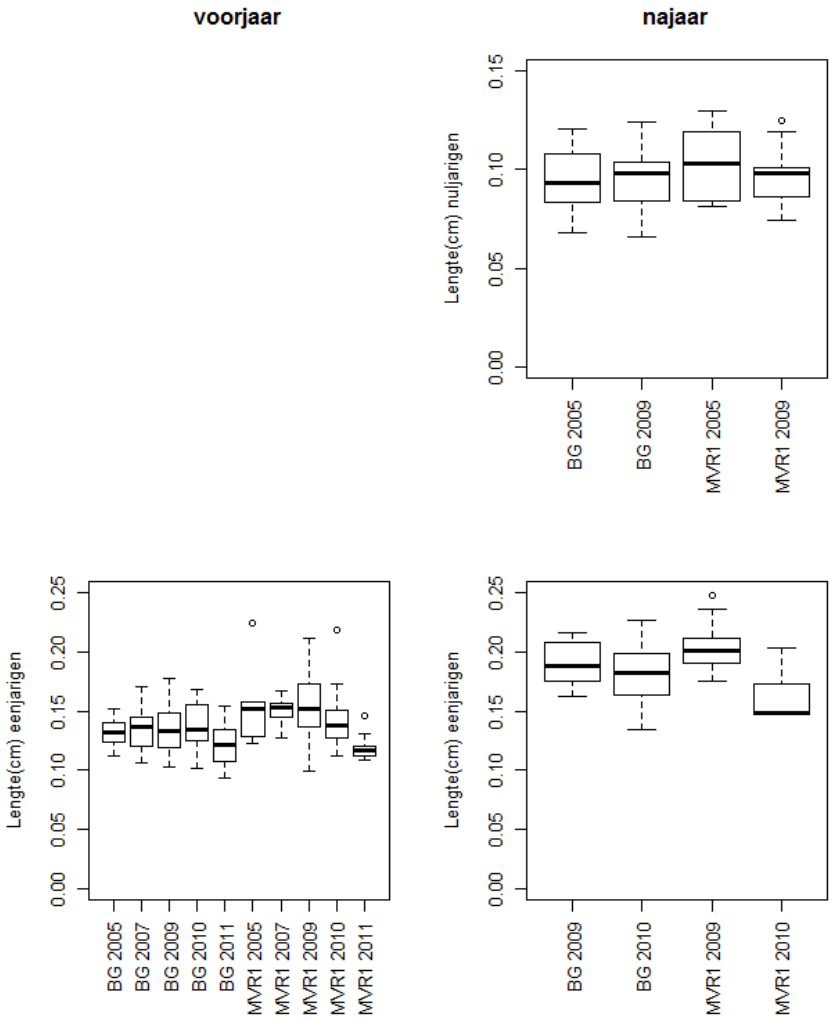
soort	groep	seizoen	parameter	Est	SE	t-waarde	P	Bonferroni
schol	0-jarige	voorjaar	-	-	-	-	-	
		najaar	intercept	7.019	2.121	3.310	0.0011	*
			jaar	-0.003	0.001	-3.256	0.0013	*
	1-jarige	voorjaar	intercept	-4.364	2.169	-2.012	0.0449	
			gebied (MVR1)	0.012	0.004	3.267	0.0012	*
			jaar	0.002	0.001	2.078	0.0384	
schar	0-jarige	najaar	-	-	-	-	-	
	1-jarige	voorjaar	intercept	0.133	0.005	26.168	<0.0001	*
			gebied (MVR1)	0.025	0.005	4.800	<0.0001	*
			periode (na)	-0.026	0.005	-4.834	<0.0001	*
tong	0-jarige	najaar	-	-	-	-	-	
	1-jarige	voorjaar	intercept	4.091	1.627	2.515	0.0127	
			gebied (MVR1)	0.014	0.003	4.551	<0.0001	*
			jaar	-0.002	0.001	-2.433	0.0158	
		najaar	gebied (MVR1)	67.042	24.632	2.722	0.0081	
			jaar	-0.006	0.006	-1.004	0.3186	
			gebied (MVR1)*jaar	-0.033	0.012	-2.722	0.0082	



Figuur 3.44 *Boxplots van de lengte van schol in het Bodembeschermingsgebied (BG) en het referentiegebied (MVR1) in de jaren die zijn meegenomen in de statistische analyses, per survey (voorjaar en najaar) en per leeftijdsklasse (nuljarige en eenjarige vis). De rechthoek geeft het 25 en 75 percentiel aan; de whiskers geven het 5 en 95% percentiel aan, de dikke strepen het rekenkundig gemiddelde*



Figuur 3.45 *Boxplots van de lengte van schar in het Bodembeschermingsgebied (BG) en het referentiegebied (MVR1) in de jaren die zijn meegenomen in de statistische analyses, per survey (voorjaar en najaar) en per leeftijdsklasse (nuljarige en eenjarige vis). De rechthoek geeft het 25 en 75 percentiel aan; de whiskers geven het 5 en 95% percentiel aan, de dikke strepen het rekenkundig gemiddelde*



Figuur 3.46 *Boxplots van de lengte van tong in het Bodembeschermingsgebied (BG) en het referentiegebied (MVR1) in de jaren die zijn meegenomen in de statistische analyses, per survey (voorjaar en najaar) en per leeftijdsklasse (nuljarige en eenjarige vis). De rechthoek geeft het 25 en 75 percentiel aan; de whiskers geven het 5 en 95% percentiel aan, de dikke strepen het rekenkundig gemiddelde*

3.3.9 Conditie

Vraag: Is de conditie van vis veranderd door de instelling van het Bodembeschermingsgebied?

3.3.9.1 Analyses

Om te analyseren of er verschillen zijn in conditie tussen de gebieden en perioden zijn voor de tien soorten waarvan gewichten gemeten de lengte-gewicht relaties bepaald. In de figuren worden de resultaten van alle vier gebieden (BG, MVR1, MVR2 en MV2) gegeven. De statistische analyse is beperkt tot de vergelijking BG en MVR1. De gewichten van de vissen zijn aan boord bepaald met een gestabiliseerde weegschaal, desondanks is voor kleine vissen van een paar gram (zoals grondels) de weegschaal onder slechte weersomstandigheden onnauwkeurig.

Het algemeen model gebruikt voor lengte-gewicht relaties is:

$$W_i = aL_i^b e^{\varepsilon i}$$

Waarbij a en b constanten zijn, W gewicht is en L lengte voor soort i en Ɛ de error term voor vis i. Dit is een exponentiële functie. Dit kan vereenvoudigd worden door beide kanten te logtransformeren, waardoor een lineaire relatie ontstaat:

$$\log W_i = \log a + b \log L_i + \varepsilon_i$$

In een regressieanalyse met log gewicht als afhankelijke en log lengte als onafhankelijke variabele is geanalyseerd of de relatie verschilt tussen seizoenen (voor en najaar) gebieden (BG en MVR1) en perioden (voor en na) en of die relatie veranderd is als gevolg van de instelling van het Bodembeschermingsgebied. Dit laatste is alleen het geval als de interactieterm tussen gebied en periode significant is.

3.3.9.2 Resultaten

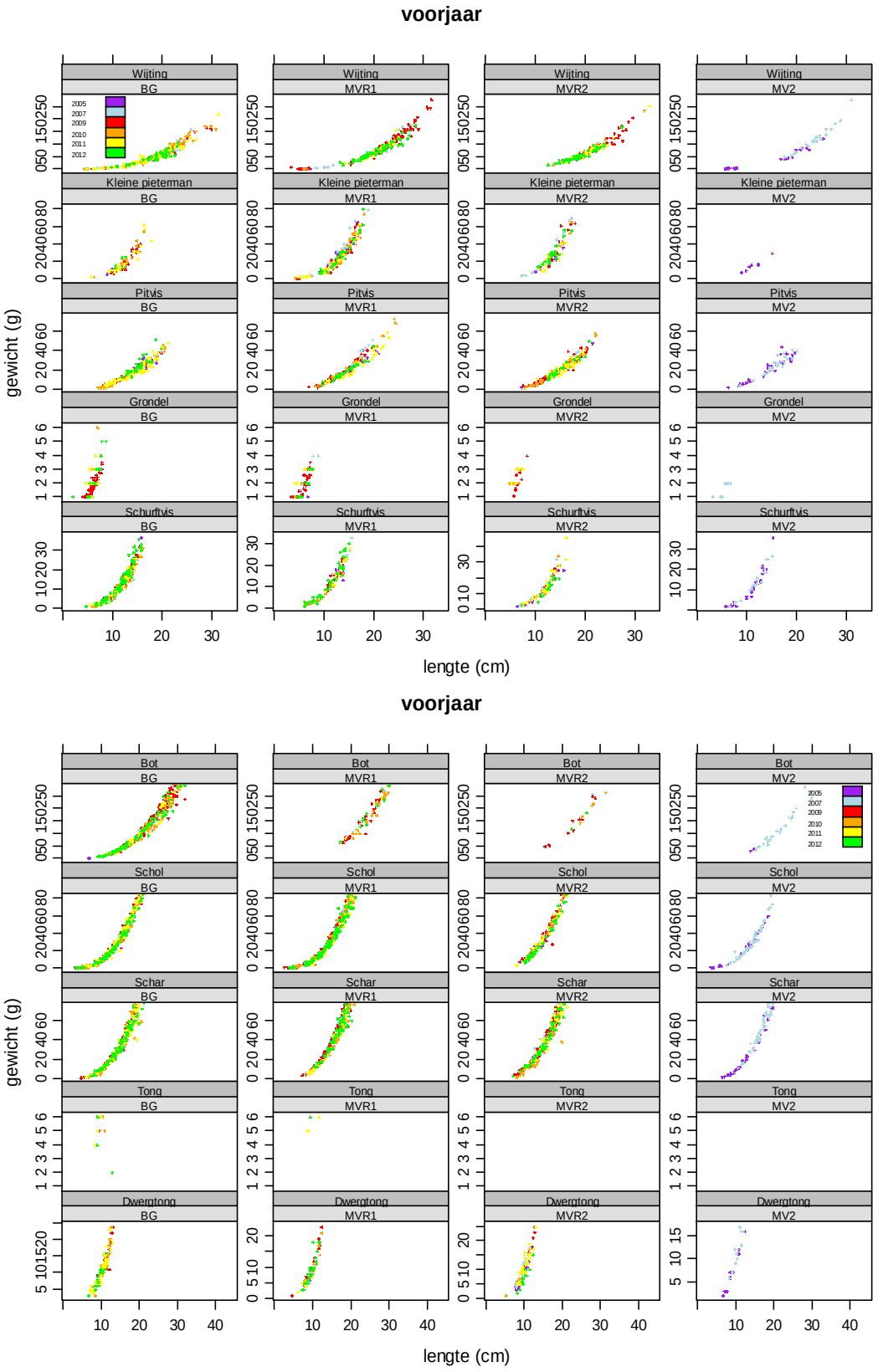
De lengte-gewicht relaties worden (ongetransformeerd) gegeven in de Figuren 3.47 en 3.48. Uit de figuren wordt al duidelijk dat er geen grote gebieds- en –of jaar verschillen zijn. Voor pitvis, grondels, bot en schar is er een significant interactie gevonden tussen gebied en periode. Dat betekent dat voor die soorten de conditie verschilt voor en na instelling van het Bodembeschermingsgebied, waarbij voor pitvis, bot en schar de conditie in MVR1 verslechterd is vergeleken met die in BG en voor grondels de conditie verbeterd is in MVR1 vergeleken met die in BG. Wanneer de Bonferroni-correctie wordt toegepast, blijft de interactie alleen voor grondels significant. Alleen voor die soort kunnen we dus concluderen dat er een verandering in conditie geweest is na de instelling van het Bodembeschermingsgebied, die anders is in BG dan in MVR1. De richting is echter omgekeerd aan wat verwacht zou worden: in MVR1 is de conditie verbeterd. Tegelijkertijd is de meetfout voor deze kleine soort ook het grootst (meeste afwijkingen van de lengte-gewichtrelatie, Figuur 3.47 en 3.48).

Voor de soorten waarbij een gebiedsverschil gevonden is (wijting, kleine pieterman, grondel, schar en tong), was de conditie voor wijting, kleine pieterman en schar beter in MVR1. Een significant verschil tussen de conditie in voor- en najaar is gevonden bij kleine pieterman, pitvis, grondels, schol, schar, tong en dwergtong, waarbij de conditie bij al deze soorten in het voorjaar lager was dan in het najaar. Voor de soorten waarbij de conditie verschilde voor en na de instelling van het Bodembeschermingsgebied hadden kleine pieterman en tong een slechtere conditie en schol een betere in de periode erna (Tabel 3.32).

Conclusie: Alleen voor grondels is er een verandering in conditie na de instelling van het Bodembeschermingsgebied, die anders is in BG dan in MVR1. De richting is echter omgekeerd aan wat verwacht zou worden: in MVR1 is de conditie verbeterd.

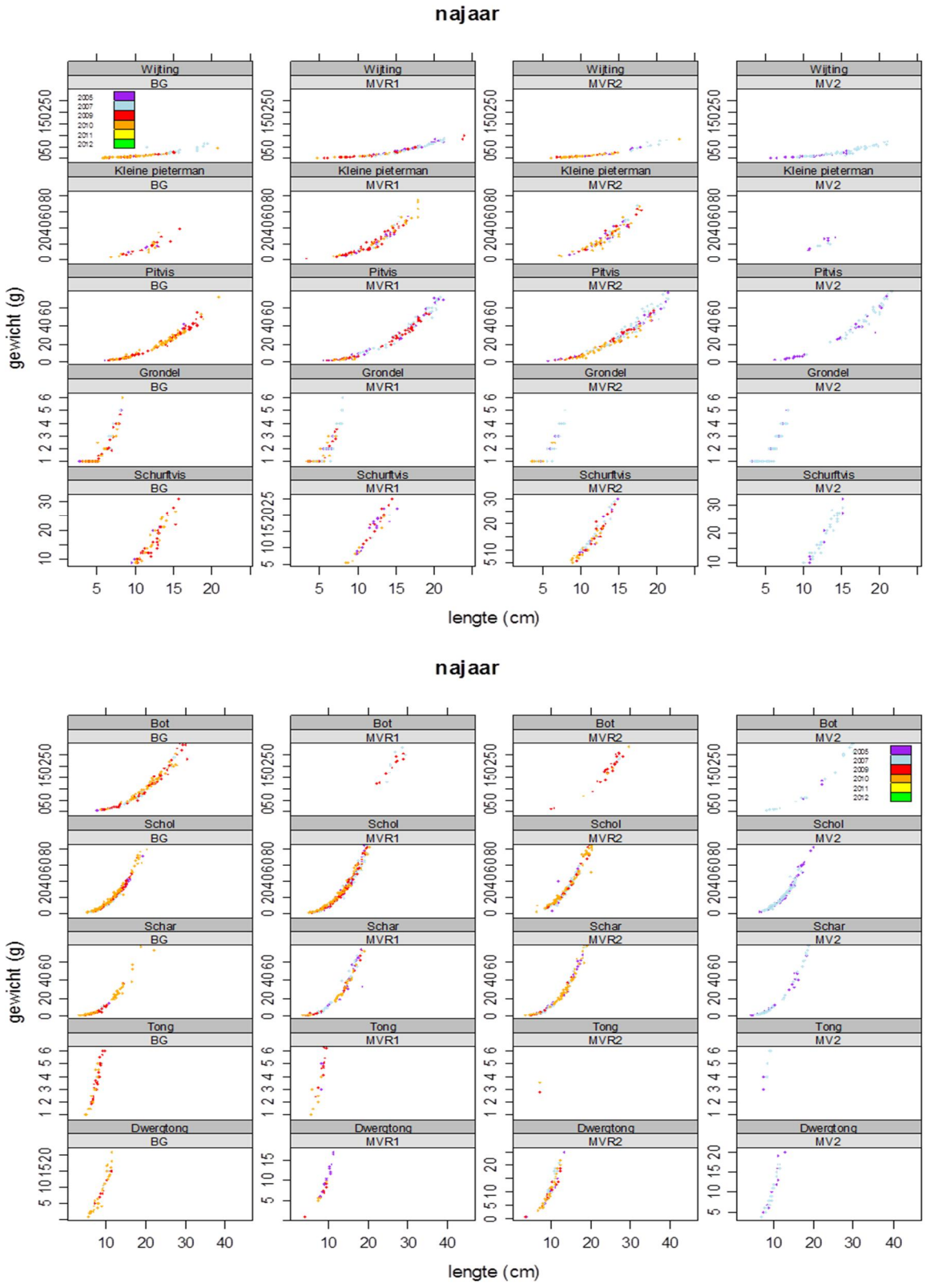
Tabel 3.32 Resultaten van analyses van conditie voor de tien soorten. Bonferroni geeft aan welke factoren significant blijven na Bonferroni correctie, R^2 is het percentage verklaarde variatie

soort		est	SE	t-waarde	p	sign	Bonferroni	R^2 (%)
wijting	Intercept	-4.6150	0.0430	-107.3	< 2e-16	***	*	97.6
	logl	2.9182	0.0156	186.3	< 2e-16	***	*	
	factor(gebied): MVR1	0.0407	0.0131	3.1	0.0019	**	*	
kl.pieterman	intercept	-4.5184	0.0808	-55.8	< 2e-16	***	*	95.2
	logl	2.9878	0.0318	93.9	< 2e-16	***	*	
	seizoen: voorjaar	-0.0538	0.0183	-2.9	0.0035	**	*	
	factor(gebied): MVR1	0.1013	0.0197	5.1	4.12e-07	***	*	
	factor(periode): na	-0.0425	0.0183	-2.3	0.0205	*		
pitvis	intercept	-4.5219	0.0573	-78.7	<2e-16	***	*	96.5
	logl	2.8783	0.0200	143.2	<2e-16	***	*	
	factor(seizoen): voorjaar	-0.2292	0.0130	-17.6	<2e-16	***	*	
	factor(gebied): MVR1	0.0109	0.0256	0.4	0.6700			
	factor(periode): na	-0.0180	0.0239	-0.7	0.4517			
	factor(gebied)*factor(periode):	-0.0603	0.0300	-2.0	0.0448	*		
grondels	intercept	-2.4117	0.1354	-22.8	< 2e-16	***	*	70.8
	logl	1.8233	0.0569	32.0	< 2e-16	***	*	
	factor(seizoen): voorjaar	-0.1779	0.0299	-5.9	5.74e-09	***	*	
	factor(gebied): MVR1	-0.1967	0.0433	-4.5	7.49e-06	***	*	
	factor(periode): na	-0.0735	0.0436	-1.7	0.0926			
	factor(gebied)*factor(periode):	0.2052	0.0577	3.6	0.0004	***	*	
schurftvis	intercept	-5.2344	0.0757	-69.2	< 2e-16	***	*	95.3
	logl	3.1919	0.0298	106.9	< 2e-16	***	*	
	factor(seizoen): voorjaar	-0.1296	0.0183	-7.0	4.93e-12	***	*	
bot	intercept	-4.3930	0.0609	-72.1	<2e-16	***	*	98.7
	logl	2.9970	0.0125	238.9	<2e-16	***	*	
	factor(gebied): MVR1	0.0430	0.0278	1.5	0.1223			
	factor(periode): na	0.0222	0.0131	1.7	0.0895			
	factor(gebied)*factor(periode):	-0.0687	0.0305	-2.2	0.0247	*		
schol	intercept	-4.4550	0.0220	-202.1	<2e-16	***	*	98.2
	logl	2.9571	0.0083	357.8	<2e-16	***	*	
	factor(seizoen): voorjaar	-0.0176	0.0085	-2.1	0.0375	*		
	factor(periode): na	0.0227	0.0088	2.6	0.0097	**		
schar	intercept	-4.6036	0.0219	-210.7	< 2e-16	***	*	99.0
	logl	3.0226	0.0086	349.4	< 2e-16	***	*	
	factor(seizoen): voorjaar	-0.0519	0.0096	-5.4	7.75e-08	***	*	
	factor(gebied): MVR1	0.0693	0.0149	4.6	3.58e-06	***	*	
	factor(periode): na	-0.0028	0.0138	-0.2	0.8374			
	factor(gebied)*factor(periode):	-0.0401	0.0164	-2.4	0.0147	*		
tong	intercept	-5.0728	0.0295	-171.5	< 2e-16	***	*	98.7
	logl	3.1228	0.0109	287.3	< 2e-16	***	*	
	factor(seizoen): voorjaar	-0.0645	0.0083	-7.8	1.82e-14	***	*	
	factor(gebied): MVR1	-0.0209	0.0080	-2.6	0.0087	**		
	factor(periode): na	-0.0424	0.0087	-4.9	1.22e-06	***	*	
dwergtong	intercept	-4.7027	0.1207	-38.9	< 2e-16	***	*	90.7
	logl	3.0901	0.0549	56.3	< 2e-16	***	*	
	factor(seizoen): voorjaar	-0.1246	0.0219	-5.676	3.03e-08	***	*	



Figuur 3.47 Lengte-gewicht relaties voor de 10 soorten in het voorjaar in de vier deelgebieden

.



Figuur 3.48 Lengte-gewicht relaties voor de 10 soorten in het najaar in de vier deelgebieden

3.3.10 Epibenthos

In de surveys zijn naast vis ook veel epibenthos gevangen: o.a. zeesterren, slangsterren, krabben en garnalen. Het uitzoeken en determineren van het epibenthos is tijdrovend en daarom is dit alleen helemaal uitgezocht als de tijd aan boord het toeliet, maar er werd wel van elke vangst een foto gemaakt. Gezien de omvang van het beviste oppervlak (ca. 1200*6m) vormt dit een goede aanvulling op de benthosbemonstering, vooral wat betreft de grotere algemenere soorten (maaswijdte is 20mm, dus kleine soorten worden niet gevangen). Er is hier op basis van de foto's getracht een schatting te maken van de hoeveelheid epibenthos in de trekken. Soorten waarvan verwacht werd dat ze duidelijk herkenbaar waren op foto's en in redelijke hoeveelheden voorkomen zijn voor deze analyse geselecteerd: strandkrab *Carcinus maenas*, zwemkrab *Liocarcinus holsatus*, zeester *Asterias rubens* en slangster *Ophiura ophiura*.

Met betrekking tot de fotoschattingen hebben we twee vragen gesteld:

- Hoe betrouwbaar zijn fotoschattingen?
- Kunnen met deze data effecten van de instelling van het BG op de vier benthossoorten strandkrab, zwemkrab, zeester en slangster gevonden worden?



Voorbeeldfoto van een gelabelde vangst.

3.3.10.1 *Methode*

Omdat epibenthos niet het doel van deze survey was en het sorteren en identificatie van epibenthos veel tijd kost, was het niet mogelijk om tijdens de survey voor alle trekken het epibenthos uit te zoeken. In plaats daarvan is er van de hele vangst een foto gemaakt meteen nadat de vangst aan dek kwam. Er is onderzocht of deze foto's zich lenen voor een meer kwantitatieve analyse. De trekken waarbij het epibenthos ook is uitgezocht en geïdentificeerd dienen hierbij als check.

- Beeldanalyse

Van de meeste vistrekken, voor zowel bakboord als stuurboord, is een foto beschikbaar. De meerderheid van de foto's is gemaakt loodrecht boven de kuip waarin zich de vangst bevond. Ter identificatie is een label met stationsnummer en datum mee gefotografeerd. Op de foto zijn daarna de vier doelsoorten geïdentificeerd (Figuur 3.49) en is een schatting gemaakt van het oppervlakte dat elk van die soorten besloeg. Van de meeste trekken is ook informatie van het totale volume aan vangst (in liters) beschikbaar. Door het vangstaandeel van een soort te vermenigvuldigen met het totale vangstvolume is vervolgens een schatting van het volume per benthossoort gemaakt.



Figuur 3.49 *Beeldanalyse procedure, a) identificatie van de vier doelsoorten in het beeld (rood = strandkrab, groen = gewone zwemkrab, blauw = zeester, geel = slangster) en b) kwantificeren van het oppervlak dat door elk van de soorten ingenomen wordt*

3.3.10.2 *Statistische analyse*

Om de betrouwbaarheid van de volumeschattingen op basis van foto's te onderzoeken zijn de fotoresultaten vergeleken met de benthosvangsten. In een aantal trekken van het visbemonsteringsprogramma zijn in 2009, 2010 en 2011 naast de vissoorten ook de benthossoorten gesorteerd en geteld. In totaal zijn voor 109 trekken uit het PMR programma zowel foto- als trekdata uit hetzelfde net (bakboord of stuurboord) beschikbaar. De fotoschattingen zijn uitgedrukt in volumes, de vangsten in aantallen. Om de correlatie tussen de twee schattingen te onderzoeken, is gebruik gemaakt van de non-parametrische Kendall-test voor gepaarde samples. Met deze test worden niet de feitelijke getallen tegen elkaar getest, maar de kwalitatieve verschillen tussen getallen. Dit levert een strengere en robuustere test op, wat geschikter is voor data zoals de fotoschattingen, data die gekenmerkt worden door een grote onzekerheid (en bovendien een niet-normale verdeling).

Om de verandering in de benthos naar aanleiding van het instellen van het Bodembeschermingsgebied te onderzoeken zijn vergelijkingen op stationsniveau toegepast: per station is het verschil in de gemiddelde hoeveelheid in de periode voor en na de instelling van het beschermingsgebied bepaald analoog aan de methode zoals uitgevoerd voor vis (paragraaf 3.3.6). Vervolgens is onderzocht of deze verandering in benthos verschilt tussen de gebieden BG en MVR1. In een dergelijke aanpak hebben we geen last van sterke stationsafhankelijke patronen. Voor de twee seizoenen apart zijn de fotoschattingen van de twee netten (bakboord en stuurboord) gemiddeld per station. Vervolgens is een selectie gemaakt van locaties waar genoeg data voor beschikbaar waren: als de locatie in 2007 was bemonsterd op benthos (in 2005 is geen informatie over totaal vangstvolume beschikbaar, waardoor fotoschattingen niet gemaakt kon worden. Dit jaar is dus buiten beschouwing gelaten) en minimaal twee jaren van na de instelling van het beschermingsgebied. (Voor het voorjaar zijn voor drie jaar data beschikbaar: 2009, 2010 en 2011. Voor het najaar zijn voor twee jaar data beschikbaar: 2009 en 2010). In totaal zijn in het voorjaar 29 stations (BG=10, MVR1=19) die voldoen aan deze criteria, en in het najaar 19 stations (BG=10, MVR1=9). Voor elk seizoen zijn vervolgens de volumes per station en periode gemiddeld en het verschil in gemiddeld volume tussen de voor- en na-periode is berekend per station: een positief getal betekent dat het volume is toegenomen, een negatief getal dat het volume is afgenomen. De non-parametrische Kruskal-Wallis test is gebruikt om verschillen in de verandering van het gemiddelde volume tussen de twee gebieden te testen. Met deze test worden niet de feitelijke getallen bekeken, maar de ranking van de getallen.

3.3.10.3 Resultaten

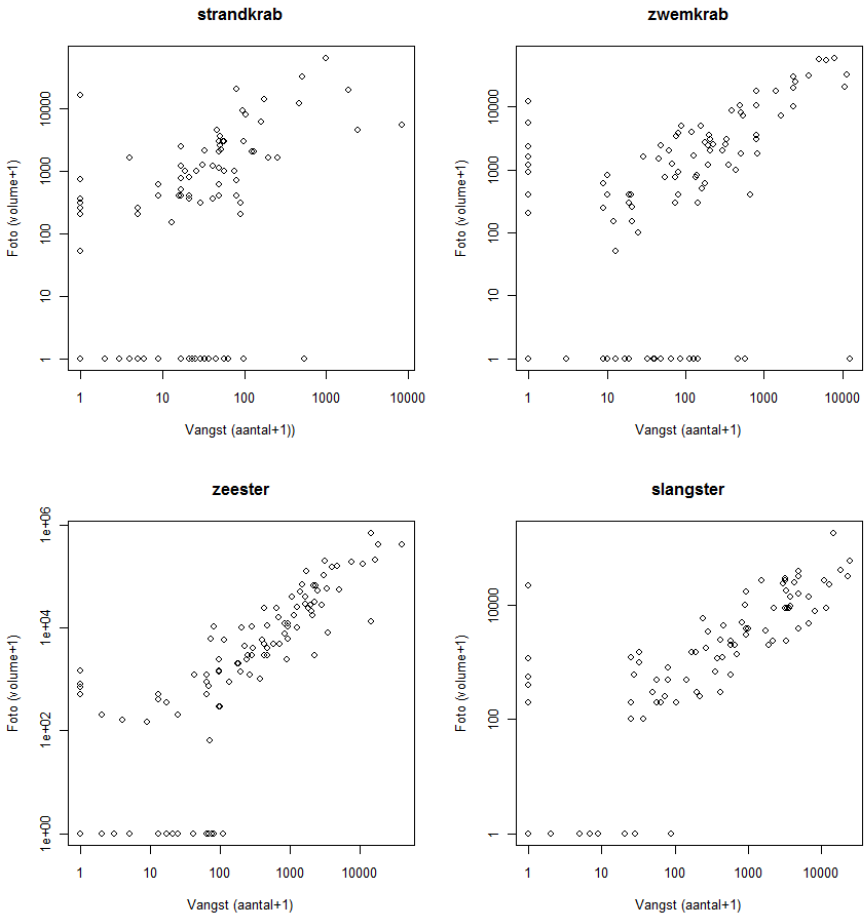
Koppeling fotoschattingen en vangstdata

In Figuur 3.50 zijn vangst en fotoschatting (op een log-schaal: log(x+1)) tegen elkaar uitgezet. Bij de waardes x=1 en y=1 zijn de trekken te zien waarin geen individuen in de vangst (x=1) of op de foto (y=1) genoteerd zijn. Voor alle soorten is de correlatie tussen vangst en fotoschattingen sterk significant: strandkrab: $z = 11.2$, $p < 0.001$, zwemkrab: $z = 6.6$, $p < 0.001$, zeester: $z = 7.3$, $p < 0.001$, slangster: $z = 10.9$, $p < 0.001$). De fotoschattingen zijn dus kwantitatief gecorreleerd aan de feitelijk vangsten: een grotere vangst gaat gepaard met een hogere schatting van het volume.

Verandering in epibenthosvolumes na de instelling van het beschermingsgebied

In het voorjaar nam de hoeveelheid strandkrab in MVR1 significant toe in vergelijking met BG, maar dit verschil verdwijnt na Bonferroni correctie. Ook in het najaar is geen significant verschil tussen de veranderingen in de twee gebieden gevonden (Tabel 3.33 en Figuur 3.51 en 3.52). Bij de gewone zwemkrab zijn er geen significante verschillen tussen de veranderingen in BG en MVR1 gevonden. De veranderingen door de tijd in volumes zeester waren niet verschillend tussen de twee gebieden. Voor slangster is er in geen van beide seizoenen een significant verschil gevonden tussen de veranderingen in de twee gebieden.

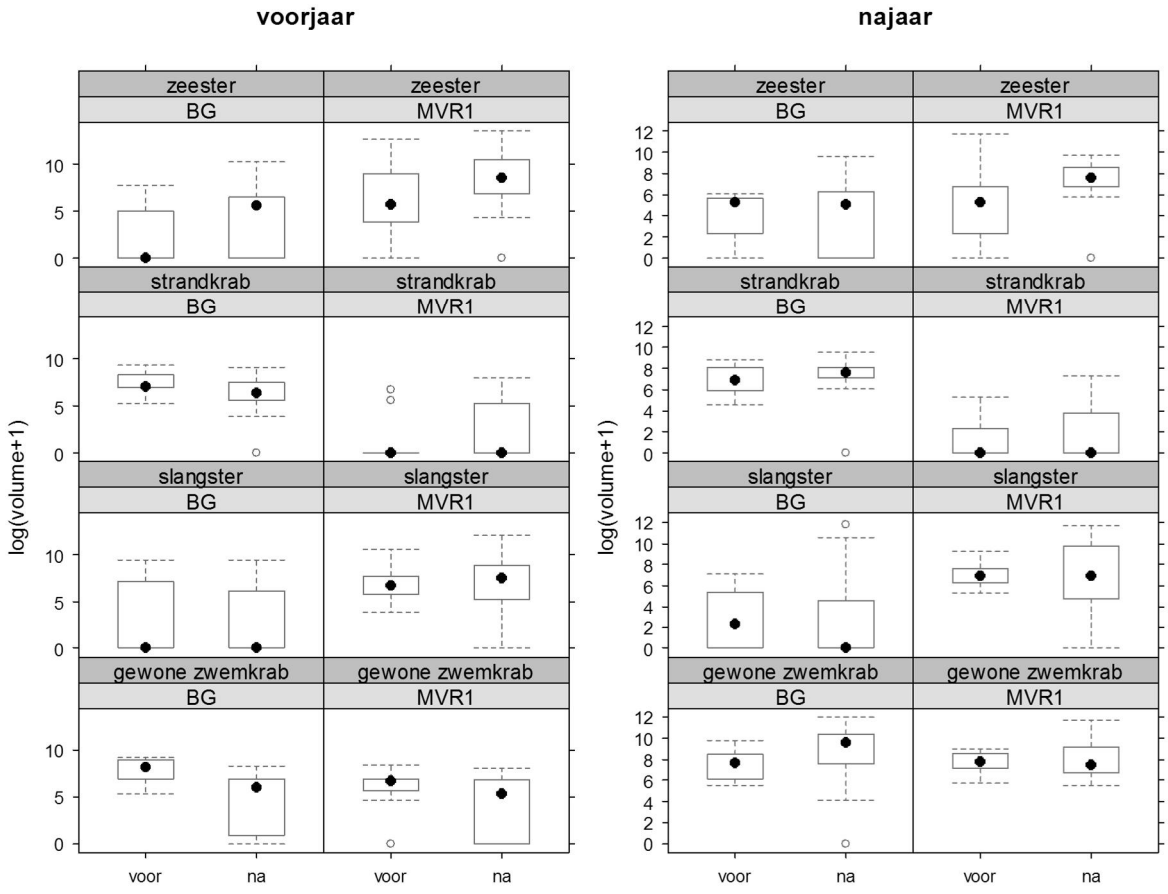
Conclusie: 1. de foto's geven een goede weergave van de vangsten van de vier epibenthossoorten. 2. De vier epibenthossoorten laten geen verandering zien tussen T0 en T1 die gerelateerd kan worden aan de instelling van het Bodembeschermingsgebied.



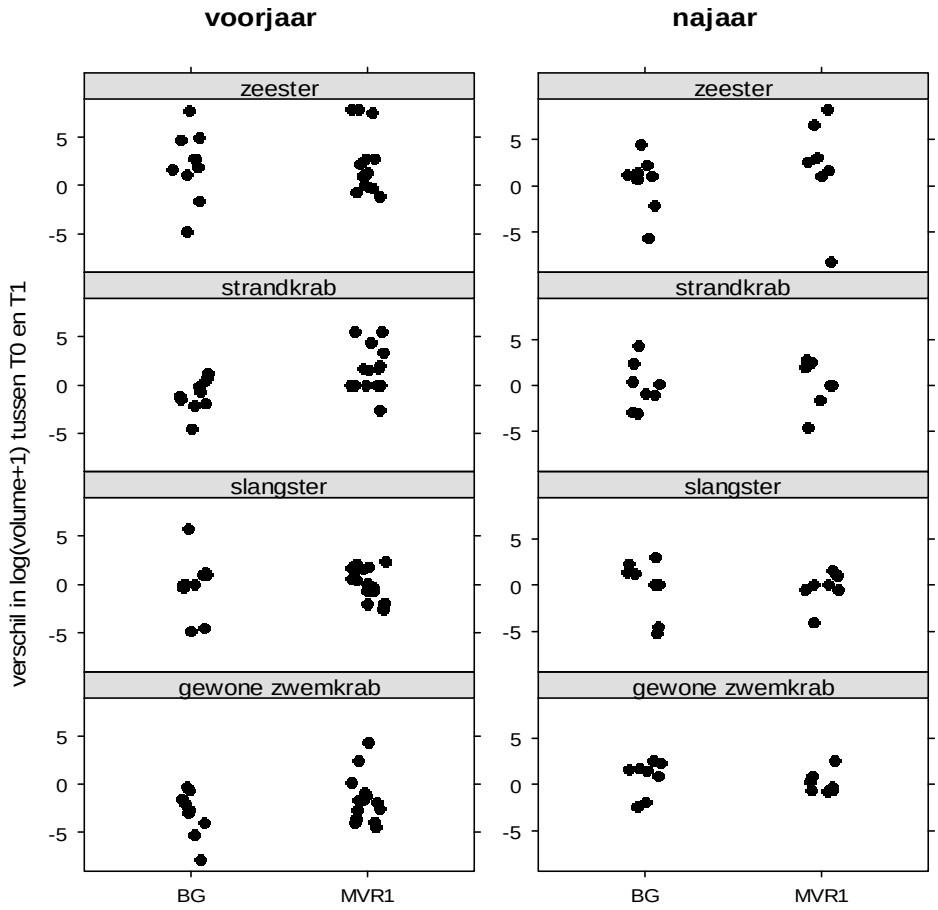
Figuur 3.50 De correlatie tussen de vangstschatting (x-as) en de fotoschatting (y-as). De vangstschattingen zijn aantallen, de fotoschattingen zijn volumes. Let op de log-getransformeerde schalen

Tabel 3.33 *Resultaten van de gepaarde waarnemingen voor het voor- en najaar. Voor elk model worden getoond de parameter schattingen (Kruskal-wallis χ^2), de p-waarde en de significantie na Bonferroni correctie (Bonf), waarbij voor 8 analyses: p<0.006*

	voorjaar				najaar			
	Kruskal-wallis χ^2	P	verschil	Bonf	Kruskal-wallis χ^2	P	verschil	Bonf
strandkrab	7.186	0.007	BG<MVR1	ns	0.0537	0.8		
gewone zwemkrab	1.357	0.2			1.085	0.3		
zeester	0.308	0.6			1.929	0.2		
slangster	1.020	0.3			0.215	0.6		



Figuur 3.51 *Boxplots van het gemiddelde volume (in liters, log-getransformeerd) van vier epibenthossoorten in een vangst, in de twee gebieden en perioden (voor=2007, na=gemiddeld over minimaal twee van de jaren 2009, 2010, 2011), in het voorjaar en het najaar. De rechthoek geeft het 25 en 75 percentiel aan; de whiskers geven het 5 en 95% percentiel aan, de stippen het rekenkundig gemiddelde*



Figuur 3.52 *Gepaarde analyse voor de vier soorten: elk punt representeert voor een station het verschil in gemiddeld volume (log-getransformeerd) van de vangsten tijdens de voor- en na-periode, voor BG en MVR1 apart, in het voorjaar en najaar*

3.4 DISCUSSIE

In de discussie zullen we eerst in het kort de balans opmaken met betrekking tot de in de introductie geformuleerde hypothesen. Kunnen we de hypothese toetsen met de beschikbare gegevens, en zo ja wat is dan de uitkomst? Naar aanleiding daarvan kunnen we inschatten in hoeverre de MEP-vragen hiermee beantwoord worden. Daaruit volgt dan vanzelf waar nog open vragen liggen. Vervolgens zullen we nog enkele meer algemene onderwerpen behandelen en de beperkingen van het onderzoek en de analyses toelichten.

3.4.1 Beantwoording van de MEP vragen

In de introductie zijn een aantal hypothesen geformuleerd die kunnen bijdragen aan het beantwoorden van de MEP-vragen.

Hypothese 1: De verandering in visgemeenschap verschilt in beide gebieden
Langdurige bevissingsdruk komt tot uiting in een verandering in de visgemeenschap (Daan *et al.* 2005). Als de bevissingsdruk afneemt, zoals in de Voordelta zou dat ook zichtbaar kunnen zijn in veranderingen in de visgemeenschap. Uit de NMDS analyses kunnen we drie conclusies trekken: a) de visgemeenschappen in de deelgebieden zijn duidelijk verschillend; b) per gebied laten de NMDS analyses geen verschuivingen tussen de periode voor en na de instelling van het Bodembeschermingsgebied zien en c) aangezien er geen veranderingen zijn tussen T0 en T1 in BG en MVR1, verschillen deze veranderingen ook niet tussen beide gebieden. De analyse maakt wel duidelijk dat de trekken uit BG veel meer kleinere marien juvenielen bevatten dan MVR1. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door de vangsten op enkele ondiepe beschutte trekken in BG, die minder voorkomen in MVR1 (en dus ook minder bemonsterd zijn).

Hypothese 2: De leeftijdsopbouw in het bodembeschermingsgebied blijft gelijk.
De leeftijdsopbouw is op twee manieren onderzocht: door middel van de lengte-frequentieverdelingen en de gemiddelde lengte en door een analyse van de leeftijdsstructuur per soort. Deze analyse is met name interessant voor soorten die hun hele leven in hetzelfde gebied verblijven, omdat de overige soorten in- en uit-trekken en een bemonstering op een bepaald moment door deze fluxen beïnvloed wordt.
Van twee soorten (schol en bot) is de gemiddelde lengte toegenomen in BG en niet in MVR1, een effect dat na Bonferroni correctie echter verdwijnt. Hiervan verblijft alleen bot langere tijd in het gebied. Uit de analyses van de leeftijdsopbouw komen ook geen duidelijke verschuivingen naar een evenwichtigere leeftijdsopbouw naar voren specifiek in het Bodembeschermingsgebied (voor sommige soorten, bv schar, wel in alle gebieden). Concluderend kunnen we stellen dat ontwikkelingen geen verschillen laten zien tussen deelgebieden voor de leeftijdsstructuur van de visfauna als geheel.

Hypothese 3: De verandering in het percentage gevulde magen van vissen tussen de Tvoor en de Tna is gelijk in de beide gebieden (BG en MVR1).
Het idee achter deze hypothese was dat een veranderde (verbeterde) voedselsituatie mogelijk tot uitdrukking zou kunnen komen in een hoger percentage vissen met gevulde magen. Dit is alleen te verwachten als voedsel beperkend is. Voor de toetsing van deze hypothese hebben we onderzocht hoe het percentage gevulde magen afhing van seizoen, gebied en periode. Ondanks dat er voor veel soorten gebieds-, periode of seizoens-specifieke verschillen waren, was de interactie voor periode en gebied alleen significant (ook na Bonferroni correctie) voor schol. Het percentage lege magen in MVR1 was toegenomen en in BG gelijk gebleven tussen Tvoor en Tna. Het feit dat we alleen voor deze soort een effect vinden en niet voor andere soorten met hetzelfde dieet is moeilijk te interpreteren. Immers waarom zou de voedselsituatie alleen voor schol veranderd zijn en niet voor andere soorten?

Hypothese 4: **Hypothese 4**: Vissen hebben geen prooivoorkeur en eten wat voorhanden is. Die voorkeur is niet veranderd tussen T0 en T1.
De belangrijkste prooisoorten waren Ensis, wormen en garnalen, waarbij de meeste soorten een sterke voorkeur voor een of twee van deze groepen hadden. De verandering in prooikeuze is onderzocht aan de hand van de diversiteit van de prooikeuze, uitgedrukt in de Shannon-Wiener index van het dieet (waarbij overigens geen rekening is gehouden met ontogenetische verschuivingen). Het achterliggende idee hierbij is dat bij het wegvallen van bodemberoering ook andere dan de echte pioniersoorten onder de benthossoorten een kans krijgen, wat zich zou kunnen vertalen in een grotere soortdiversiteit. Uit de statistische analyse van de Shannon-Wiener index bleek dat voor geen enkele soort de interactie tussen gebied en periode significant was. Veranderingen in de diversiteit van de prooikeuze konden dus niet gerelateerd worden aan de instelling van het Bodembeschermingsgebied.
Om te onderzoeken of de soorten eten wat voorhanden is of selectief voedsel vergaren – en of zo een voorkeur beïnvloed zal worden door veranderingen in visserijdruk - is de benthossamenstelling in de maag vergeleken met die in de directe omgeving van de plek waar de vis gevangen is. Hierbij is de benthos eerst ingedeeld in de twaalf taxonimische benthosgroepen waar de maaginhoud op gedetermineerd kon worden. Vervolgens zijn deze benthosgroepen ingedeeld naar aanleiding van de verwachte impact van visserij; weinig impact (resistente benthos), veel impact (sensitieve benthos) en intermediair. Gezien de grove schaal waarop benthos gedetermineerd kon worden kunnen hier vooralsnog alleen grove patronen uit gehaald worden. Immers, binnen de groepen sensitief, intermediair en resistent vallen nu soorten die daar niet in thuis horen. Een schelp met een zachte schelp (zoals Abra) valt nu onder bivalvia en wordt als resistent geclassificeerd, terwijl die wel erg gevoelig is. Maar omdat zo'n schelp niet als zodanig meer herkenbaar is in de magen, wordt die als bivalvia gescoord. De analyse liet zien dat (a) er weinig sensitieve benthos lijkt voor te komen op de locaties van de vistrekken b) veel soorten een voorkeur lijken te hebben voor resistente soorten c) het weinige sensitieve benthos dat beschikbaar is, weinig voorkomt in de magen van de onderzochte vissoorten. Hieruit volgt de voorzichtige verwachting dat veel vissoorten (a) waarschijnlijk selectief zijn in hun voedselkeuze en in een veranderende benthosgemeenschap op zoek gaan naar hun favoriete prooi en (b) hun voorkeursvoedsel met name het benthos is waarvan verwacht wordt dat het zal afnemen bij verminderde visserij (i.e., de resistente benthos), terwijl het benthos dat naar verwachting toe zal nemen (i.e., de sensitieve benthos) geen voorkeursvoedsel is.

Hypothese 5: De verandering in conditie van vis tussen de Tvoor en de Tna is gelijk in beide gebieden.
De conditie is onderzocht aan de hand van het verband tussen lengte en gewicht. Voor een aantal soorten (wijting, kleine pieterman, pitvis, bot en schar) was de conditie in alle gevallen beter in MVR1. Voor grondels en tong was de conditie slechter in MVR1 dan in BG. Bij een groot aantal soorten was, zoals verwacht, de conditie in het voorjaar lager dan in het najaar. Alleen voor pitvis, grondel, bot en schar is er een significant interactie gevonden tussen gebied en periode. Na Bonferroni correctie is alleen voor grondels de interactie nog significant. Dat betekent dat voor die soort de conditie veranderd is na instelling van het Bodembeschermingsgebied, waarbij de conditie in MVR1 verbeterd is vergeleken met die in BG. We kunnen dus concluderen dat de conditie van geen enkele vissoort verbeterd is in BG na de instelling ervan.

Hypothese 6: De verandering in lengte van 0 en 1 jarige vis tussen de Tvoor en de Tna en/of de groei (gemeten als verschil tussen lengte tussen voor- en najaar) is gelijk in beide gebieden.

Deze hypothese kon maar ten dele onderzocht worden omdat slechts van een beperkte set voldoende otolietgegevens beschikbaar waren. Alleen voor schol en tong (0-jarigen in het najaar en eenjarigen in het voorjaar), en schar (eenjarigen in het voorjaar) waren zowel uit T0 als de T1 voldoende gegevens beschikbaar. Voor geen enkele van deze soort-leeftijd combinatie is een significante interactie tussen gebied en jaar gevonden. Wel heeft gebied vaak invloed op de lengte van vis. In alle gevallen ligt de lengte per leeftijdsklasse hoger in MVR1 dan BG. Mogelijk is MVR1 een gunstiger gebied voor de groei van vis. Voor de vergelijking van groei door de toename in lengte per leeftijdsgroep tussen voor-en najaar waren te weinig gegevens beschikbaar per jaar/gebied/soort/seizoen combinatie.

Hypothese 7a: De variatie in visdichtheden is gerelateerd aan abiotische factoren.
Abiotische factoren zijn sterk gecorreleerd met het voorkomen en de dichtheid aan vis. Voor alle vissoorten is een significante relatie met ten minste één abiotische factor gevonden. In de meeste gevallen betreft het sterk significante relaties, die ook na Bonferroni-correctie nog in stand blijven. De belangrijkste abiotische factoren zijn diepte, sediment, saliniteit en doorzicht. Ook seizoen, en daaraan gekoppeld temperatuur, is een belangrijke factor. Stroomsnelheid, bodemschuifspanning, waterstand en stroomrichting zijn in veel mindere mate gerelateerd aan de verspreiding van de soorten. Een uitzondering op deze laatste constatering geldt voor de drie zandspieringsoorten. Voor deze soorten is wel vaak een relatie met stroomsnelheid en bodemschuifspanning gevonden.

Hypothese 7b: De verandering in visdichtheden tussen de Tvoor en de Tna is gelijk in beide gebieden.
Deze hypothese is op drie manieren getoetst: door de habitatmodellering per soort (en totaal aantal vis en totaal aantal soorten vis), de habitatmodellering van jaarklassen van marien juveniele soorten en door de vergelijkingen van locaties van jaar op jaar. De habitatmodellering per soort heeft na Bonferroni correctie voor geen van de onderzochte soorten een significant effect van de instelling van het Bodembeschermingsgebied aangetoond. Afgezien van de interactieterm gebied*periode zijn wel enkelvoudige gebieds- of periode effecten gevonden. Voor drie soorten of groepen (waaronder aantal soorten vis) geldt dat het voorkomen of de dichtheid groter is in het Bodembeschermingsgebied, terwijl geen enkele soort een hogere dichtheid of voorkomen heeft in het referentiegebied. Dit was ook al zo in de periode voorafgaand aan het instellen van het Bodembeschermingsgebied. In vergelijking met MVR1 herbergt BG dus relatief veel vis en veel soorten vis. De kans op voorkomen of een toename in dichtheid in de Voordelta sinds de Tvoor is bij 6 van de 14 vissoorten (en ook het totaal aantal vis) waargenomen ongeacht deelgebied.
Voor schol, schar en tong zijn soortgelijke habitatmodellen gedraaid voor de jongste jaarklassen (nul- en eenjarigen). Met betrekking tot het instellen van het Bodembeschermingsgebied is ook in deze analyses geen significant effect gevonden.
De vergelijking op trekniveau tussen de jaren is voor beide seizoenen apart onderzocht. Na een correctie voor meerdere vergelijkingen (Bonferroni) bleef er alleen voor wijting in het voorjaar een significant verschil over, waarbij de afname in het referentiegebied kleiner was dan in het Bodembeschermingsgebied.
In de 63 uitgevoerde analyses (17 voor de habitatmodellering per soort, 6 voor de habitatmodellering per jaarklasse en 40 voor de vergelijking op trekniveau) is na de Bonferroni correcties voor 1 analyse (van de analyses op trekniveau) een significant effect van de instelling van het Bodembeschermingsgebied gevonden: de dichtheid aan wijting is relatief afgenomen vergeleken met het referentiegebied. De instelling van het Bodembeschermingsgebied heeft dus niet een positief effect op het voorkomen van vis gehad.

Hypothese 8: Er is geen relatie tussen bevissingsintensiteit door de boomkorvisserij en visdichtheden (voor andere responsvariabelen kan dit niet geanalyseerd worden, omdat er daarvoor niet voldoende data zijn, groei en dieet zijn niet op trekniveau gemeten).
Omdat de ontwikkeling in visserij intensiteit in BG en MVR1 afwijkt van de verwachting, hebben we in een analyse de indeling in gebieden losgelaten en onderzocht of er een verband bestaat tussen lokale visserij intensiteit in het halfjaar voorafgaand aan de bemonstering en visdichtheden/kans op voorkomen. Hierbij wordt alleen de correlatie tussen lokale visserij intensiteit en voorkomen geanalyseerd: een dergelijke analyse zegt dus niets over het mechanisme en toont geen causaal verband aan. Uit deze analyse bleek dat de lokale visserij-inspanning gecorreleerd was met het voorkomen of de dichtheid van een deel van de onderzochte soorten; zandspiering is negatief gecorreleerd met de intensiteit van de boomkorvloot op platvis (TBB) en op garnaal (TBS). Garnaal is positief gecorreleerd met zowel TBB als TBS. Daarnaast is TBS positief gecorreleerd met het voorkomen van bot en het totaal aantal vis en TBB positief gecorreleerd met grondels. Voor zandspiering zijn ook de (betere) gegevens zoals verzameld in het benthosprogramma onderzocht. Hierbij zijn negatieve correlaties met visserij intensiteit (TBB of TBS) voor alle drie soorten gevonden De negatieve correlatie van zandspiering in de vissurvey wordt dus bevestigd met de gegevens uit de benthossurvey.
Er is dus voor meerdere soorten een relatie met de lokale bevissingsintensiteit gevonden. Het mechanisme dat deze patronen zou kunnen veroorzaken is echter niet duidelijk. De vraag is of de aanwezigheid van vis afhangt van de visserijdruk (hoe meer er gevist is hoe minder vis), of dat de visserijdruk afhangt van de vis (vissers concentreren zich in rijke gebieden waar niet alleen de doelsoort maar ook andere soorten talrijker zijn). Ook indirecte relaties via het voedselweb zijn nog mogelijk (van Denderen *et al.* 2013).

Hypothese 9: Variaties in visdichtheden hangen samen met trends in visdichtheden in DFS en worden vooral door externe factoren veroorzaakt.
Om de metingen uit het visprogramma in breder perspectief te plaatsen zijn ook lange termijn trends van een groter aantal soorten (29) uit de DFS survey apart voor het Bodembeschermingsgebied en de overige Voordelta geanalyseerd. In beide gebieden worden jaarlijks ca. 8 trekken gedaan. Deze laten zien dat sommige soorten zowel in BG als in de rest van de Voordelta toenamen in de afgelopen 10 jaar (spiering, zeedonderpad, vijfdradige meun, zandspieringen en schurftvis). Er zijn ook soorten die slechts in een van de twee deelgebieden toenamen (BG: zeenaalden, slakdolf, dwergtong; Voordelta overig: wijting, smelt, kleine pieterman). Slechts twee soorten lieten een neerwaartse trend zien: steenbolk en tarbot, beiden in BG en niet in de overige Voordelta. Voor een aantal soorten lijken er grootschalige veranderingen aan de gang te zijn, die in een groter gebied spelen. Voor sommige soorten worden de verschillen tussen deze twee tijdseries veroorzaakt doordat het voorkeurshabitat ontbreekt in BG. Schurftvis en dwergtong zijn beide soorten van diep water; de recente toename daarin is wel zichtbaar in de overige Voordelta, maar niet in BG. Spiering komt alleen voor in water met een lage saliniteit en komt dus relatief weinig voor in de overige Voordelta. Het aantal soorten met onduidelijke trends is ook erg groot.

Hypothese 10: De verandering in epibenthos dichtheden tussen de Tvoor en de Tna is gelijk in beide gebieden.
Middels dezelfde trek op trek vergelijking tussen jaren als gehanteerd bij de visdichtheden (hypothese 7) is onderzocht hoe een viertal algemene epibenthos soorten zich ontwikkeld hebben. Dit is gedaan aan de hand van foto's van de vangst, die gevalideerd zijn met vangsten waarbij de hele epibenthos vangst verwerkt is. Van de vier onderzochte soorten in voor- en najaar na Bonferroni correctie geen enkel significant effect van de instelling van het Bodembeschermingsgebied gevonden.

Hypothese 11: De verandering in visdichtheden en lengte-frequentieverdelingen van pelagische soorten (haring, sprot, zandspieringen) tussen de Tvoor en de Tna is gelijk in beide gebieden.
Haring, sprot en zandspieringen worden met het bodemtuig uit het visprogramma niet goed gevangen. Dit zijn allemaal scholende vissen die zich in de waterkolom en niet op de bodem ophouden. Alleen voor zandspieringen uit het benthos programma zou het mogelijk zijn om hierover uitspraken te doen. Ten tijde van de benthosbemonstering houdt zandspiering zich op in de bodem. Bovendien zijn ze erg honkvast (Jensen *et al.* 2011) . Voor deze soorten ontbreken echter gegevens uit de Tvoor, dus veranderingen tussen Tvoor en Tna kunnen niet in kaart gebracht worden. Als voedsel voor vogels zijn de lengtes van deze vissoorten belangrijk, omdat de vis groot genoeg moeten zijn om de moeite van het vangen waard te zijn, maar ook klein genoeg om doorgeslikt te kunnen worden door henzelf of hun kuikens. Het visprogramma geeft daar wel wat informatie over (alhoewel ook hier de vraag is hoe selectief het net vangt). De gemiddelde grootte van deze soorten laten geen veranderingen zien tussen Tvoor en Tna in beide gebieden.

3.4.2 Vergelijking van signalen: verschil tussen MVR1 en BG

Los van de vraag of **veranderingen** in visparameters verschilden tussen de twee gebieden (de echte BACI vergelijking) kunnen we aan de hand van de gepresenteerde analyses ook de verschillen die er tussen de twee gebieden bestaan belichten (Tabel 3.34). De geografische situatie van BG en MVR1 is erg verschillend, met de invloed van het Haringvliet in BG, en de Oosterscheldekering in MVR1.
Uit de groeianalyse bleek dat 1 jarige vis vaak beter groeide in MVR1 dan in BG. Als dit zo is, verwachten we ook in een van de andere parameters (conditie, maagvulling) eenzelfde signaal. Voor 5 van de 6 soorten waarvoor een gebiedsverschil in conditie gevonden is (wijting, kleine pieterman, pitvis, bot en schar, tong niet) was de conditie beter in MVR1 dan in BG. Het percentage lege magen in schol was kleiner in BG. Er zijn dus wel aanwijzingen dat de voedselsituatie, althans voor de soorten die schelpdieren en wormen eten, beter was in MVR1. Voor de echte garnalen- en krabbeneters (wijting, schurftvis, grondels, pitvis) zien we dit effect niet. Tegelijkertijd waren dichtheden van veel soorten en kans op voorkomen over het algemeen groter in BG in dan in MVR1 (hypothese 5). Dit zou kunnen wijzen op dichtheidsafhankelijke processen in BG. Met meer vis per oppervlak is de concurrentie om voedsel groter en zou voedsel beperkend kunnen worden, waardoor groei en conditie achterblijven.

Tabel 3.34 Samenvatting significante gebiedsverschillen uit alle uitgevoerde analyses (na correctie voor Bonferroni)

Analyse	Soort	richting
dichtheden/voorkomen	schurftvis, gewone garnaal, totaal n soorten	MVR1<BG
dichtheden/voorkomen	1-jarige schol	MVR1>BG
	0-jarige tong, schar	MVR1<BG
gemiddelde lengte*	schol, schar, bot, tong	MVR1>BG
groei	1-jarige schol, tong, schar	MVR1>BG
% lege magen	schol	MVR1>BG
conditie	wijting, kleine pieterman, schar	MVR1>BG
conditie	grondels	MVR1<BG

*hierin is het feit dat er gebiedsverschillen zijn in gemiddelde diepte niet verdisconteerd (dat is geen probleem in de BACI analyse, bij de gebiedsverschillen moet hiermee wel rekening gehouden worden)

3.4.3 Schaal van de mechanismen van effecten bodemberoering op vis

In de opzet van dit project zijn we uitgegaan van een experimentele aanpak: een gebied zou gesloten worden voor de visserij en het andere gebied niet. Door de ontwikkelingen gaandeweg het project is de oorspronkelijk sterke experimentele aanpak erg verzwakt. Niet alleen is de garnalenvisserij gewoon doorgegaan, de afname in de boomkorvisserij was al ingezet voor de eerste metingen in 2005 en de intensiteit is niet alleen in het Bodembeschermingsgebied afgenomen, maar ook in het referentiegebied.
Dit alles maakt de analyse er niet eenvoudiger op. De vraag is dan ook of de analyse waarbij patronen op gebiedsniveau vergeleken worden wel gerechtvaardigd blijft; als er geen sprake is van een duidelijk verschil in behandeling is er ook geen echte BACI opzet gehanteerd.
Bij aanvang van de studie was het idee dat de visserij intensiteit gelijkmatig over het gebied verdeeld zou zijn. Een maatregel die de visserij intensiteit zou verminderen, zou dan doorwerken op het hele gebied. Achterliggend idee hierbij was ook dat vis een vrij groot gebied gebruikt. Achteraf blijkt dat de visserij intensiteit van de boomkorvisserij lokaal geconcentreerd is in een aantal diepe geulen. De vraag is nu: is effect van dergelijke lokale maatregelen wel meetbaar op een schaal zo groot als BG of MVR1 (tientallen km^2)? Of moeten we veel meer inzoomen op kleinere gebieden (1km^2 of minder)

Dat hangt dus zowel van de schaal van de visserij als van het gedrag van vis af. Over *home ranges* van vis in kustgebieden is erg weinig bekend. Volwassen bot in estuaria bleken zich niet meer dan 200m te verplaatsen, maar die kwamen daar om te paaien (Dando 2011). Jong gemerkte schol die teruggeplaatst werd bleef op dezelfde diepte waar die gevangen was, of zwom terug naar deze diepte als hij elders was teruggezet (Gibson *et al.* 2011).
In onze analyses hebben we wel correlaties gevonden tussen visserij intensiteit en visdichtheden, maar het probleem is dat dergelijke correlaties geen causaal verband aangeven en lastig zijn te duiden. Bovendien is visserij-inspanning gecorreleerd met verscheidene abiotische factoren. Als we willen weten hoe visdichtheden en visserij samenhangen moeten we een idee hebben van het mechanisme waarop deze elkaar beïnvloeden. Bij de aanwijzing van het Bodembeschermingsgebied was het idee als volgt: sluiting van de boomkorvisserij met de boomkor resulteert in meer benthos biomassa en een diversere benthosgemeenschap. Dit resulteert in een toename van visbiomassa, diversiteit, %gevulde magen, groeisnelheid en conditie van die soorten die afhankelijk zijn van bodemfauna als voedsel.

Alternatieve mechanismen voor de interactie visserij/benthos/vis zijn echter ook mogelijk:
Door afname van de omwoeling krijgen langlevende soorten een betere kans en ontstaat er een diversere bodemfauna met meer langlevende, maar minder productieve soorten. Dit zou zelfs kunnen leiden tot een afname in voedsel voor vis.
Door in stand houden van de garnalenvisserij (of zelfs een toename) is er een constante aanvoer van voedsel voor aasetende bodemdieren in de vorm van discards (Tulp *et al.* 2010). Dit kan indirect ook weer doorwerken op vissen.
Door de garnalenvisserij veroorzaakte sterfte onder jonge vis weegt niet op tegen de positieve effecten van het sluiten van het gebied voor de boomkorvisserij.
In een recente modelstudie laten van Denderen *et al.* (2013) zien dat de veranderingen als gevolg van visserij (of het stoppen daarvan) afhangt van de regulatie van het systeem. Hieruit blijkt dat dit in een bottom-up gereguleerd systeem anders uitpakt dan een topdown gereguleerd systeem.

3.4.4 Pelagische vis

Zoals al eerder gemeld is het gebruikte demersale tuig suboptimaal voor het vangen van pelagische vis. We hebben ervoor gekozen om wel resultaten voor deze soorten te geven, maar deze resultaten moeten met de nodige voorzichtigheid gebruikt worden. Pelagische vis leeft vaak in scholen en gedraagt zich heel anders dan vis die op de bodem (ingegraven) ligt. Ze zijn veel wendbaarder, reageren veel sneller en leven in groepen. De geëigende manier om deze vis te registreren is met behulp van akoestiek, waarbij er alleen gevist wordt om de soortsamenstelling te achterhalen. Voor de beschikbaarheid voor vogels is de interactie tussen de aanwezigheid en gedrag van vis belangrijk. Doorzicht, wind en stroomnaden zijn daarbij van wezenlijk belang (Baptist en Leopold 2010).

3.4.5 Praktische zaken met betrekking tot de survey

Na een aantal jaren meten en uitgebreide analyse zijn we een aantal zaken tegengekomen die we met de kennis van nu anders zouden doen:
Meer focus op een kleiner aantal soorten. We hebben nu elke tweede trek otolieten verzameld van een groot aantal soorten. Ook al was het streven per deelgebied per soort per cm klasse 5 individuen te verzamelen, is dat toch heel vaak niet gelukt om uiteenlopende redenen (niet genoeg gevangen, kapot gaan van otolieten tijdens verwerking etc.). Deze set moest de basis vormen voor de analyses aan leeftijdsafhankelijke groei. Door het groot aantal gaten in de set bleken de mogelijkheden voor dergelijke analyses erg beperkt, ondanks de grote tijdsinvestering in het verzamelen, bewerken en aflezen van de otolieten. Alternatief is om op basis van lengte-frequentieverdelingen een verdeling in leeftijden te maken, maar dit is een stuk minder nauwkeurig en kan lang niet voor alle soorten en leeftijden.

Er is indertijd gekozen om benthos- en visdichtheden te meten. Dit zegt echter niets over productie. Bij een lage *standing stock* kan er nog best sprake zijn van een hoge productie (en andersom). *Standing stock* is een goede maat als er geen sprake is van continue rekrutering. Het is zaak om van tevoren goed te formuleren over wat er verstaan wordt onder een verbetering van kwaliteit.
Waar niet zoveel aan te doen valt is de keuze van de gebieden. BG en MVR1 zijn duidelijk heel anders o.a. in diepte en saliniteit. BG staat sterk onder invloed van de uitstroom van het Haringvliet. De sterke fluctuaties in saliniteit hebben een grote invloed op vis. Zo komen de diadrome soorten bot en spiering bijna niet voor in MVR1.
Een ander lastig punt is de verschuiving in de tijd van de uitgevoerde surveys. Dat heeft te maken met de inplanning van de Luctor. Aangezien IMARES de vragende partij is, hebben wij vaak niet de eerste keus bij de planning. Gezien de ondiepe monsterposities kunnen we ook niet simpelweg uitwijken naar een ander schip. Bovendien zou dit onwenselijk zijn omdat zodoende weer extra variatie geïntroduceerd wordt.

Het belangrijkste punt blijft echter dat we geen goed kwalitatief experiment hebben kunnen uitvoeren. Bij een dergelijk experiment hoort in de eerste plaats randomisatie en in de tweede plaats replicatie. Bovendien moet er sprake zijn van een duidelijke, van de controle verschillende, behandeling. Bij een dergelijk experiment is het onmogelijk om causale relaties te duiden. Voor een eventueel vervolg pleiten we dan ook voor een echte experimentele aanpak waarbij er ook daadwerkelijk experimenteel en gecontroleerd bevist wordt.

3.5 DANKWOORD

Gedurende de vele jaren hebben heel veel mensen bijgedragen aan het veld en lab werk dat in deze rapportage verwerkt is. We bedanken alle IMARES collega's die een bijdrage geleverd hebben.
De bemanning van de Luctor is door de jaren heen uitermate flexibel geweest en we willen hen bedanken voor hun kundigheid, medewerking en gastvrijheid.
De collega's van de partners in het consortium worden bedankt voor de soepele samenwerking.
Adriaan Rijnsdorp heeft diverse versies van deze rapportage becommentarieerd.

3.6 REFERENTIES

Amara, R., J.-C. Poulard, F. Lagardère en Y. Désaunay (1998). Comparison between the life cycles of two Soleida, the common sole, *Solea solea*, and the thickback sole, *Microchirus variegatus*, in the Bay of Biscay (France). *Environmental Biology of Fishes* 53: 193-209.

Amara, R., K. Mahe, O. LePape en N. Desroy (2004). Growth, feeding and distribution of the solenette *Buglossidium luteum* with particular reference to its habitat preference. *Journal of Sea Research* 51(3-4): 211-217.

Asjes, J., J. Craeymeersch, E. Escaravage, R. E. Grift, I. Tulp, T. Bult en N. Villars (2004). Strategy of approach for the baseline study Maasvlakte 2, Lot2: benthic fauna and Lot 3: fish and fish larvae. RIVO, rapport.

Baltus, C. A. M. en H. W. Van der Veer (1995). Nursery areas of solenette *Buglossidium luteum* (Risso, 1810) and scaldfish *Arnoglossus laterna* (Walbaum, 1792) in the southern North Sea. *Netherlands Journal of Sea Research* 34(1-3): 81-88.

Baptist, M. J. en M. F. Leopold (2010). Prey capture success of Sandwich Terns *Sterna sandvicensis* varies non-linearly with water transparency. *Ibis* 152(4): 815-825.

Beyst, B., A. Cattrijsse en J. Mees (1999). Feeding ecology of juvenile flatfishes of the surf zone of a sandy beach. *Journal of Fish Biology* 55(6): 1171-1186.

Bolam, S., R. Coggan, J. Eggleton, M. Diesing en D. Stephens (2013). Sensitivity of macrobenthic production to trawling in the English sector of the Greater North Sea:A biological trait analysis. *Journal of Sea Research* 85: 162-177.

Bolle, L. J., R. Dapper, W. J.IJ en H. W. van der Veer (1994). Nursery grounds of dab (*Limanda limanda L.*) in the southern North Sea. Netherlands *Journal of Sea Research* 32: 299-307.

Corten, A. (1986). On the causes of recruitment failure of herring in the central and northern North Sea in the years 1972-1978. *Journal du Conseil international pour l'Exploration de la Mer* 42: 281-294.

Corten, A. en G. Van de Kamp (1996). Variation in the abundance of southern fish species in the southern North Sea in relation to hydrography and wind. *ICES Journal of Marine Science* 53(6): 1113.

Creutzberg, F. en J. I. Witte (1989). An attempt to estimate the predatory pressure exerted by the Lesser Weever, *Trachinus vipera* Cuvier, in the Southern North-Sea. *Journal of Fish Biology* 34(3): 429-449.

Daan, N., P. J. Bromley, J. R. G. Hislop en N. A. Nielsen (1990). Ecology of North Sea fish. *Netherlands Journal of Sea Research* 26: 343-386.

Daan, N., H. Gislason, J. G. Pope en J. C. Rice (2005). Changes in the North Sea fish community: evidence of indirect effects of fishing? *ICES Journal of Marine Science* 62(2): 177-188.

Dalpadado, P. en F. Mowbray (2013). Comparative analysis of feeding ecology of capelin from two shelf ecosystems, off Newfoundland and in the Barents Sea. *Progress in Oceanography* 114: 97-105.

Dando, P. R. (2011). Site fidelity, homing and spawning migrations of flounder Platichthys flesus in the Tamar estuary, South West England. *Marine Ecology Progress Series* 430: 183-196.

de Leeuw, J. J., L. A. J. Nagelkerke, W. L. T. Van Densen, K. Holmgren, P. A. Jansen en J. Vijverberg (2003). Biomass size distributions as a tool for characterizing lake fish communities. *Journal of Fish Biology* 63: 1454-1475.

De Vlas, J. (1979). Annual food intake by plaice and flounder in a tidal flat area in the Dutch Wadden Sea, with special reference to consumption of regenerating parts of macrobenthic prey. *Netherlands Journal of Sea Research* 13: 117-153.

Deniel, C. (1990). Comparative study of growth of flatfishes on the west coast of Brittany J. Fish Biol. 37: 149-166.

Dolbeth, M., F. Martinho, R. Leitao, H. Cabral en M. A. Pardal (2008). Feeding patterns of the dominant benthic and demersal fish community in a temperate estuary. *Journal of Fish Biology* 72(10): 2500-2517.

Dunn, O. J. (1961). Multiple comparisons among means. *Journal of the American Statistical Association* 56: 52-64.

Elliott, M. en K. Hemingway (2002). Fishes in estuaries, Blackwell Science.

Ellis, J. R., M. J. Armstrong, S. I. Rogers en M. Service (2002). The distribution, structure and diversity of fish assemblages in the Irish Sea. Marine biodiversity in Ireland and adjacent waters. J.D.Nunn. Belfast, Ulster Museum**:** 93-114.

Ellis, J. R., G. H. Engelhard en J. K. Pinnegar (2008). RECLAIM: Report of WP1 Chapter 3 - Ecotypes, rapport.

Fonds, M. en V. P. Saksena (1977). The daily food intake of young soles (*Solea solea* L.) in relation to their size and water temperature. *Actes de colloques du C.N.E.X.O*. 4: 51-58.

Forsgren, E. (1999). Sexual selection and sex roles in the sand goby. Behaviour and conservation of littoral fishes. V. C. Almada, R. F. Oliveira en E. J. Gonçalves. Lisboa, ISPA**:** 249-274.

Frederiksen, M., P. J. Wright, M. P. Harris, R. A. Mavor, M. Heubeck en S. Wanless (2005). Regional patterns of kittiwake Rissa tridactyla breeding success are related to variability in sandeel recruitment. *Marine Ecology Progress Series* 300: 201-211.

Gibson, R. N., M. T. Burrows en L. Robb (2011). Field experiments on depth selection by juvenile plaice Pleuronectes platessa. Marine Ecology-Progress Series 430: 197-205.

Hill, A. B. (1971). Principles of Medical Statistics. New York, Oxford University Press.

Hislop, J. R. G., A. P. Robb, M. A. Bell en D. W. Armstrong (1991). The diet and food consumption of whiting *(Merlangius merlangus)* in the North Sea. *ICES Journal of Marine Science* 48: 139-156.

Holland, G. J., S. P. R. Greenstreet, I. M. Gibb, H. M. Fraser en M. R. Robertson (2005). Identifying sandeel *Ammodytes marinus* sediment habitat preferences in the marine environment. *Marine Ecology Progress Series* 303: 269-282.

Hufnagl, M., A. Temming, A. Danhardt en R. Perger (2010). Is *Crangon crangon* (L. 1758, Decapoda, Caridea) food limited in the Wadden Sea? *Journal of Sea Research* 64(3): 386-400.

Jager, Z. (1999). Selective tidal stream transport of flounder larvae (*Platichthys flesus* L.) in the Dollard (Ems estuary). *Estuarine Coastal and Shelf Science* 49(3): 347-362.

Jager, Z. en H. P. J. Mulder (1999). Transport velocity of flounder larvae (*Platichthys flesus* L.) in the Dollard (Ems estuary). *Estuarine Coastal and Shelf Science* 49(3): 327-346.

Jansen, O. E., L. Michel, G. Lepoint, K. Das, A. S. Couperus en P. J. H. Reijnders (2013). Diet of harbor porpoises along the Dutch coast: A combined stable isotope and stomach contents approach. *Marine Mammal Science* 29(3): E295-E311.

Jensen, H., P. J. Wright en P. Munk (2003). Vertical distribution of pre-settled sandeel (Ammodytes marinus) in the North Sea in relation to size and environmental variables. *ICES Journal of Marine Science* 60(6): 1342-1351.

Jensen, H., A. Rindorf, P. J. Wright en H. Mosegaard (2011). Inferring the location and scale of mixing between habitat areas of lesser sandeel through information from the fishery. *ICES Journal of Marine Science* 68(1): 43-51.

Kellnreitner, F., M. Pockberger en H. Asmus (2012). Seasonal variation of assemblage and feeding guild structure of fish species in a boreal tidal basin. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 108: 97-108.

Knijn, R. J., T. W. Boon, H. J. L. Heessen en J. R. G. Hislop (1993). Atlas of North Sea fishes. Based on the bottom-trawl survey data for the years 1985-1987, rapport nr: 194.

Kühl, H. en B. R. Kuipers (1978). Food relationships of Wadden Sea fishes. Fishes and fisheries of the Wadden Sea. N. Dankers, W. J. Wolff en J. J. Zijlstra. Rotterdam, Balkema Press**:** 112-123.

Kuipers, B. R. (1977). On the ecology of juvenile plaice on a tidal flat in the Wadden Sea. *Netherlands Journal of Sea Research* 11(1): 56-91.

Last, J. M. (1989). The food of herring, *Clupea harengus*, in the North Sea, 1983-1986. *Journal of Fish Biology* 34: 489-501.

LNV (2008). Profieldocument permanent met zeewater van geringe diepte overstroomde zandbanken (H1110), rapport.

Macer, C. T. (1966). Sandeels in the south-western North Sea; their biology and fishery. *Fishery Investigations* 2(24): 1-55.

Muus, B. J., J. G. Nielsen, P. Dahlstrom en B. O. Nystrom (1999). Zeevissen van Noord- en West-Europa. Haarlem, Schuyt & Co Uitgevers en Importeurs BV.

Nottage, A. S. en E. J. Perkins (1983). The biology of solenette, *Buglossidium luteum* (Risso), in the Solway Firth. *Journal of Fisheries Biology* 22: 21-27.

Oksanen, J. (2013). "Multivariate Analysis of Ecological Communities in R: vegan tutorial." from http://cc.oulu.fi/~jarioksa/softhelp/vegan.html.

Osse, J. W. M. en J. G. M. Van den Boogaart (1997). Size of flatfish larvae at transformation, functional demands and historical constraints. *Journal of Sea Research* 37: 229-239.

Petitgas, P., A. D. Rijnsdorp, M. Dickey-Collas, G. H. Engelhard, M. A. Peck, J. K. Pinnegar, K. Drinkwater, M. Huret en R. D. M. Nash (2013). Impacts of climate change on the complex life cycles of fish. *Fisheries Oceanography* 22(2): 121-139.

Piet, G. J., A. B. Pfisterer en A. D. Rijnsdorp (1998). On factors structuring the flatfish assemblage in the southern North Sea. *Journal of Sea Research* 40(1-2): 143-152.

Piet, G. J. en A. D. Rijnsdorp (1998). Changes in the demersal fish assemblage in the south-eastern North Sea following the establishment of a protected area (‘‘plaice box’’). *ICES Journal of Marine Science* 55(3): 420-429.

Pihl, L. en H. W. Van der Veer (1992). Importance of exposure and habitat structure for the population density of 0-group plaice, *Pleuronectes platessa* L., in coastal nursery areas., Netherlands *Journal of Sea Research* 29: 145-152.

Poos, J. J., G. Aarts, S. Vandemaele, W. Willems, L. J. Bolle en A. T. M. van Helmond (2013). Estimating spatial and temporal variability of juvenile North Sea plaice from opportunistic data. *Journal of Sea Research* 75: 118-128.

Proctor, R., P. J. Wright en A. Everitt (1998). Modelling the transport of larval sandeels on the north-west European shelf. *Fisheries Oceanography* 7(3-4): 347-354.

Reay, P. J. (1970). Synopsis of biological data on north Atlantic sand eels of the genus Ammodytes. *FAO Fisheries Synopsis* 82: 1-52.

Reubens, J. T., M. De Rijcke, S. Degraer en M. Vincx (2013). Diel variation in feeding and movement patterns of juvenile Atlantic cod at offshore wind farms. *Journal of Sea Research* 85: 214-221.

Rijnsdorp, A. D., F. A. van Beek, S. Flatman, J. M. Miller, J. D. Riley, M. Giret en R. de Clerk (1992). Recruitment of sole, *Solea solea* (L.), in the Northeast Atlantic. *Netherlands Journal of Sea Research* 29: 173-192.

RIKZ (2007). Natuurcompensatie Maasvlakte 2 in de Voordelta: de inzet van kennis over de ecologie en morfologie van de Voordelta om het maatregelenpakket ter compensatie van de natuureffecten van de Tweede Maasvlakte te verantwoorden. RIKZ, rapport nr: RIKZ/2007.006.

Schwarz, C. J. (2013). Sampling, regression, experimental design and analysis for environmental scientists, biologists, and resource managers. http://people.stat.sfu.ca/~cschwarz/Stat-650/Notes/PDFbigbook-R/PDFbigbook-R.pdf.

Soldaat, L., H. Visser, M. van Roomen en A. Van Strien (2007). Smoothing and trend detection in waterbird monitoring data using structural time-series analysis and the Kalman filter. *Journal of Ornithology* 148: 351-357.

Sparholt, H. (1990). An Estimate of the Total Biomass of Fish in the North-Sea. *Journal Du Conseil* 46(2): 200-210.

Tulp, I. en L. J. Bolle (2009). Trends in Wadden Sea Fish Fauna, Part II: Dutch Demersal Fish Survey (DFS) IMARES, rapport nr: C109/08.

Tulp, I., T. Leijzer en E. van Helmond (2010). Overzicht Wadvisserij, deelproject A, bijvangst garnalenvisserij eindrapportage. Imares, rapport nr: C102/10.

van Damme, C., K. Bakker, L. Bolle, I. J. de Boois, B. Couperus, R. Van Hal, R. Hoek en S. Fässler (2012). Handboek bestandsopnamen en routinematige bemonsteringen op het water. IMARES, rapport nr: 12.011.

van Denderen, P. D., T. v. van Kooten en A. D. Rijnsdorp (2013). When does fishing lead to more fish? Community consequences of bottom trawl fisheries in demersal food webs. *Proceedings of the Royal Society. B: Biological Sciences*: 9.

Van der Land, M. A. (1991). Distribution of flatfish eggs in the 1989 egg surveys in the southeastern Nort Sea, and mortality of plaice and sole eggs. *Netherlands Journal of Sea Research* 27: 277-286.

Van der Veer, H. W. (1986). Immigration, settlement, and density-dependent mortality of a larval nd early postlarval 0-group plaice (*Pleuronectes platessa*) population in the western Wadden Sea. *Marine Ecology Progress Series* 29: 223-236.

Van der Veer, H. W. en M. J. N. Bergman (1986). Development of tidally related behaviour of a newly settled 0-group plaice (*Pleuronectes platessa*) population in the western Wadden Sea. Marine Ecology Progress Series 31: 121-129.

Van der Veer, H. W., F. Creutzberg, R. Dapper, G. C. A. Duineveld, M. Fonds, B. R. Kuipers, G. J. Vannoort en J. I. J. Witte (1990a). On the ecology of the dragonet *Callionymus lyra* L. in the Southern North-Sea. *Netherlands Journal of Sea Research* 26(1): 139-150.

Van der Veer, H. W., L. Pihl en M. J. N. Bergman (1990b). Recruitment mechanisms in North Sea plaice *Pleuronectes platessa*. *Marine Ecology Progress Series* 64: 1-12.

Van der Veer, H. W., R. Berghahn, M. J.M en A. D. Rijnsdorp (2000a). Recruitment in flatfish, with special emphasis on North Atlantic species: progress made by the Flatfish Symposia. ICES Journal of Marine Science 57: 202-215.

Van der Veer, H. W., R. Berghahn, J. M. Miller en A. D. Rijnsdorp (2000b). Recruitment in flatfish, with special emphasis on North Atlantic species: Progress made by the Flatfish Symposia. *ICES Journal of Marine Science* 57(2): 202-215.

van Deurs, M., T. M. Grome, M. Kaspersen, H. Jensen, C. Stenberg, T. K. Sorensen, J. Stottrup, T. Warnar en H. Mosegaard (2012). Short- and long-term effects of an

offshore wind farm on three species of sandeel and their sand habitat. *Marine Ecology Progress Series* 458: 169-180.

Van Hal, R., K. Smits en A. D. Rijnsdorp (2010). How climate warming impacts the distribution and abundance of two small flatfish species in the North Sea. *Journal of Sea Research* 64: 76-84.

van Keeken, O. A., M. van Hoppe, R. E. Grift en A. D. Rijnsdorp (2007). Changes in the spatial distribution of North Sea plaice (*Pleuronectes platessa*) and implications for fisheries management. *Journal of Sea Research* 57(2-3): 187-197.

Visser, H. (2004). Estimation and detection of flexible trends. *Atmospheric Environment* 38: 4135-4145.

Wanless, S., M. P. Harris, P. Redman en J. R. Speakman (2005). Low energy values of fish as a probable cause of a major seabird breeding failure in the North Sea. *Marine Ecology Progress Series* 294: 1-8.

Wheeler, A. en R. W. Blacker (1969). Rare and little-known fishes in britisch seas in 1966 and 1967. *Journal of Fish Biology* 1(4): 311-&.

Winslade, P. (1974). Behavioural studies on the lesser sandeel Ammodytes marinus (Raitt) III. The effect of temperature on activity and the environmental control of the annual cycle of activity. *Journal of Fish Biology* 6: 587-599.

Wright, P. J., H. Jensen en I. Tuck (2000). The influence of sediment type on the distribution of the lesser sandeel, *Ammodytes marinu*s. *Journal of Sea Research* 44(3-4): 243-256.

Yang, J. (1982). The dominant fish fauna in the North Sea and its determination. *Journal of Fish Biology* 20: 635-643.

Zheng, X., G. J. Pierce en D. G. Reid (2001). Spatial patterns of whiting abundance in Scottish waters and relationships with environmental variables. *Fisheries Research* 50(3): 259.

Zijlstra, J. J. (1972). On the importance of the Wadden Sea as a nursery area in relation to the conservation of the southern North Sea fishery resources. Symposium of the Zoological Society London 29: 233-258.

Zuur, A. F., E. N. Ieno, N. J. Walker, A. A. Saveliev en G. M. Smith (2009). Mixed effects models and extensions in ecology with R. New York, Springer.

4 Perceel Vogels – Zwarte zee-eend

Auteurs: M.J.M. Poot, C. Heunks, T.J. Boudewijn, J. de Jong, P.W. van Horssen, M. Japink, W. Lengkeek en S. Bouma (Bureau Waardenburg), M.F. Leopold, R. van Bemmelen, P. Pruisscher en K. Buijtelaar (IMARES), P.A. Wolf en S.J. Lilipaly (Delta Project Management), en A.F. Zuur (Highland Statistics).

4.1 INLEIDING

In deze paragraaf wordt eerst de achtergrond van het onderzoek met betrekking tot de zwarte zee-eenden geschetst. Vervolgens lichten we de meet- en evaluatievragen (MEP-vragen) toe die betrekking hebben op de zwarte zee-eenden en vertalen we die naar onderzoeksvragen en werkhypothesen. We besluiten met een leeswijzer waarin het kader en de begrenzingen van de in dit hoofdstuk gepresenteerde resultaten worden toegelicht.

4.1.1 Achtergrond

Door de aanleg van de Tweede Maasvlakte is potentieel leef- en foerageergebied van de zwarte zee-eend verloren gegaan in het Natura 2000-gebied Voordelta. Dit is in de Passende Beoordeling als een significant negatief effect beoordeeld. Om dit negatieve effect te compenseren zijn rustgebieden aangewezen en is een bodembeschermingsgebied ingesteld. De verwachting is dat door deze twee maatregelen de (potentiële) leef- en foerageerfunctie van de Voordelta voor de zwarte zee-eend wordt hersteld naar de situatie van vóór de aanleg van de Tweede Maasvlakte. Om dit te testen is bij de aanvang van het onderzoeksprogramma een set vragen (MEP-vragen) opgesteld voortvloeiend uit de compensatieopgave, zoals beschreven in de Natuurbeschermingswetvergunning voor de aanleg van de Tweede Maasvlakte.

Het onderzoek beschreven in dit hoofdstuk is bedoeld om het effect van de compensatiemaatregelen in de Voordelta (de instelling van de rustgebieden en het bodembeschermingsgebied) op het voorkomen van zwarte zee-eenden te bestuderen. Hiermee wordt getracht de vraag te beantwoorden of veranderingen in het voorkomen van zwarte zee-eenden in de Voordelta gerelateerd kunnen worden aan het instellen van de rustgebieden en het bodembeschermingsgebied en de daarmee veronderstelde, samenhangende veranderingen in respectievelijk de verstorings- en de voedselsituatie.

Ecologie zwarte zee-eenden

Zwarte zee-eenden foerageren op kleine tweekleppigen ingegraven in de zeebodem. De prooien worden in principe onder water in hun geheel ingeslikt en in de maag gekraakt, waarbij de schelpresten uitgepoept worden. Tot in de jaren negentig van de vorige eeuw was de halfgeknotte strandschelp *Spisula subtruncata* de belangrijkste prooisoort (Leopold 1996). Sinds ruim tien jaar is Amerikaanse zwaardschede *Ensis directus* de dominante tweekleppige in de Nederlandse kustzone en zijn ook de zwarte zee-eenden deze prooi gaan eten. Ensis als prooi lijkt niet optimaal voor zwarte zee-eenden, waarbij de vogels zich beperken tot de kleinste individuen (kleiner dan 9 cm, Leopold & Wolf 2003, Tulp *et al.* 2010). Zwarte zee-eenden kunnen efficiënt foerageren tot een maximale diepte van 20 m, maar doorgaans komen zij in ondiepere gebieden voor. De zwarte zee-eend is daarmee een karakteristieke vogelsoort van ondiepe kustzones. Ze kunnen in grote groepen van vele duizenden vogels bij elkaar voorkomen in die gebieden waar hun prooien in zogenaamde banken in voldoende grote dichtheden voorkomen. Wanneer de prooi te groot blijkt, wordt hij bij uitzondering mee omhoog naar het wateroppervlak gebracht om daar te worden opgepeuzeld. Het risico bestaat dan wel dat de prooi afgepakt wordt door kleptoparasiterende meeuwen. De zwarte

zee-eenden broeden op meren in de Arctis, waarmee de soort vooral een overwinteraar is voor de Nederlandse kust. De grootste aantallen overwinteren binnen Nederland in de ondiepe kustzone voor de Waddeneilanden (Leopold *et al.* 1995). De Voordelta is een tweede concentratiegebied dat mede voor deze soort is aangewezen als Natura 2000-gebied. De kern van het overwinteringsgebied van de Euroaziatische populatie ligt noordelijk van ons land; in Denemarken en oostelijk Duitsland. Zwarte zee-eenden komen zuidelijk tot aan de kusten van Portugal en Marokko voor. Tijdens de najaars- en voorjaarstrek passeren deze vogels de Voordelta. Tegenwoordig zijn de aantallen die in de Voordelta overwinteren lager dan ten tijde van de aanwijzing van het gebied als Natura 2000-gebied en wordt met name tijdens de voorjaarstrek de hoogste aantalspiek bereikt (Poot *et al.* 2006). Een klein deel van de vogels kan ook in het zomerhalfjaar blijven hangen. Het betreft hier dan veelal onvolwassen vogels die nog niet deelnemen aan het broedproces. Zwarte zee-eenden staan er om bekend gevoelig te zijn voor verstoring, met name door gemotoriseerd vaarverkeer. Afhankelijk van het weer kunnen vogels op afstanden van meer dan een kilometer opvliegen voor een naderend schip (Krijgsveld *et al.* 2010).

Maatregel instellen rustgebieden

Het instellen van de rustgebieden heeft tot doel binnen de Voordelta de verstoring van zwarte zee-eenden te verminderen, omdat dit mogelijk een van de beperkende factoren is voor het voorkomen van de soort en uiteindelijk bepalend is voor het jaarlijkse aantal vogeldagen van deze soort in het Natura 2000-gebied Voordelta. De zwarte zee-eenden in de Voordelta foerageren op kleine tweekleppige schelpdieren die ingegraven leven in de bodem van de Voordelta. De verwachting is dat de instelling van rustgebieden voornamelijk voor zwarte zee-eenden een positieve uitwerking zal hebben.

Maatregel instellen bodembeschermingsgebied

Het instellen van het bodembeschermingsgebied heeft als doel de bodemberoering door de grote boomkorvisserij te stoppen en daarmee de negatieve invloeden hiervan op de bodemfauna. Het effect hiervan is dat ter plaatse de voedselsituatie voor de zwarte zee-eenden verbetert, hetgeen tot uiting komt in de aanwezigheid en uiteindelijk in het jaarlijkse aantal vogeldagen van de zwarte zee-eend in de Voordelta.

4.1.2 Monitoring en Evaluatie Programma (MEP) vragen (op basis van het Hypothesedocument)

De MEP-vragen bestaan uit vier deelvragen. Vraag 1 gaat vooral over de toestand van habitattype 1110, het bodembeschermingsgebied, de vragen 2, 3 en 4 gaan voornamelijk over de functie van het gebied voor zee-eenden (vraag 2) en sterns (vraag 3 en 4). Van de set geformuleerde MEP-vragen is voor het Perceel Vogels en het specifiek voor de zwarte zee-eenden vooral MEP-vraag 2 van belang.

Hoofdvraag MEP evaluatievraag 2 (zwarte zee-eenden)

2. Wordt het verlies aan foerageergebied van de zwarte zee-eend als gevolg van de aanleg en het gebruik van Maasvlakte 2 voldoende gecompenseerd?

b. Leidt het instellen van het bodembeschermingsgebied tot een gelijkblijvende potentiële functie van de Voordelta voor de zwarte zee-eend in termen van voedselbeschikbaarheid?

i. Treden er veranderingen op in verspreidingspatronen en het aantal vogeldagen van de zwarte zee-eend t.o.v. de situatie van vóór de aanleg van Maasvlakte2?

ii. Zijn deze veranderingen toe te schrijven aan (veranderingen in) de voedselbeschikbaarheid (zie 2a, Holzhauer *et al.* 2010) of zijn andere factoren van (groter) belang?

c. Draagt het instellen van de rustgebieden specifiek voor de zwarte zee-eend bij aan een gelijk-blijvende potentiële functie van de Voordelta als foerageer- en rustgebied?

i. Treden er veranderingen op in verspreidingspatronen en het aantal vogeldagen van de zwarte zee-eend t.o.v. de situatie van vóór de aanleg van Maasvlakte2?

ii. Zijn deze veranderingen toe te schrijven aan de aanwezigheid van de rustgebieden die voor zwarte zee-eenden zijn ingesteld of ook aan andere factoren?

4.1.3 Ingreep-effectrelaties en hypothesen

De voorspelde effecten en de compensatiemaatregelen zijn gebaseerd op ingreep-effect relaties zoals beschreven in RIKZ (2007). De effectketens beschrijven de processen die relevant zijn voor het inzicht in de ingreep-effectrelaties. Daarmee geven de ingreep-effectrelaties sturing aan de te beantwoorden onderzoeksvragen.
Het onderzoek en de monitoring in het studiegebied zijn gebaseerd op de verwachte effecten van de compensatiemaatregelen. Op basis van deze verwachtingen is in het Hypothesendocument (Holzhauer *et al.* 2010) een overzicht gemaakt van de verwachte ingreep-effect relaties en de bijbehorende hypothesen zoals afgeleid van de MEP-vragen.
Per ingreep-effectrelatie is een set hypothesen (verwachtingen op meetbaar niveau) geformuleerd op basis waarvan onderzoeksvragen zijn geformuleerd. Hieronder worden de nulhypothesen uit het Hypothesendocument, zoals die per ingreep-effect relatie zijn opgesteld, kort weergegeven. NB: de formulering is opgesteld in de vorm van nulhypothesen (H0) en alternatieve hypothesen (H1). We geven hier de alternatieve hypothesen weer, omdat deze beter aansluiten bij de verwachtingen van de werking van de compensatiemaatregelen.

Koppeling aan onderzoeksvragen

De beantwoording van de hoofd- en subvragen dient plaats te vinden op basis van specifieke informatie over het voorkomen van bodemdieren, vogelverspreiding, vogelgedrag, vogeldieet, menselijk gebruik (als potentiële verstoringsbron) en abiotiek. De methodieken voor het verkrijgen van deze specifieke informatie zijn per perceel uitgewerkt in een uitvoeringsplan voor de monitoractiviteiten (Plan van aanpak Deel B). Hieronder wordt een korte beschrijving gegeven van de onderzoeksvragen, zoals die geformuleerd zijn in het Hypothesendocument (Holzhauer *et al*. 2010) en die nodig zijn voor de beantwoording van de hoofd- en subvragen 2b en c.
Voor het beantwoorden van de MEP-vragen ten behoeve van de zwarte zee-eend zijn de volgende onderzoeksvragen geformuleerd:

1. Waar en waarom komt de zwarte zee-eend voor in de Voordelta? Belangrijke parameters hierbij zijn de verspreiding, het gedrag, de voedselkeuze en de populatie-ontwikkeling in het bodembeschermingsgebied, de rest van de Voordelta en daarbuiten.

2. Wat kenmerkt de plekken waar de zwarte zee-eend foerageert in de Voordelta, zoals gebleken uit de nulmeting en onderhavige compensatiemonitoring? Hoe is het hier gesteld met het dieet en de voedselbeschikbaarheid (biomassa, verspreiding, dichtheid, leeftijd/grootte van prooisoorten), het gebruik (visserij inclusief schelpdiervisserij en ander gebruik) en de abiotiek (waterdiepte, golfslag, stromingsluwe gedeelten, kustmorfologie en weersomstandigheden zoals wind)?

3. Waarom foerageert de zwarte zee-eend niet of nauwelijks op andere plekken binnen de Voordelta? Wat zijn de belangrijkste randvoorwaarden voor de locatiekeuze, zoals voedselbeschikbaarheid, gebruik en abiotiek?

Deze onderzoeksvragen hebben geleid tot de volgende werkhypothesen, geformuleeerd als alternatieve hypotheses in het Hypothesedocument:

Relatie voedsel en zwarte zee-eenden:
Hypothese1: Het aantal (dichtheid) zwarte zee-eenden op een locatie (overdag of 's nachts) wordt bepaald door de aanwezigheid (biomassa, grootte, dichtheid) van geschikt voedsel.
Hypothese 2: Er is een toename van het geschikte voedselaanbod binnen het bodembeschermingsgebied na instelling van het bodembeschermingsgebied, met inachtneming van de veranderingen in de (controle)gebieden erbuiten.
Hypothese 3: Er is een toename van het aantal zwarte zee-eenden binnen het bodembeschermingsgebied na instelling van het bodembeschermingsgebied, met inachtneming van de veranderingen in de (controle)gebieden erbuiten.
Hypothese 4: Er is herstel van de potentiële functie van de Voordelta voor de zwarte zee-eend in termen van voedselbeschikbaarheid en deze is vergelijkbaar met de situatie van voor de aanleg van Maasvlakte2.

Relatie abiotiek en zwarte zee-eenden:
Hypothese 5: Er is een (cor)relatie tussen abiotische parameters van het water of het sediment en de verspreiding van de zee-eenden.
Hypothese 6: Er is een (cor)relatie tussen abiotische parameters van het water of het sediment en het aantal vogeldagen van de zee-eenden.

Relatie menselijk verstoring en zwarte zee-eenden:
Hypothese 7: Zee-eenden vliegen of zwemmen weg bij aanwezigheid van verschillende vormen van recreatie en beroepsvisserij op xx meter afstand, en keren bij verstoring na xx uur terug.
Hypothese 8: In de rustgebieden is de dichtheid van zwarte zee-eenden in de voor hun relevante periode hoger dan voor de instelling van de rustgebieden. Dit alles relatief ten opzichte van de veranderingen die daarbuiten zijn opgetreden.

Relatie externe factoren en zwarte zee-eenden:
Hypothese 9: Er vinden van jaar tot jaar (of eventueel zelfs binnen een jaar) duidelijke verschuivingen plaats in verspreiding en aantal vogeldagen van de zwarte zee-eend binnen de Voordelta, binnen Nederland of binnen Europa.

4.1.4 Aanpak data verzameling / overzicht onderzoekmodules

Om de onderzoeksvragen te beantwoorden zijn op verschillende manieren data verzameld. Onderzoek en monitoring van de zwarte zee-eend zijn georganiseerd in een viertal onderzoeksmodules. Daarnaast zijn de data met betrekking tot verstoring, voedselbeschikbaarheid en abiotiek verkregen uit de andere percelen die uitgevoerd zijn binnen het overkoepelende onderzoekskader.
Ten opzichte van de nulmeting is in de effectmeting uitvoeriger ecologisch onderzoek verricht om verklaringen te kunnen geven voor aantalsveranderingen in de loop van de tijd. Bij het onderzoek naar zwarte zee-eenden is in de T1 vooral ingezoomd op het vergaren van kennis over het dieet en gedrag van de vogels.
Alle hypothesen, onderzoeksvragen en MEP-vragen gaan specifiek over zwarte zee-eenden. In dit onderzoek zijn ook data over eiders verzameld. Deze soort behoort ook tot de soortgroep zee-eenden en is daarom als een referentiesoort in het onderzoek meegenomen. De resultaten hiervan worden in bijlage 4 gepresenteerd.
Voor zee-eenden (zwarte zee-eend en eider) zijn de volgende onderzoeksmodules uitgevoerd. Hierbij is tevens aangegeven aan welke hypothesen de modules bijdragen:

1. Voorkomen binnen de Voordelta;
    - vliegtuigtellingen Voordelta (monitoring van aantallen en verspreiding, in relatie tot het gebruik van de ingestelde rustgebieden in de Voordelta).

    Hypothesen 1, 3, 4, 5, 6, 8 en 9.
2. Voorkomen buiten de Voordelta:
    - vliegtuigtellingen Noordzeekust Waddeneilanden (monitoring van het gebied waar de grootste aantallen van Nederland voorkomen, bedoeld als referentie maar tevens relevant in verband met uitwisseling tussen gebieden).

    Hypothesen 3, 8 en 9.
3. Gedrag en dagelijks gebiedsgebruik;
    - dit onderzoek is er op gericht om op basis van aanvullende waarnemingen van gedrag en vliegbewegingen verspreidingspatronen en aantalsverloop beter te kunnen verklaren, met name in relatie tot menselijk gebruik en voedselaanbod. Er is hierbij specifiek ook gekeken in hoeverre er verschillen in verspreiding en gedrag 's nachts optreden, van belang in verband met de koppeling van de verspreiding die alleen overdag wordt vastgelegd met bijvoorbeeld benthos.

    Hypothesen 1.
4. Voedsel: dieet en voedselonderzoek.
    - Bepaling van prooisoorten en grootteselectie d.m.v. maagonderzoek van dood gevonden eenden en speciaal onderzoek naar beschikbare prooien door middel van duikers op plekken waar zee-eenden foerageren.

    Hypothesen 1, 2, en 3.

Naast de gegevens die zijn verkregen uit de onderzoeksmodules binnen dit perceel, worden ook resultaten uit andere percelen gebruikt voor de beantwoording van de MEP-vragen:

Relatie voedsel en zwarte zee-eenden:

De voedselbeschikbaarheid voor zwarte zee-eenden in de Voordelta is gemeten binnen het Perceel Benthos door een jaarlijkse bepaling van de biomassa en soortensamenstelling van de bodemdieren die van belang zijn als voedsel voor de zee-eenden. Dit geeft inzicht in de hoeveelheid potentieel beschikbaar voedsel voor vogels. Deze biomassa wordt vergeleken met gegevens uit de T0-metingen van voor de aanleg van Maasvlakte 2 (gegevens uit Perceel Benthos).

Hypthesen 2, 3 en 4.

Relatie abiotiek en zwarte zee-eenden

Ook abiotische veranderingen kunnen een rol spelen in de ontwikkeling van het bodembeschermingsgebied en het gebruik van de zee-eenden van het gebied. De benodigde informatie met betrekking tot de abtiotiek is verzameld binnen het Perceel Abiotiek. Hierbij zijn veranderingen in de golfwerking, stroming en bathymetrie van belang. Daarnaast zijn ook de weersomstandigheden belangrijk om mee te nemen in de analyse. In de statistische analyse van het voorkomen van zwarte zee-eenden in relatie tot verklarende factoren is gekozen voor de watersnelheid op de bodem. Deze factor is een resultante van de weersinvloeden via de waterafvoer door de sluizen uitmondend op de Voordelta en de invloed van de golfslag door golven, in combinatie met effecten van stroming door getij en de diepte. De watersnelheid bij de bodem is onderzocht als mogelijk verklarende factor en zou van invloed kunnen zijn op het efficiënt foerageren op ingegraven schelpdieren.

Hypothesen 5 en 6.

Relatie menselijke verstoring en zwarte zee-eenden
Verstorende activiteiten zoals visserij in het bodembeschermingsgebied en de rest van de Voordelta zijn belangrijk om mee te nemen in de analyse. Bodemberoerende visserij wordt in beeld gebracht binnen het Perceel Gebruik op basis van gegevens van VMS (Vessel Monitoring System), AIS (Automatic Identification System) en door het doen van veldwaarnemingen ten aanzien van overige gebruiksfuncties in de Voordelta. De volgende gebruiksfuncties zijn tijdens de monitoring van gebruiksfuncties onderscheiden; visserij (sport, garnalenkotter, bordentrawl, boomkor, Ensis), recreatie (surfen, zeilen, plaatbezoek, duiken), monitoringactiviteiten, onderhoud en calamiteitenbestrijding, kleine luchtvaart, militaire activiteiten, delfstoffenwinning (gegevens uit Perceel Gebruik).

Hypothesen 7 en 8.

4.1.5 Leeswijzer

Dit hoofdstuk moet in eerste instantie beschouwd worden als een technisch achtergronddocument waarin gedetailleerd over de verschillende typen onderzoeken bij de zee-eenden wordt gerapporteerd. In paragraaf 4.2 wordt een beschrijving gegeven van de methodiek van de verschillende onderzoeksmodules bij de zee-eenden. Vervolgens worden in 4.3 de resultaten gepresenteerd. In 4.4. wordt het voorkomen van de zwarte zee-eend in de Voordelta in een groter perspectief geplaatst (nationaal en internationaal). In 4.5 vindt een analyse plaats van het voorkomen van de zwarte zee-eend op basis van de gegevens in 4.3 en gegevens uit andere percelen. In 4.6 vindt een nadere statistische analyse plaats van het effect van het instellen van de rustgebieden. In 4.7 wordt aangegeven welke informatie in relatie tot de te beantwoorden MEP-vragen verkregen is en welke conclusies getrokken kunnen worden.

4.2 METHODEN, INTEGRATIE EN STATISTIEK

Zoals in de paragraaf hiervoor aangegeven, bestaat het eigen veldonderzoek naar de effecten van de compensatie op de zwarte zee-eenden uit vier modules. Deze worden hieronder nader besproken. Tevens wordt in deze paragraaf een beschrijving gegeven hoe de gegevens uit andere percelen gebruikt zijn om het voorkomen en de ecologie van zwarte zee-eenden in de Voordelta te beschrijven en te verklaren, waarbij een uitgebreide statistische analyse is uitgevoerd.

1. Voorkomen binnen de Voordelta: Vliegtuigtellingen Voordelta: paragraaf 4.2.1;
2. Voorkomen Nederland: Vliegtuigtellingen Noordzeekust van Wadden: paragraaf 4.2.2;
3. Gedrag: Dagelijks gebruik Voordelta: par 4.2.3;
4. Voedsel: Dieet zwarte zee-eend en aanvullend onderzoek voedselaanbod par 4.2.4.

- Integratie met gegevens andere percelen par. 4.2.5.
- Gegevensbewerking en statistiek par. 4.2.6.

4.2.1 Voorkomen binnen de Voordelta: vliegtuigtellingen Voordelta

Om inzicht te krijgen in het aantalsverloop van de zwarte zee-eend in de Voordelta en het gebiedsgebruik in ruimte en tijd is het noodzakelijk om door regelmatige tellingen de aantallen zwarte zee-eenden op de verschillende locaties in de Voordelta vast te leggen.
Het gaat in deze studie om de T1 opname in de periode 2008 tot 2013. De T0 metingen zijn uitgevoerd in de periode 2004-2006 door Poot *et al.* (2006).
Zee-eenden zijn in het studiegebied geteld vanuit een vliegtuig, conform de wijze waarop de tellingen in de periode van 2004 t/m 2006 zijn uitgevoerd (Poot *et al.* 2006). Deze methode sluit aan op de methodiek van de langjarige monitoring die sinds de jaren negentig in het

kader van de MWTL wordt uitgevoerd, tegenwoordig onder de vlag van RWS WVL (Hoekstein *et al.* 2003). Het studiegebied voor de zee-eenden is het Natura 2000-gebied Voordelta. Het deel voor de kust van Walcheren werd net als tijdens de nulmeting niet gedekt, aangezien tijdens de lopende monitoring door RWS Waterdienst hier zelden zee-eenden worden geteld (tijdens de langjarige tellingen van RWS Waterdienst in het kader van het MWTL wordt een veel groter gebied gedekt, waaronder bijvoorbeeld ook de Ooster- en Westerschelde). De gegevens werden ingesproken op een cassetterecorder. Tegelijk liep een GPS mee, zodat de waargenomen vogels door middel van de tijdsregistratie later op een locatie geplot konden worden. Samen met de registratie van het tijdstip van de waarneming kan vervolgens de positie van de groep worden afgeleid. Dit is naar schatting op 100 – 250 m nauwkeurig. De MWTL-tellingen van RWS Waterdienst worden gedurende het hele jaar maandelijks uitgevoerd. In het kader van dit project wordt door een gelijk aantal extra vluchten uit te voeren de frequentie verdubbeld, conform de aanpak tijdens de nulmeting. Dit betekent dat gedurende de T1 onderzoeksperiode in principe vijf jaar maal twaalf maal twee keer per maand gevlogen is; de T1 liep van april 2009 tot en met augustus 2013 als afbakening voor deze rapportage, wat een totaal van meer dan 100 tellingen vanuit het vliegtuig betekent. De tellingen werden altijd rond laagwater (LW) uitgevoerd. RWS Waterdienst doet dat in verband met het tellen van zeehonden op droogvallende platen. Om geen methodische verschillen te krijgen werden de tellingen voor het huidige project ook in de laagwaterperiode (van 2 uur voor tot 2 uur na LW) gevlogen.

4.2.2 Voorkomen Nederland: vliegtuigtellingen Noordzeekust Waddeneilanden

Tussen de verschillende delen van de Nederlandse kust kan uitwisseling plaatsvinden, maar ook met kustgebieden in omringende landen. De tellingen kunnen in het geval van complementaire aantalspatronen inzicht geven in de uitwisseling tussen regio's.

Als referentie zijn in het voorjaar extra tellingen langs de Hollandse Noordzeekust en langs de Noordzeekust van de Waddeneilanden uitgevoerd. De zee-eenden langs de Belgische kust werden tot 2010, net als in de Voordelta, jaarrond gemonitord. Tegenwoordig worden de zee-eenden alleen in maart nog vanuit het vliegtuig geteld. Gegevens hiervan komen beschikbaar via het Belgische Instituut voor Natuur en Bosonderzoek (INBO). Op deze manier kunnen eventuele verschuivingen tussen de verschillende regio's sluitend gevolgd worden. Aangezien in de laatste jaren de grootste aantallen zee-eenden langs en in de Voordelta in het voorjaar voorkomen (Poot *et al.* 2006; Heunks *et al.* 2009), is in het kader van dit project als referentie jaarlijks een tweetal vluchten (in maart en april) langs de Waddenzeekust uitgevoerd om in deze piekperiode ook de referentiesituatie van de aantallen zee-eenden vast te leggen.

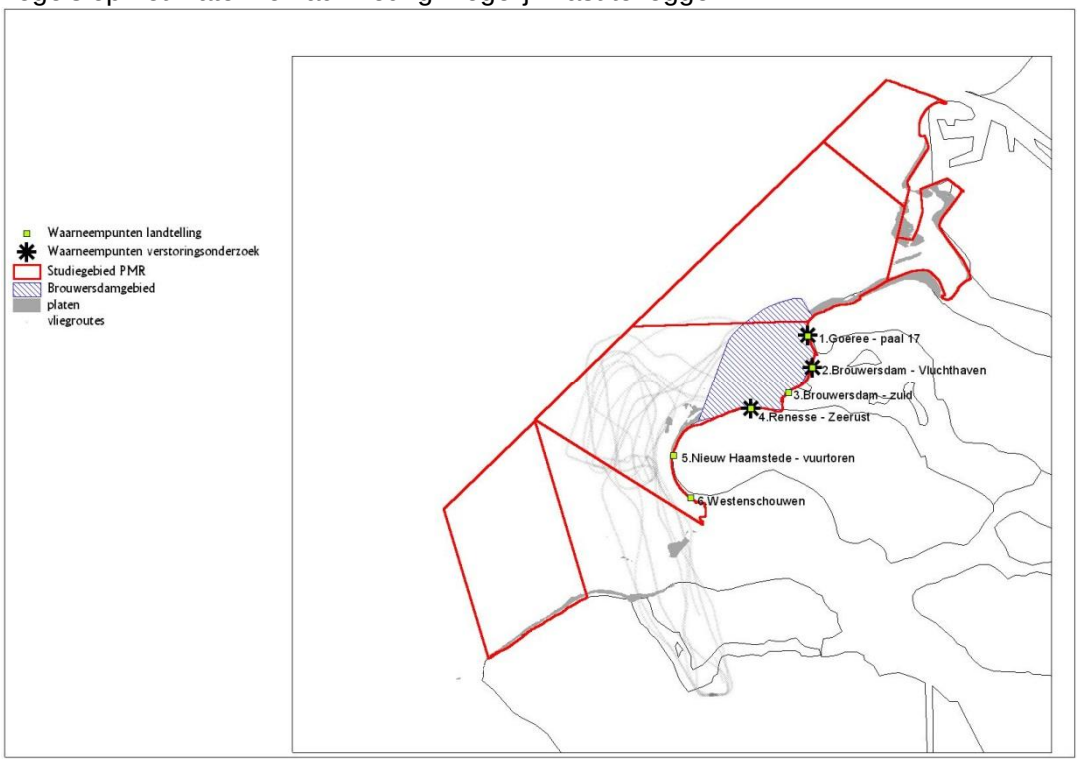
In de winterhalfjaren van de eerste drie telseizoenen (2008-2009, 2009-2010 en 2010-2011) zijn in het kader van het telprogramma in opdracht van LNV (ELI nu: EZ) door IMARES bovendien jaarlijks drie tellingen van zee-eenden in het waddengebied en het gebied ten noorden van de Waddeneilanden uitgevoerd (november, december en februari). In de winter van 2011-2012 zijn in opdracht van IMARES door Bureau Waardenburg aanvullende tellingen uitgevoerd in oktober, november, december en februari). Samen met de vliegtuigtellingen die in het kader van MWTL (januari) en PMR (maart en april) worden uitgevoerd zijn in alle T1 seizoenen dus jaarlijks minimaal zes vliegtuigtellingen verspreid over de winter uitgevoerd. De tellingen uitgevoerd door Rijkswaterstaat, PMR en IMARES zijn methodisch zeer vergelijkbaar. De teldekking per vliegtuig is zodanig dat de grotere groepen zee-eenden worden gevonden en integraal worden geteld. Kleinere groepjes kunnen gemist worden tijdens de transecttelling door Rijkswaterstaat en IMARES. Samen met de tellingen in maart en april zijn voor het gehele winterhalfjaar referentiegegevens beschikbaar van het voorkomen van zwarte zee-eenden langs de gehele Nederlandse en Belgische kust.

4.2.3 Gedrag: dagelijks gebruik Voordelta

Kennis over dagpatronen en gebiedsgebruik is noodzakelijk om eventuele veranderingen in verspreidingspatronen in relatie tot de ingestelde rustgebieden voor zwarte zee-eenden en de kwaliteitsverbetering van het bodembeschermingsgebied te kunnen verklaren.

Verspreiding en gebiedsgebruik overdag

De benodigde informatie over de verspreiding van zwarte zee-eenden overdag is verzameld vanuit het vliegtuig (zie § 4.2.1). Het gedragsonderzoek vond vanaf de kust plaats (een schip verstoort te veel). Doel was het gebiedsgebruik in en rond de twee rustgebieden Bollen van de Ooster en Bollen van het Nieuwe Zand te monitoren. De observaties werden uitgevoerd vanaf vooraf geselecteerde observatiepunten in het Brouwersdamgebied en het gebied tussen de Brouwersdam en de Bollen van de Ooster; grofweg tussen de Kop van Schouwen aan de zuidkant tot aan de vuurtoren van Goeree aan de noordzijde (Figuur 4.1). Vanaf laatstgenoemde locatie kan het rustgebied Bollen van het Nieuwe Zand niet volledig overzien worden, omdat het op relatief grote afstand ligt, maar grootschalige verplaatsingen en vliegbewegingen zijn vanaf de Kop van Schouwen zeker goed vast te leggen. Zodra zwarte zee-eenden in aantallen van betekenis (>500 vogels) in het Brouwersdamgebied verbleven, zijn gedragsobservaties vanaf land uitgevoerd. De observaties werden op verschillende momenten van de dag uitgevoerd om een zo representatief mogelijk beeld van het gedrag overdag te krijgen. Gedurende de observatieperiode werden de verspreiding en de vliegbewegingen van zee-eenden nauwkeurig op kaart vastgelegd. Tevens werd het gedrag vastgelegd, waarbij onderscheid werd gemaakt tussen foerageren en rusten. Vanaf de verschillende waarneemlocaties werden kruispeilingen met een kompas verricht om groepen vogels op het water zo nauwkeurig mogelijk vast te leggen.



Figuur 4.1 *Ligging van gebruikte waarneemlocaties voor het gedragsonderzoek aan de aanwezige groepen zwarte zee-eenden en de vliegroutes gevlogen op dezelfde dag dat het aanvullend gedragsonderzoek werd uitgevoerd. De tellingen vanuit het vliegtuig dienden om te verifiëren welk aandeel van de vogels door de waarnemingen vanaf het land werd gedekt.*

De waarnemers stonden tijdens de tellingen met elkaar in contact met behulp van portofoons en/of mobiele telefoons om zo vliegbewegingen van groepen zee-eenden aan elkaar door te geven.
In het winterhalfjaar van 2009-2010 is gestart met het onderzoek naar dagpatronen en gebiedsgebruik door zwarte zee-eenden. In totaal werden op 41 dagen gedragsobservaties uitgevoerd, waarbij op 19 ochtenden de waarnemingen voor zonsopkomst startten (Tabel 4.1). De meeste observaties zijn in de winterhalfjaren (oktober – maart) (2011/2012 en 2012/2013) uitgevoerd. In desbetreffende telseizoenen verbleven enige tijd meer dan 1.000 zwarte zee-eenden in het Brouwersdamgebied binnen zichtafstand van de waarneemlocaties. In de overige maanden waren de aantallen dusdanig laag dat geen waarnemingen zijn uitgevoerd.

Gebiedsgebruik 's nachts
Dit onderzoek was gericht op het verkrijgen van inzicht of het gebiedsgebruik (de verspreiding) 's nachts afwijkt van het gebiedsgebruik overdag. Factoren die op de verspreiding van invloed kunnen zijn, zijn menselijke verstoring en kleptoparasitisme door meeuwen overdag, indien zwarte zee-eenden met schelpdieren boven komen.
Om vast te kunnen stellen of de zee-eenden 's nachts op andere plekken verblijven zijn de gedragsobservaties regelmatig een half uur voor zonsopkomst gestart (Tabel 4.1). Tijdens deze observaties werd vanaf het eerste ochtendschemer voortdurend de zee gescand op eventuele vliegbewegingen van zwarte zee-eenden en eiders. Vliegbewegingen werden op kaart ingetekend.
In de winter van 2011/2012 en 2012/2013 is driemaal een radaronderzoek op zee uitgevoerd vanaf een schip conform de methodiek zoals eerder gebruikt langs de Waddenzeekust (Dirksen *et al.* 2005). In de winter van 2011/2012 is 's nachts geen onderzoek op zee uitgevoerd, omdat de aantallen zwarte zee-eenden laag waren en er geen aanwijzingen waren dat de zwarte zee-eenden uit het Brouwersdamgebied 's nachts op zee verbleven.

Tabel 4.1 Overzicht van het aantal dagen waarop gedragsobservaties vanaf land zijn uitgevoerd in de winterhalfjaren (oktober-maart) van 2009/2010, 2010/2011, 2011/2012 en 2012 / 2013. Tussen haakjes staat vermeld op hoeveel dagen de gedragsobservaties voor zonsopkomst zijn gestart.

	Aantal dagen met gedragsobservaties vanaf land			
	2009 / 2010	**2010 / 2011**	**2011 / 2012**	**2012 / 2013**
november	1 (0)	0	0	0
december	2 (2)	1 (1)	0	3 (1)
januari	2 (1)	1 (1)	3 (1)	8 (2)
februari	0	1 (1)	4 (1)	8 (4)
maart	0	0	3 (1)	1 (1)
april	0	0	0	1 (1)
mei	0	0	0	2 (1)
totaal	5 (3)	3 (3)	10 (3)	23 (10)

4.2.4 Voedsel: dieet zwarte zee-eend en aanvullend voedselonderzoek

Om inzicht te krijgen in het gebiedsgebruik van de zwarte zee-eend is het noodzakelijk om inzicht te hebben in de voedselsamenstelling en in de interactie tussen aanbod en voedselkeuze.

Dieet onderzoek bij zwarte zee-eenden heeft plaatsgevonden op basis van de maaginhoud van dood gevonden vogels. Het aantal vogels beschikbaar voor analyse hangt sterk af van het aantal vogels in het gebied en eventueel optredende calamiteiten of andere ongunstige omstandigheden die verhoogde sterfte met zich meebrengen. Deze module is gestart in november 2009 en liep tot 2012.

In de Voordelta werden acht zwarte zee-eenden gevonden, waarvan vier met voedselresten in de maag. Aanvullend hierop werd de hele Nederlandse kust afgezocht, waarbij vooral aandacht werd besteed aan locaties waarvan bekend was dat er eenden voor de kust zaten: de verschillende Waddeneilanden en Noordwijk (*Figuur 4.2*). In de winters van 2009-2012 zijn op deze manier 25 extra zwarte zee-eenden verzameld langs de Nederlandse kust. Twee vogels, uit 2005 en 2007 die zich nog in een vriezer bevonden werden aan de te onderzoeken eenden toegevoegd (Tabel 4.2). Van de in totaal 35 vogels verzamelde bleken na sectie 10 exemplaren een bruikbare maaginhoud te hebben en slechts twee hiervan hadden een groot aantal resten van schelpdieren (van >100 *Ensis*) in de maag.



Figuur 4.2 *Locaties langs de kust waar dode zwarte zee-eenden (sommige met Ensis in de maag) werden gevonden en waar vers Ensis-materiaal werd verzameld voor referentiemateriaal (door middel van bemonsteringen op zee (van Veen-happer) en het verzamelen van aangespoelde Ensis op het strand). In bijlage 1 wordt een nadere uitleg gegeven.*

4.2.4.1 *Bepaling dieet zwarte zee-eenden*

Bij iedere gevonden zwarte zee-eend is het hele maagdarmkanaal uitgeprepareerd en in de lengte opengesneden voor inspectie. De inhoud is vervolgens onder een stromende kraan in een groot bekerglas uitgespoeld. Vervolgens werd met behulp van een bezink/overvloei methode het monster gereinigd door voorzichtig een waterstroom van boven in het bekerglas te laten stromen. De waterstroom vloeide over de rand van het bekerglas en voerde zo de lichtere bestanddelen uit het monster af. Na enige tijd was het water helder en het monster

gereduceerd tot harde, zware delen: voornamelijk schone schelpfragmenten en zand. Dit gereinigde monster werd vervolgens onder een binoculaire microscoop uitgezocht. De verwerking van maag- en darmmonsters in het lab volgt een standaard procedure. Aanwezige schelpfragmenten zijn gedetermineerd en alle slotjes en andere (grotere) Ensis fragmenten zijn verzameld. Zowel de slotjes als andere schelpfragmenten worden gebruikt om de grootte van de gegeten Ensis te reconstrueren (Leopold *et al.* 2007). Deze "slotjes" zijn niet alleen karakteristiek van vorm maar "groeien ook met de schelp mee" en zijn daarom een maat voor de grootte van de schelp. Een slot is ook het meest stevige deel van de hele schelp. Om deze redenen kunnen slotjes van tweekleppige schelpdieren gebruikt worden voor reconstructie van de lengtes van de gegeten schelpdieren: zie bijvoorbeeld Nehls (1989: kokkel); Dekinga & Piersma (1993: *Spisula*); Nehls & Ketzenberg (2002: mossel); Leopold *et al.* (2007: *Spisula* en *Ensis*). Alle gevonden Ensis slotjes, of nog meetbare fragmenten zijn gefotografeerd en opgemeten onder een Zeiss Stereo Microscoop SV6, die is uitgerust met een bijpassende Zeiss AxioCam MRc-digitale camera verbonden met een computer. Dit systeem maakt het mogelijk om nauwkeurige metingen te doen aan de slotjes en de gefotografeerde fragmenten. Voor een meer uitgebreide beschrijving van de methode zie bijlage 1.

4.2.4.2 Voedselbeschikbaarheid: benthosonderzoek op zee-eendlocaties

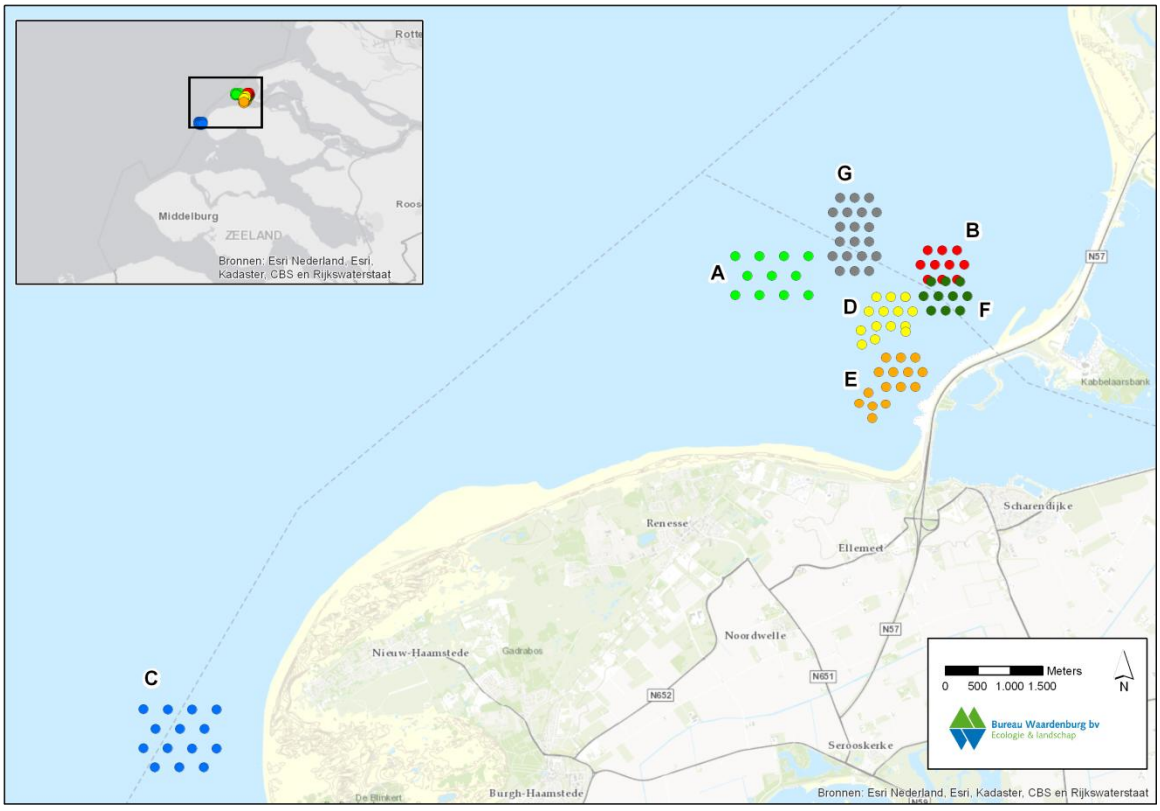
In het Perceel Benthos zijn bodemdierenbemonsteringen gedaan in het najaar die de gehele Voordelta besloegen en die niet specifiek gericht waren op het bemonsteren van locaties waar zwarte zee-eenden verbleven. In januari 2010 is een detailstudie gestart en die is voortgezet in de winters van 2010/2011, 2011/2012 en 2012/2013 (Tabel 4.2.). De aanname was dat de locaties waar in het winterhalfjaar langere tijd verhoogde concentraties van zwarte zee-eenden pleisterden, vermoedelijk werden gekarakteriseerd door een gunstig voedselaanbod en/of gunstige foerageeromstandigheden (rust, ondiep water). Informatie over de voedselbeschikbaarheid is nodig om te verifiëren of inderdaad sprake is van een verhoogd voedselaanbod, hoe dit aanbod verandert in de loop van de winter, of de eenden ter plaatse selectief foerageren en of ze in de loop van de winter het voedsel ter plaatse uitputten.

Het onderzoek is uitgevoerd door duikers, die niet alleen het aanwezige benthos hebben bemonsterd, maar ook visuele waarnemingen hebben gedaan en de situatie op de zeebodem hebben vastgelegd op foto en video. De onderzoeklocaties zijn bepaald op basis van verspreidingsgegevens van zwarte zee-eenden in de Voordelta. De meeste duiklocaties liggen in het Brouwersdamgebied (Figuur 4.3.). Sommige locaties zijn in twee of meer seizoenen bemonsterd. De bodem van de locaties varieert van grof zand met schelpengruis tot meer slibrijk en bestaat op enkele locaties zelfs deels uit klei (Tabel 4.3.).

Op elke locatie ging een duiker te water, voerde eerst zichtwaarnemingen uit en legde de onverstoorde situatie vast op foto en film. Vervolgens werden bodemmonsters genomen met een daarvoor gemaakte bodemschep. De bodemschep steekt ca. 10 cm diep. Op elke duiklocatie zijn twee bodemscheppen gestoken en onder water in een fijnmazig net (maaswijdte 2 mm) samengevoegd. Het bemonsterd oppervlakte van één schep is 0,056 m^2. Het bemonsterde oppervlakte van 1 monster is dus 0,112 m^2. De monsters zijn geconserveerd bij -80° C. In het laboratorium zijn de schelpdieren vervolgens gedetermineerd en tot op 1 mm nauwkeurig gemeten. Voor meer details zie Lengkeek *et al*. (2014).

Tabel 4.2 *Overzicht van de dagen waarop duikers benthos bemonsterd hebben op locaties waar zee-eenden verbleven in het winterhalfjaren van 2009/2010, 2010/2011, 2011/2012 en 2012/2013 (zie Figuur 4.3 voor locaties).*

Telseizoen	Datum	Locaties
2009 / 2010	januari 2010	A
2010 / 2011	11 februari 2011	A
2011 / 2012	30 januari 2012	A + B
	28 februari 2012	A + B
	29 februari 2012	C
	20 maart 2012	A + B
	1 mei 2012	A + B
2012 / 2013	14 januari 2013	D + E
	13 februari 2013	D + E + F
	28 februari 2013	F



Figuur 4.3 *Locaties in het gebied voor de Brouwersdam en de Kop van Schouwen, waar door duikers de bodemfauna is bemonsterd op plaatsen waar groepen zwarte zee-eenden verbleven.*

Tabel 4.3 Kenmerken van de verschillende gebieden. Voor de locaties van de monsterpunten zie Fguur 4.2 en voor de monsterdata Tabel 4.2.

gebied	diepte range (m)	bodem
A	0,9 - 2,5	zanderig en slib
B	0,9 - 2,5	zanderig en slib
C	1,5 - 5	zand, plaatselijk klei
D	1,5 - 3,6	hard, grof zand
E	1,7 - 4,8	slib (1x harde klei)
		hard zand met schelpengruis
F	1,1 - 2,4	hard zand
G	0.8 - 3.8	zand en slib

4.2.5 Integratie eigen veldonderzoek met gegevens andere percelen

Relatie voedsel en zee-eenden
Jaarlijks is er een integrale bodemdierenbemonsteringen die de hele Voordelta beslaat binnen het perceel Benthos (september). De timing van deze survey is zodanig dat deze voor het zee-eendenseizoen valt dat van oktober tot en met maart loopt. De bemonsteringen zijn niet speciaal gericht op de locaties waar zee-eenden voorkomen, maar vinden plaats volgens een Voordeltawijd grid. De waarnemingen van de zee-eenden zijn voor de statistische analyse aan hetzelfde zogenaamde benthosgrid toebedeeld. Het voorkomen van zwarte zee-eenden is gerelateerd aan de beschikbare biomassa. De dichtheden van schelpdieren per lengteklassen zijn op basis van een lengte-gewichtrelatie opgewerkt tot biomasssa. Omdat ten tijde van de T0 geen gegevens over lengteverdelingen van schelpdieren werden verzameld is de integratie alleen goed mogelijk voor de T1 periode. Voor nadere details verwijzen we naar het perceel Benthos en naar paragraaf 4.6.

Relatie abiotiek en zee-eenden
Voor het voorkomen van zwarte zee-eenden in relatie tot abiotiek is vooral gekeken naar de relatie met diepte en watersnelheid op de bodem. Diepte is gebaseerd op lodingen en extrapolaties met behulp van satellietbeelden, zie daarvoor bijlage 1 van het sternhoofdstuk. Watersnelheid op de bodem is gebaseerd op modelberekeningen, zie hiervoor perceel Abiotiek voor nadere informatie.

Relatie menselijke verstoring en zee-eenden
Verstoring door gemotoriseerd scheepvaartverkeer is berekend op basis van AIS-gegevens. Het gaat hierbij om scheepsbewegingen die door middel van een netwerk van satellieten en radar zijn vastgelegd, een techniek die pas sinds 2009 in de praktijk op een ruime schaal gebruikt wordt. Dit betekent dat voor de T0 geen gegevens beschikbaar zijn. Gemotoriseerd scheepvaartverkeer is door de reikwijdte van het verstoringseffect, de ruimtelijke verdeling binnen de Voordelta en de intensiteit van het vaarverkeer te beschouwen als de meest invloedrijke verstoringsbron voor zee-eenden binnen de Voordelta. Verstoring van de

Voordelta is berekend door CSO waarbij de aanname is gedaan dat in een zone van één kilometer aan weerszijden van een vaarlijn zwarte zee-eenden verstoord worden en het een uur duurt voordat zij terug durven te komen. Uit studies elders in Europa worden terugkeertijden van vier uur gemeld, maar in geval van gewenning in druk bevaren zones kunnen zee-eenden eerder terugkeren (Krijgsveld *et al.* 2009). In deze studie zijn we uitgegaan van de aanname dat zee-eenden in de Voordelta aangepast zijn aan het in Europees perspectief drukke vaarverkeer en na één uur terugkeren.

4.2.6 Gegevensbewerking en statistiek

De aantallen en verspreiding van zwarte zee-eenden proberen we te verklaren met een statistisch model door een relatie te leggen met een aantal verklarende factoren, in de volksmond een 'habitatmodel' genoemd. Wanneer een goed statistisch model opgesteld kan worden, kan dit model ook gebruikt worden om voorspellingen te doen. De factoren die gebruikt zijn om het voorkomen van zwarte zee-eenden in de Voordelta te beschrijven (wat betreft aantallen en verspreiding) betreffen;

- aanbod inslikbaar voedsel (uitgedrukt als biomassa g/m^2) (data perceel benthos);
- verstoring door scheepvaartverkeer (uitgedrukt als uur verstoord per 24 uur) (data perceel menselijk gebruik)
- bodemwatersnelheid (hoe lager hoe beter voor efficiënt foerageren) (data perceel abiotiek)
- duikdiepte (in m) (hoe ondieper hoe beter voor efficiënt foerageren) (data RWS)

We hebben vier winterseizoenen ter beschikking waarvoor gegevens van de belangrijkste covariaten gemeten zijn. Er is er voor gekozen om in verband met de overzichtelijkheid alle informatie over de opzet van de statistische analyse en de specifieke databehandelingen bij elkaar in paragraaf 4.6 te presenteren.

4.3 RESULTATEN

4.3.1 Voorkomen Voordelta: vliegtuigtellingen

Relatie met de onderzoekhypothesen
Het voorkomen (aantallen en verspreiding) van zwarte zee-eenden in de Voordelta aan de hand van vliegtuigtellingen is basisinformatie noodzakelijk voor het beantwoorden van:

Hypothese 1: Het aantal (dichtheid) zwarte zee-eenden op een locatie (overdag of 's nachts) wordt bepaald door de aanwezigheid (biomassa, grootte, dichtheid) van geschikt voedsel.
Hypothese 3: Er is een toename van het aantal zwarte zee-eenden binnen het bodembeschermingsgebied na instelling van het bodembeschermingsgebied, met inachtneming van de veranderingen in de (controle)gebieden erbuiten.
Hypothese 4: Er is herstel van de potentiële functie van de Voordelta voor de zwarte zee-eend in termen van voedselbeschikbaarheid en deze is vergelijkbaar met de situatie van voor de aanleg van Maasvlakte2.
Hypothese 5: Er is een (cor)relatie tussen abiotische parameters van het water of het sediment en de verspreiding van de zee-eenden.
Hypothese 6: Er is een (cor)relatie tussen abiotische parameters van het water of het sediment en het aantal vogeldagen van de zee-eenden.
Hypothese 8: In de rustgebieden is de dichtheid van zwarte zee-eenden in de voor hun relevante periode hoger dan voor de instelling van de rustgebieden. Dit alles relatief ten opzichte van de veranderingen die daarbuiten zijn opgetreden.
Hypothese 9: Er vinden van jaar tot jaar (of eventueel zelfs binnen een jaar) duidelijke verschuivingen plaats in verspreiding en aantal vogeldagen van de zwarte zee-eend binnen de Voordelta, binnen Nederland of binnen Europa.

Tijdens de vliegtuigtellingen is de verspreiding van de zwarte zee-eenden in de Voordelta in ruimte en tijd in beeld gebracht. Deze resultaten kunnen gebruikt worden voor de vergelijking met de aantallen en de verspreiding binnen de Voordelta tijdens de T0 meting (periode 2004-2006). De telseizoenen lopen van juli tot juni in het volgend jaar. Het winterhalfjaar loopt van oktober tot maart en het zomerhalfjaar van april tot en met september. Tijdens de vliegtuigtellingen zijn ook gegevens over eiders verzameld. In bijlage 4 worden deze gegevens gepresenteerd.

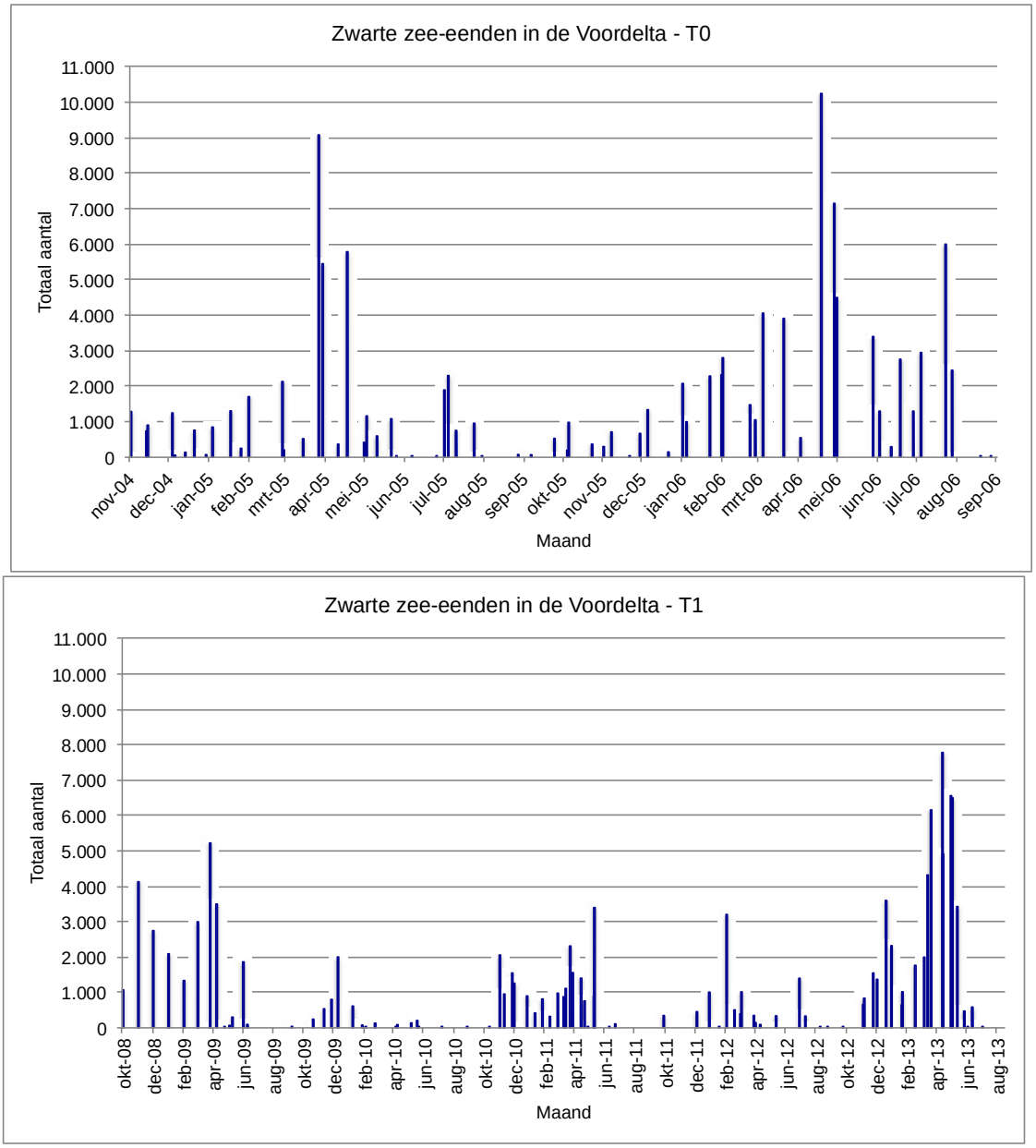
Aantallen zwarte zee-eenden
Seizoensmaxima
Tabel 4.4 geeft een overzicht van de seizoensmaxima op basis van de vliegtuigtellingen in de periode T0 en in de periode T1. Hieruit komt naar voren dat de maxima in de T0 periode hoger liggen dan in de T1 periode. Hierbij dient wel opgemerkt te worden dat de aantallen snel kunnen toe- of afnemen. In april 2013 werden buiten de PMR-monitoring tijdens de reguliere MWTL-telling 11.000 zwarte zee-eenden in het Brouwersdamgebied vastgesteld (pers. med. P. Wolf, DPM).

Tabel 4.4 Overzicht van de telseizoenmaxima van de zwarte zee-eend in de Voordelta in de T0 en de T1 periode op basis van vliegtuigtellingen (telseizoen loopt van juli tot en met juni het volgende jaar).

telseizoen	maximum	maand met maximum
T0 periode		
2004-2005	9.078	april
2005-2006	10.244	mei
T1 periode		
2008-2009	5.225	april
2009-2010	2.005	december
2010-2011	3.400	mei
2011-2012	3.205	februari
2013-2013	7.780	april

Seizoensverloop

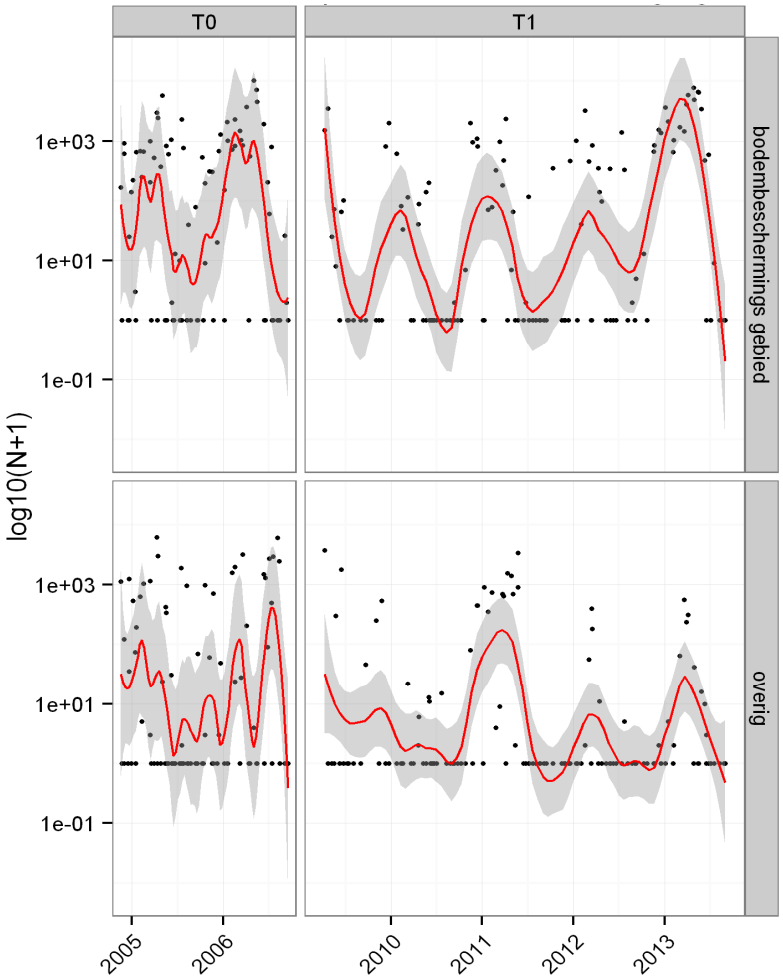
In het najaar arriveren de eerste zwarte zee-eenden in oktober in de Voordelta. Dit was zowel tijdens de T0 als de T1 periode het geval (*Figuur 4.4*). Tijdens verschillende T1 telseizoenen werd in november of december een aantalspiek vastgesteld (telseizoen 2008/2009, 2010/2011 en 2012/2013). In de desbetreffende telseizoenen fungeerde de Voordelta in het najaar/vroege winter waarschijnlijk als tussenstop voor doortrekkende zwarte zee-eenden. Tijdens de T0 telseizoenen is dit niet vastgesteld. In de T1 telseizoenen zonder najaarspiek nam het aantal zwarte zee-eenden gestaag toe tot in december (telseizoen 2009/2010) of februari (telseizoen 2011/2012) en ontbrak een voorjaarspiek. Tijdens de T1 periode was in drie telseizoenen met een najaarspiek tevens sprake van een voorjaarspiek: 2008/2009, 2010/2011 en 2012/2013). Tijdens de T1 periode verbleven in de maanden juni t/m september) niet of nauwelijks zwarte zee-eenden in de Voordelta. Tijdens de T0 periode verbleven zwarte zee-eenden tot in augustus in de Voordelta.



Figuur 4.4 *Aantalsverloop van zwarte zee-eenden in de Voordelta in de T0 periode (november 2004 t/m augustus 2006; boven) en de T1 periode (november 2008 t/m augustus 2013; beneden) op basis van alle beschikbare vliegtuigtellingen.*

Trends in Bodembeschermingsgebied

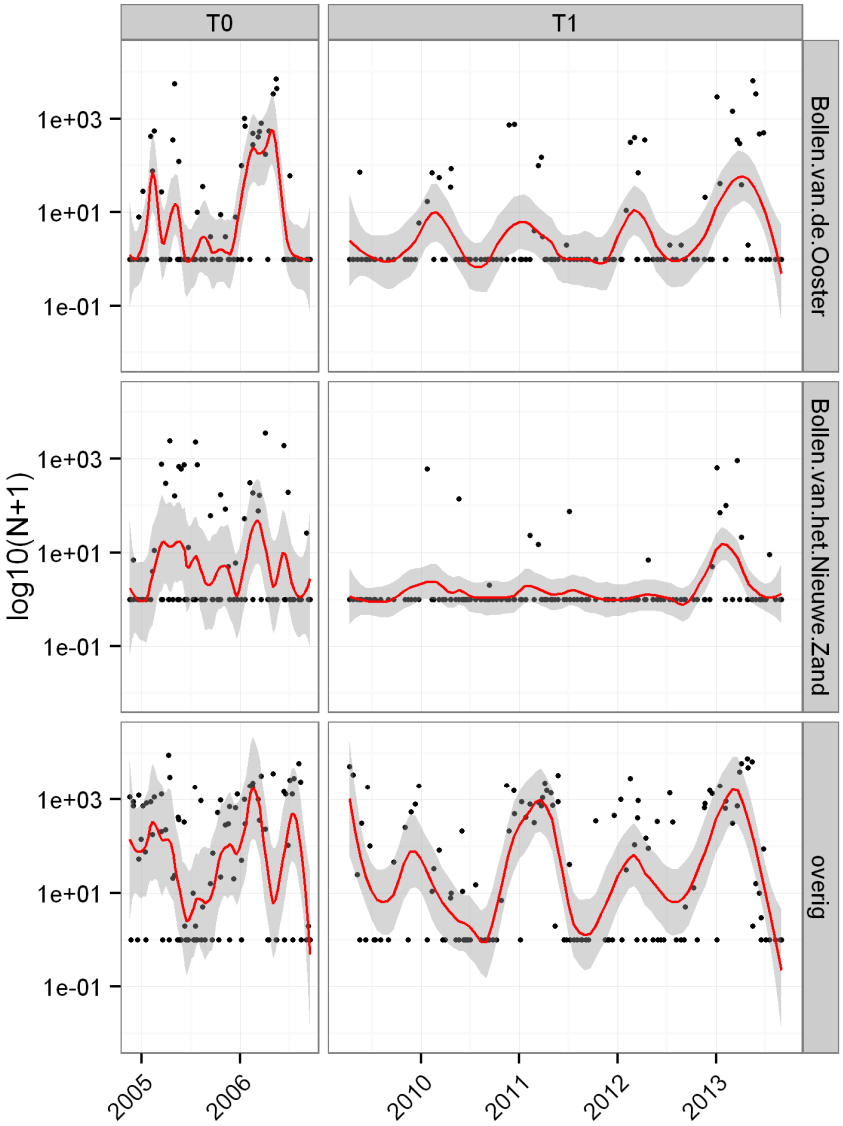
In de T1 ligt het niveau van de overwinterende aantallen lager dan in de T0, met in het laatste seizoen een piek in aantallen die boven het niveau van de T0 ligt (Figuur 4.5). In Figuur 4.4 is te zien dat in het najaar en midwinter van diezelfde winter lagere aantallen voorkwamen. Dit zijn gegevens verkregen via Rijkswaterstaat, maar deze gegevens zijn op een grof telvakkenniveau verzameld waarbij geen onderscheid is te maken tussen Bodembeschermingsgebied en overige gebieden in de Voordelta. Er is in *Figuur 4.5* verder een tendens te zien dat de fluctuaties binnen het seizoen in de T1 groter zijn dan in de T0, wat met name komt door lagere aantallen in het zomerhalfjaar in de T1, maar ook een verdere afname in de overwinteringsfunctie van de Voordelta. De aantalspiek is meer en meer in het voorjaar komen te liggen.



Figuur 4.5 *Aantalsverloop van zwarte zee-eenden in het bodembeschermingsgebied (boven) en in de overige gebieden in de Voordelta in de T0 periode (november 2004 t/m augustus 2006; boven) en de T1 periode (november 2008 t/m augustus 2013; beneden) op basis van alle beschikbare vliegtuigtellingen. Iedere punt betreft een individueel telresultaat. Door de punten is een loesss/lowes smoothing trendlijn gefit met een 95% betrouwbaarheidsinterval (Wickham 2009, Hastie & Tibshirani 1990). Totaalaantal op de y-as zijn op log-schaal.*

Trends in rustgebieden

In de T1 ligt het niveau van de overwinterende aantallen binnen beide ingestelde rustgebieden duidelijk veel lager dan in de T0 (Figuur 4.6). Met name de Bollen van het Nieuwe Zand is nauwelijks gebruikt tijdens de T1. Ook in de rustgebieden is de tendens te zien dat de fluctuaties binnen het seizoen groter zijn, waarbij met name in het zomerhalfjaar de gebieden veel minder gebruikt werden dan in de T0 nog het geval was.



Figuur 4.6 *Aantalsverloop van zwarte zee-eenden in de twee aangewezen rustgebieden (boven en midden) en in de overige gebieden in Voordelta in de T0 periode (november 2004 t/m augustus 2006; boven) en de T1 periode (november 2008 t/m augustus 2013; beneden) op basis van alle beschikbare vliegtuigtellingen. Weergegeven is een loesss/lowes smoothing trendlijn met een 95% betrouwbaarheidsinterval (Wickham 2009, Hastie & Tibshirani 1990). De y-as is op log-schaal.*

Eerste gevolgtrekkingen in relatie tot de onderzoekhypothesen
Op grond van het voorkomen (aantallen en verspreiding) van zwarte zee-eenden in de Voordelta aan de hand van vliegtuigtellingen zijn de volgende eerste gevolgtrekkingen te trekken;

Hypothese 3: Er is een toename van het aantal zwarte zee-eenden binnen het bodembeschermingsgebied na instelling van het bodembeschermingsgebied, met inachtneming van de veranderingen in de (controle)gebieden erbuiten.

Eerste gevolgtrekkingen hypothese 3: Het aantal zwarte zee-eenden binnen het bodembeschermingsgebied lijkt na instelling van het bodembeschermingsgebied verder te zijn afgenomen. Hetzelfde geldt ook voor de als rustgebied ingestelde zones en voor de overige gebieden in de Voordelta. Opvallend is dat de functie van overwinteringsgebied is afgenomen, maar met name ook het gebruik in het zomerhalfjaar. Deze trend geldt overigens voor de gehele Voordelta. Er was al een tendens tijdens de T0 zichtbaar dat de grootste aantallen vooral in het voorjaar voorkwamen. Deze tendens is versterkt door met name het plotseling voorkomen van grote aantallen in het voorjaar van 2013.

Hypothese 8: In de rustgebieden is de dichtheid van zwarte zee-eenden in de voor hun relevante periode hoger dan voor de instelling van de rustgebieden. Dit alles relatief ten opzichte van de veranderingen die daarbuiten zijn opgetreden.

Eerste gevolgtrekkingen hypothese 8: De aantallen en daarmee de dichtheid van zwarte zee-eenden in de beide rustgebieden is afgenomen ten opzichte van de T0. Dit geldt met name voor het rustgebied de Bollen van het Nieuwe Zand. In beide rustgebieden, maar het sterkst in het rustgebied de Bollen van de Ooster trad een aantalspiek in het laatste seizoen van de T1 op. In 4.3.4 worden de resultaten van gerichte benthosbemonsteringen gepresenteerd die genomen zijn op de locaties in de regio van de Bollen van de Ooster waar in het voorjaar van 2013 concentraties zwarte zee-eenden voorkwamen.

Overige hypothesen

Hypothese 1: Het aantal (dichtheid) zwarte zee-eenden op een locatie (overdag of ’s nachts) wordt bepaald door de aanwezigheid (biomassa, grootte, dichtheid) van geschikt voedsel.
Hypothese 4: Er is herstel van de potentiële functie van de Voordelta voor de zwarte zee-eend in termen van voedselbeschikbaarheid en deze is vergelijkbaar met de situatie van voor de aanleg van Maasvlakte2.
Hypothese 5: Er is een (cor)relatie tussen abiotische parameters van het water of het sediment en de verspreiding van de zee-eenden.
Hypothese 6: Er is een (cor)relatie tussen abiotische parameters van het water of het sediment en het aantal vogeldagen van de zee-eenden.
Hypothese 9: Er vinden van jaar tot jaar (of eventueel zelfs binnen een jaar) duidelijke verschuivingen plaats in verspreiding en aantal vogeldagen van de zwarte zee-eend binnen de Voordelta, binnen Nederland of binnen Europa.

Eerste gevolgtrekkingen hypothese 1, 4, 5, 6 en 9: Voor al deze hypothesen geldt dat nog geen eerste gevolgtrekkingen zijn te maken; de hierboven gepresenteerde data is

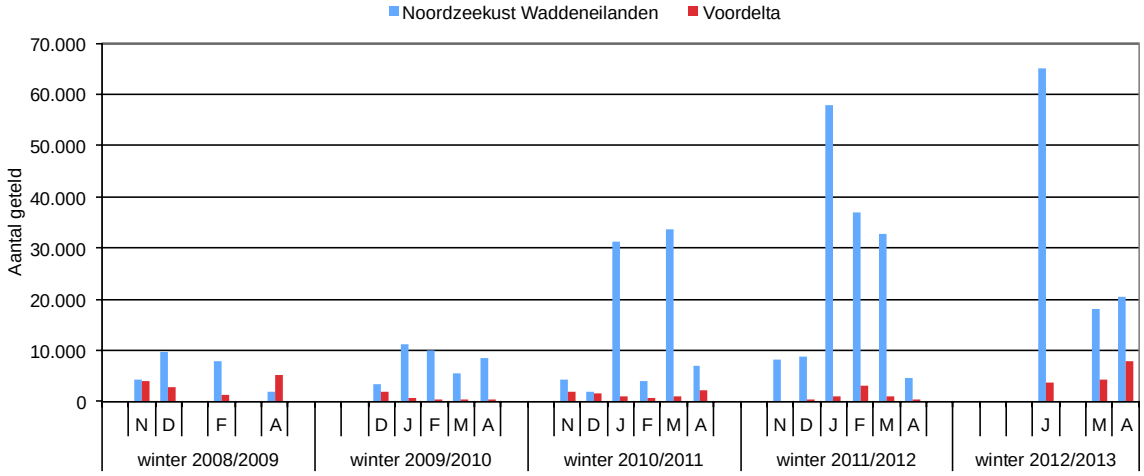
basisinformatie voor nadere analyses in 4.4 en 4.5 waarin de rol van de verschillende factoren die het voorkomen van zee-eenden bepalen nader wordt onderzocht.

4.3.2 Vliegtuigtellingen Noordzeekust Waddeneilanden en Hollandse kust

Relatie met de onderzoekhypothesen
Het voorkomen (aantallen en verspreiding) van zwarte zee-eenden langs de Noordzeekust Waddeneilanden en de Hollandse kust aan de hand van vliegtuigtellingen is basisinformatie noodzakelijk voor het beantwoorden van:

Hypothese 3: Er is een toename van het aantal zwarte zee-eenden binnen het bodembeschermingsgebied na instelling van het bodembeschermingsgebied, met inachtneming van de veranderingen in de (controle)gebieden erbuiten.
Hypothese 8: In de rustgebieden is de dichtheid van zwarte zee-eenden in de voor hun relevante periode hoger dan voor de instelling van de rustgebieden. Dit alles relatief ten opzichte van de veranderingen die daarbuiten zijn opgetreden.
Hypothese 9: Er vinden van jaar tot jaar (of evt. zelfs binnen een jaar) duidelijke verschuivingen plaats in verspreiding en aantal vogeldagen van de zwarte zee-eend binnen de Voordelta, binnen Nederland of binnen Europa.

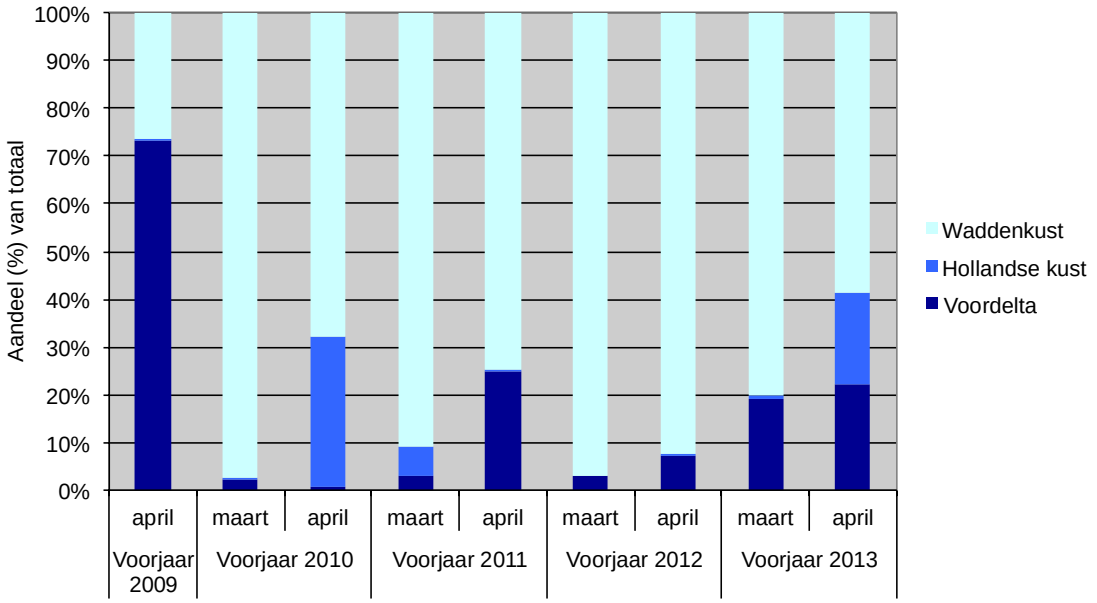
In het voorjaar (maart en april) van alle T1 seizoenen zijn vliegtuigtellingen langs de Hollandse kust en de Noordzeekust Waddeneilanden uitgevoerd. Deze tellingen zijn bedoeld om de aantalsontwikkeling langs de Noordzeekust van de Waddeneilanden als referentie voor de ontwikkelingen in de Voordelta van jaar op jaar te kunnen volgen. In januari (midwinter) werden jaarlijks in het kader van de MWTL tellingen ook alle zwarte zee-eenden in de Nederlandse kustzone geteld (Arts 2013). Daarnaast waren voor de Noordzeekust van de Waddeneilanden voor de T1 extra tellingen beschikbaar uit de maanden november, december en februari, die uitgevoerd zijn in het kader van ander onderzoek (in verband met zandwinning en suppleties) (o.a. De Jong & Smit 2011, Leopold *et al.* 2013).
Het aantal zwarte zee-eenden dat in het winterhalfjaar en voorjaar in de totale Nederlandse kustzone verblijft vertoont sinds 2009/2010 een toename (*Figuur 4.7*). Sinds 2010/2011 verbleven jaarlijks enkele tienduizenden tot maximaal ruim 60.000 zwarte zee-eenden (maximum in midwinter) in de totale Nederlandse kustzone. De meeste vogels verblijven langs de Noordzeekust van de Waddeneilanden met het zwaartepunt ten noorden van Schiermonnikoog (Figuur 4.8). Voor de kust van Noord-Holland verbleven alleen in het voorjaar van 2010, 2011 en 2013 zwarte zee-eenden in aantallen van betekenis (>2.000; *Figuur 4.9*).
In het voorjaar van de T1 seizoenen bedroeg het maximum aantal zwarte zee-eenden in de gehele Nederlandse kustzone maximaal 37.100 vogels. Het aandeel zwarte zee-eenden dat in het voorjaar in de Voordelta verbleef varieerde sterk van jaar op jaar (*Figuur 4.8*). In het voorjaar van 2009, toen de aantallen in de gehele Nederlandse kustzone zeer laag waren, bedroeg het aandeel in de Voordelta ruim 70% van de totale populatie in de Nederlandse kustzone. In andere jaren verbleef slechts een fractie (<10%) of maximaal een kwart (25%) van het totale aantal zwarte zee-eenden in het voorjaar in de Voordelta.



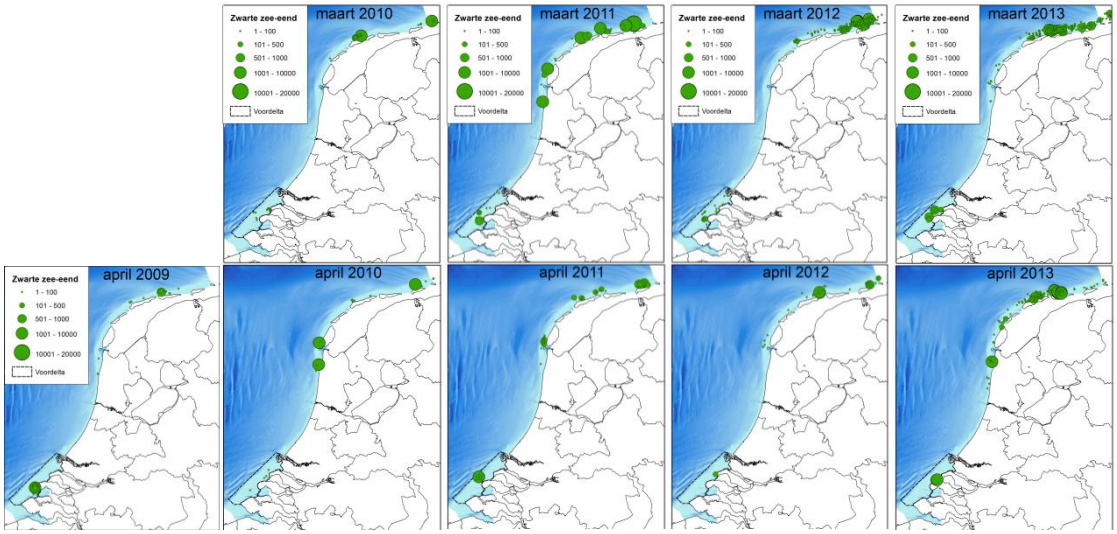
Figuur 4.7 *Aantalsverloop van het aantal zwarte zee-eenden in de Voordelta en de Noordzeekust van de Waddeneilanden (bronnen: vliegtuigtellingen PMR, De Jong & Smit 2011, Arts 2013).*

Tabel 4.5 *Totaal aantal zwarte zee-eenden in maart en april van alle T1 seizoenen in de belangrijkste concentratiegebieden in de Nederlandse kustzone (exclusief de Waddenzee, waar marginale aantallen voorkomen). In maart en april 2012 en 2013 zijn de zwarte zee-eenden geteld volgens een survey design met kustdwarse transecten. De hier in de tabel gepresenteerde gegevens betreffen minimum aantallen getelde vogels.*

		Voordelta	Hollandse kust	Waddenkust	Totaal
Voorjaar 2009	april	5.225	26	1.884	7.176
Voorjaar 2010	maart	135	25	5.635	5.835
	april	93	4.006	8.641	12.743
Voorjaar 2011	maart	1.115	2.200	33.785	37.100
	april	2.314	34	6.890	9.238
Voorjaar 2012	maart	1.017	0	32.705	33.722
	april	350	26	4.536	4.912
Voorjaar 2013	maart	4.320	153	18.177	22.650
	april	7.780	6.755	20.606	35.141



Figuur 4.8 *Relatief aandeel belangrijkste concentratiegebieden langs de Nederlandse kustzone in het totale aantal zwarte zee-eenden in maart en april van alle T1 seizoenen (data Tabel 4.3.2.1). Absolute aantallen staan in Tabel 4.5.*



Figuur 4.9 *Verspreiding van zwarte zee-eenden in het voorjaar van de T1-seizoenen (boven: telling in maart, onder:telling in april).*

Aanvullende waarneming; De grootste aantallen zee-eenden zitten langs de Noordzeekust van de Waddeneilanden doorgaans voor de oost-west georiënteerde strook voor Terschelling tot en met Rottum Figuur 4.9. Opmerkelijk was dat in het Waddengebied ook in het voorjaar van 2013 (mei) voor de kust van Texel een grote concentratie zwarte zee-eenden met een maximum tot 28.000 vogels voor enkele weken aanwezig was (www.trektellen.nl, telpost Texel).

Eerste gevolgtrekkingen in relatie tot de onderzoekhypothesen
Op grond van het voorkomen (aantallen en verspreiding) van zwarte zee-eenden langs de Noordzeekust Waddeneilanden en de Hollandse kust aan de hand van vliegtuigtellingen zijn de volgende eerste gevolgtrekkingen te trekken;

Hypothese 3: Er is een toename van het aantal zwarte zee-eenden binnen het bodembeschermingsgebied na instelling van het bodembeschermingsgebied, met inachtneming van de veranderingen in de (controle)gebieden erbuiten.

Eerste gevolgtrekkingen hypothese 3: In deze paragraaf is nadere informatie gepresenteerd over het voorkomen van zwarte zee-eenden in het controle cq. referentiegebied Noordzeekust van de Waddeneilanden. De trend zoals gevonden in de Voordelta met vooral de hoogste aantallen in het voorjaar wijkt af van het referentiegebied Waddenzee, waar de grootste aantallen in midwinter voorkomen. Opmerkelijk was dat in het Waddengebied, vergelijkbaar met de Voordelta, ook in het voorjaar van 2013 (mei) voor de kust van Texel een afwijkend grote concentratie zwarte zee-eenden voor enkele weken aanwezig was, een deelgebied in de Noordzeekustzone dat niet vaak door enkele tienduizenden zee-eenden gebruikt wordt.

Hypothese 8: In de rustgebieden is de dichtheid van zwarte zee-eenden in de voor hun relevante periode hoger dan voor de instelling van de rustgebieden. Dit alles relatief ten opzichte van de veranderingen die daarbuiten zijn opgetreden.

Eerste gevolgtrekkingen hypothese 8: In deze paragraaf is nadere informatie gepresenteerd over het voorkomen van zwarte zee-eenden in het controle c.q.. referentiegebied Noordzeekust van de Waddeneilanden. In het referentiegebied Noordzeekust Waddeneilanden komen in laatste jaren van de T1 weer verhoogde aantallen zwarte zee-eenden voor in de midwinterperiode. Deze toename is in de rustgebieden in de Voordelta uitgebleven.
Hypothese 9: Er vinden van jaar tot jaar (of evt. zelfs binnen een jaar) duidelijke verschuivingen plaats in verspreiding en aantal vogeldagen van de zwarte zee-eend binnen de Voordelta, binnen Nederland of binnen Europa.
Eerste gevolgtrekkingen hypothese 9: De voorjaarspiek in de Voordelta lijkt specifiek voor dit deelgebied in Nederland en wijkt daarmee af ten opzichte van het kerngebied binnen Nederland, de Noordzeekust benoorden de Waddeneilanden van Terschelling tot Rottum, waar de grootste aantallen in de midwinter voorkomen. Ook voor de kust van Texel en Noord-Holland komen sporadisch grotere aantallen in het voorjaar voor.

4.3.3 Gedrag: gebiedsgebruik – verspreiding binnen de Voordelta en dagpatroon

Relatie met de onderzoekhypothesen
Kennis over dagpatronen en gebiedsgebruik is noodzakelijk om eventuele veranderingen in verspreidingspatronen in relatie tot de ingestelde rustgebieden voor zwarte zee-eenden en de kwaliteitsverbetering van het bodembeschermingsgebied te kunnen verklaren en voor het beantwoorden van:

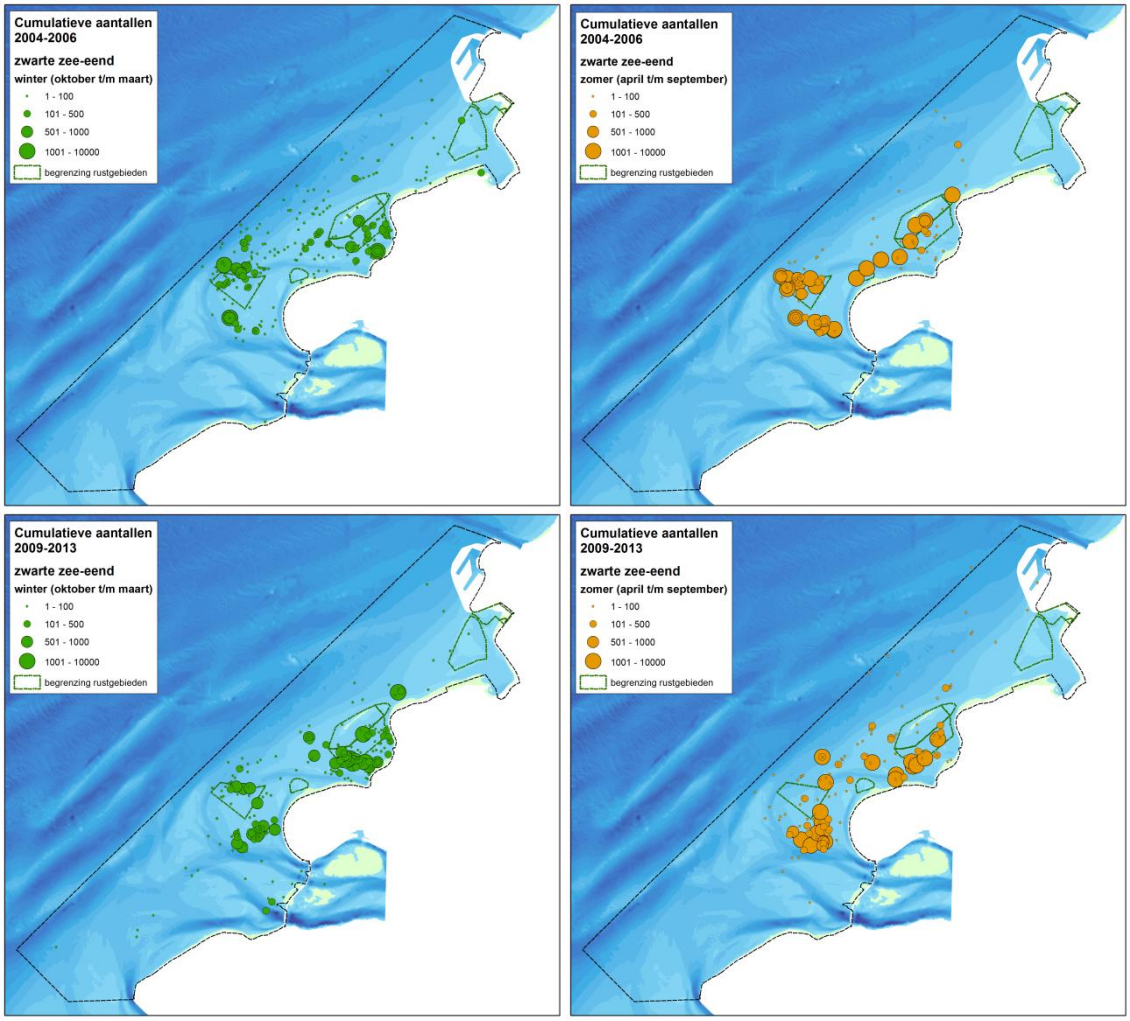
Hypothese 1: Het aantal (dichtheid) zwarte zee-eenden op een locatie (overdag of 's nachts) wordt bepaald door de aanwezigheid (biomassa, grootte, dichtheid) van geschikt voedsel.

Gebiedsgebruik – verspreiding binnen de Voordelta

Hieronder wordt de ruimtelijke verspreiding van de zwarte zee-eenden in de T1 en de T0 periode beschreven. In paragraaf 4.5.2 wordt ingegaan op het effect van menselijke verstoring op de verspreiding van de zwarte zee-eend.

De zwarte zee-eenden concentreren zich in de T1 periode in twee gebieden: voor de Kop van Schouwen en het zuidelijke deel van het Brouwersdamgebied (Figuur 4.10 en bijlage 2). In de T1 winterhalfjaren (oktober t/m maart) was de verspreiding doorgaans iets minder geconcentreerd dan tijdens de T1 zomerhalfjaren (april t/m september). De verspreiding in zowel het winterhalfjaar als het zomerhalfjaar verschilt tussen jaren licht (Bijlage 2). Jaarlijks werden ook zwarte zee-eenden buiten de genoemde gebieden vastgesteld. In de meeste gevallen betreft het hier waarnemingen van groepen die kortstondig buiten de concentratiegebieden verbleven. In de laatste twee T1-winterhalfjaren (2011/2012 en 2012/2013) verbleven de zwarte zee-eenden iets noordelijker dan tijdens de daaraan voorafgaande T1 winterhalfjaren. Het zwaartepunt van de verspreiding lag in 2011/2012 en 2012/2013 in het Brouwersdamgebied.

Om het verspreidingspatroon te kunnen vergelijken met de T0 wordt in *Figuur 4.10* het cumulatieve verspreidingspatroon in zowel de T0 als de T1 periode gegeven. Tijdens beide perioden waren dezelfde concentratiegebieden in gebruik. Bij vergelijking van beide verspreidingspatronen vallen de aanzienlijk lagere aantallen zwarte zee-eenden in het noordelijke deel van het Brouwersdamgebied en in de Banjaard voor de Kop van Schouwen in de T1 periode op ten opzichte van de T0 periode. Juist in deze gebieden zijn de rustgebieden voor zwarte zee-eenden aangewezen.



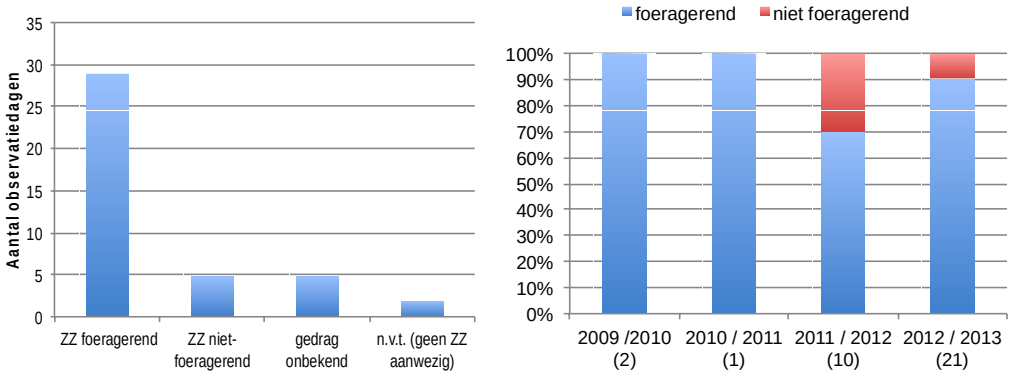
Figuur 4.10 *Cumulatieve verspreidingskaart van zwarte zee-eenden in de Voordelta tijdens de T0 periode (boven) en de T1 periode (onder). Weergegeven is de verspreiding van zwarte zee-eenden in het winterhalfjaar (links) en de zomerhalfjaar (rechts).*

In de gehele onderzoeksperiode deed zich in ieder winterhalfjaar minimaal eenmalig een situatie voor waarin zwarte zee-eenden in aantallen van betekenis (>500 vogels) in het Brouwersdamgebied verbleven. Afhankelijk van het betreffende seizoen was dit midwinter (januari) het geval en/of aan het begin en/of einde van het winterhalfjaar. Op 41 dagen is in het Brouwersdamgebied geprobeerd gedragswaarnemingen vanaf het land te verrichten. Op 2 van deze dagen bleken om onduidelijke redenen geen zwarte zee-eenden aanwezig tijdens de observaties. Op de overige dagen waren wel zwarte zee-eenden aanwezig en stonden de weersomstandigheden het in de meeste gevallen toe om gedragswaarnemingen te verrichten.

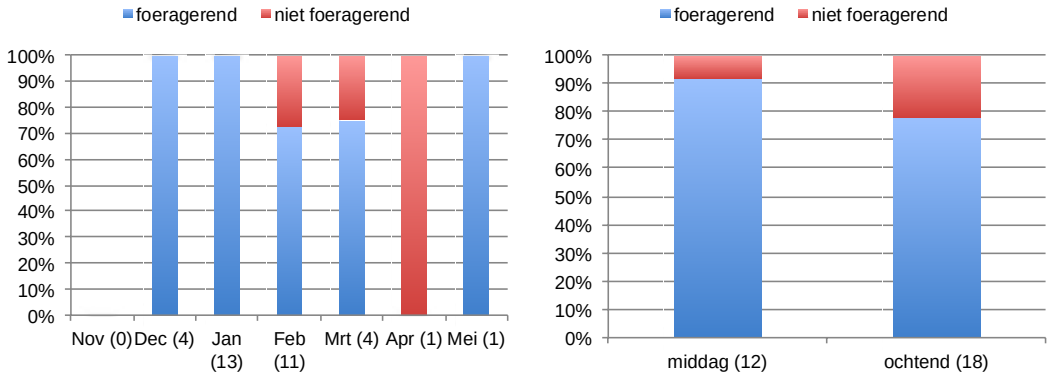
Gebiedsgebruik - gedrag overdag

Wanneer zwarte zee-eenden in het Brouwersdamgebied verblijven, blijkt in driekwart van de gevallen zeker een deel van de vogels te foerageren. In een kwart van de gevallen kon het gedrag niet met zekerheid worden vastgesteld (omdat de vogels te ver weg zaten) of waren vogels uitsluitend aan het poetsen, rusten en/of baltsen. Figuur 4.11 t/m 4.13 illustreren dat zwarte zee-eenden die overdag in het Brouwersdamgebied verblijven bijna altijd foerageren,

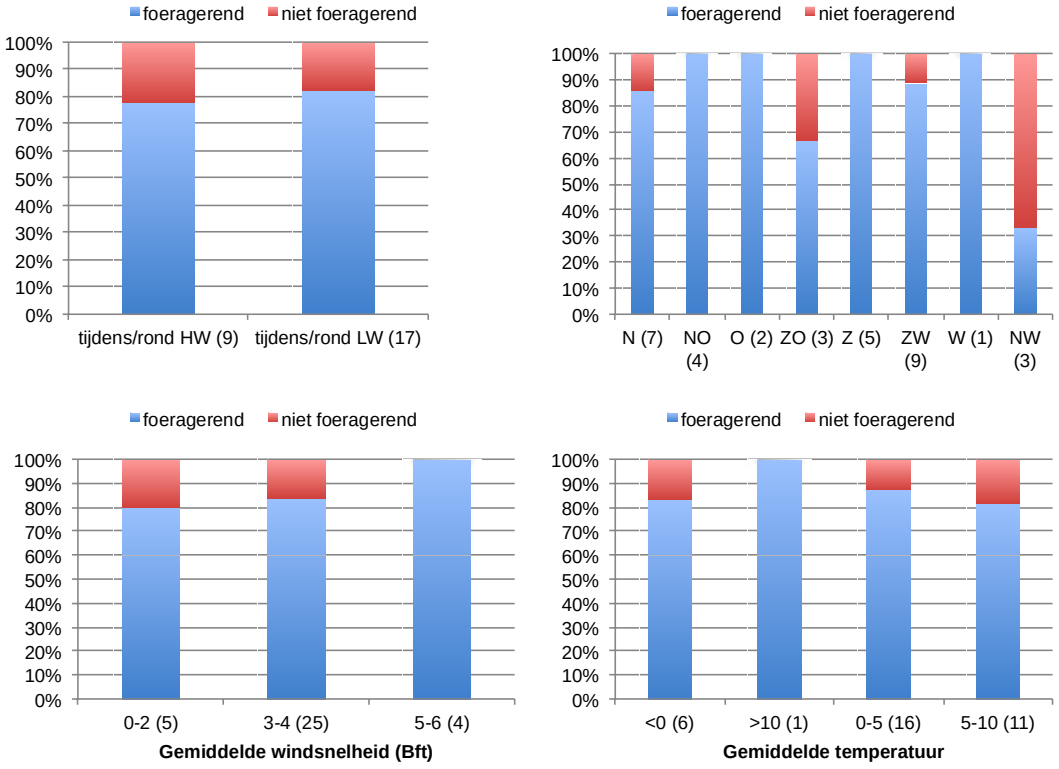
ongeacht het moment in het seizoen, het moment op de dag (ochtend / middag) en/of weer en getij.
Foeragerende zwarte zee-eenden duiken frequent onder water. Prooien worden onder water of boven water doorgeslikt. Waarnemingen aan foeragerende zwarte zee-eenden hebben laten zien dat grotere prooien (7 cm en groter, grootte van de prooi geschat relatief ten opzichte van de snavellengte) vaak boven water worden doorgeslikt. Kleine prooien worden vaak onderwater al doorgeslikt. Vogels komen in dat geval vaak slikkend boven water, maar dat hoeft niet. Zwarte zee-eenden foerageren doorgaans groepsgewijs (sociaal foerageergedrag). Foeragerende vogels worden vaak vergezeld door kleptoparasiterende meeuwen, zeker wanneer de zwarte zee-eenden hun prooien boven water doorslikken. Wanneer tijdens de observaties zwarte zee-eenden foerageerden kon in minder dan de helft van de gevallen (42%) een uitspraak gedaan worden over de betreffende prooien. *Ensis* bleek op alle observatiedagen (minimaal) een aandeel te hebben in het dieet van de zwarte zee-eenden. In het winterhalfjaar van 2012/2013 is voor ruim 2.100 duikende zwarte zee-eenden gepoogd het foerageersucces en de prooi te bepalen. De helft van de vogels kwam zonder prooi en zonder slikbewegingen boven water (wat overigens dus niet wil zeggen dat de vogels niet succesvol waren bij die duiken, alleen dat niet bepaald kon worden of de vogels succesvol waren dan wel wat de prooi was, Figuur 4.14). Ruim 1/3 deel (38%) van de vogels kwam met slikbewegingen boven water. Het dieet van deze vogels bestond vermoedelijk uit kleinere *Ensis* of andere kleine schelpdieren. Het aandeel vogels dat met grote *Ensis* (7-10 cm) boven water kwam bedroeg 12%.
In het winterhalfjaar van 2011/2012 kwamen zwarte zee-eenden regelmatig met grote Ensis boven water. De *Ensis* werd in veel gevallen zonder schelp boven water opgegeten, waarbij het vlees als het ware naar binnen leek te worden geslurpt. Het betrof dode of stervende *Ensis*, hetgeen bevestigd werd door onderwater waarnemingen door duikers (zie paragraaf 4.3.5).



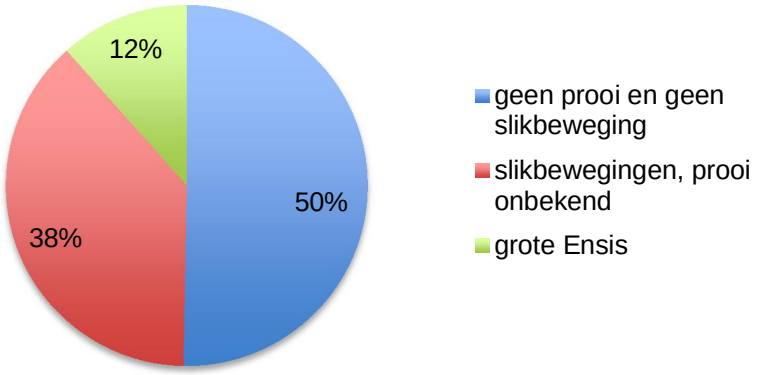
Figuur 4.11 *Overzicht van het aantal observatiedagen waarop zwarte zee-eenden (ZZ) overdag in het Brouwersdamgebied foerageerden (links) en (rechts) het aandeel (%) van alle observatiedagen waarop overdag met zekerheid gefoerageerd werd per seizoen. Weergegeven zijn de resultaten van alle gedragswaarnemingen uitgevoerd vanaf het land op 41 dagen in de seizoenen 2009/2010 t/m 2012/2013. Tussen haakjes staat het aantal observatiedagen in betreffend seizoen (NB Voor iedere waarneemdag is bepaald of er al dan niet gefoerageerd werd, ongeacht de duur van de waarneemperiode en het aantal zwarte zee-eenden).*



Figuur 4.12 *Overzicht van het aandeel van alle observatiedagen waarop overdag met zekerheid door zwarte zee-eenden in het Brouwersdamgebied gefoerageerd werd per maand (links) en per dagdeel (rechts). Weergegeven zijn de resultaten van alle gedragswaarnemingen uitgevoerd vanaf het land op 41 dagen in de seizoenen 209/2010 t/m 2012/2013. Tussen haakjes staat het aantal observatiedagen in betreffende maand en dagdeel.*



Figuur 4.13 *Overzicht van het aandeel van alle observatiedagen waarop overdag met zekerheid door zwarte zee-eenden in het Brouwersdamgebied gefoerageerd werd, rekening houdend met getij (linksboven), overheersende windrichting (rechtsboven), gemiddelde windsnelheid (linksonder) en gemiddelde luchttemperatuur (rechtsonder). Weergegeven zijn de resultaten van alle gedragswaarnemingen uitgevoerd vanaf het land op 41 dagen in de seizoenen 2009/2010 t/m 2012/2013. Tussen haakjes staat het aantal observatiedagen bij betreffende omstandigheden.*

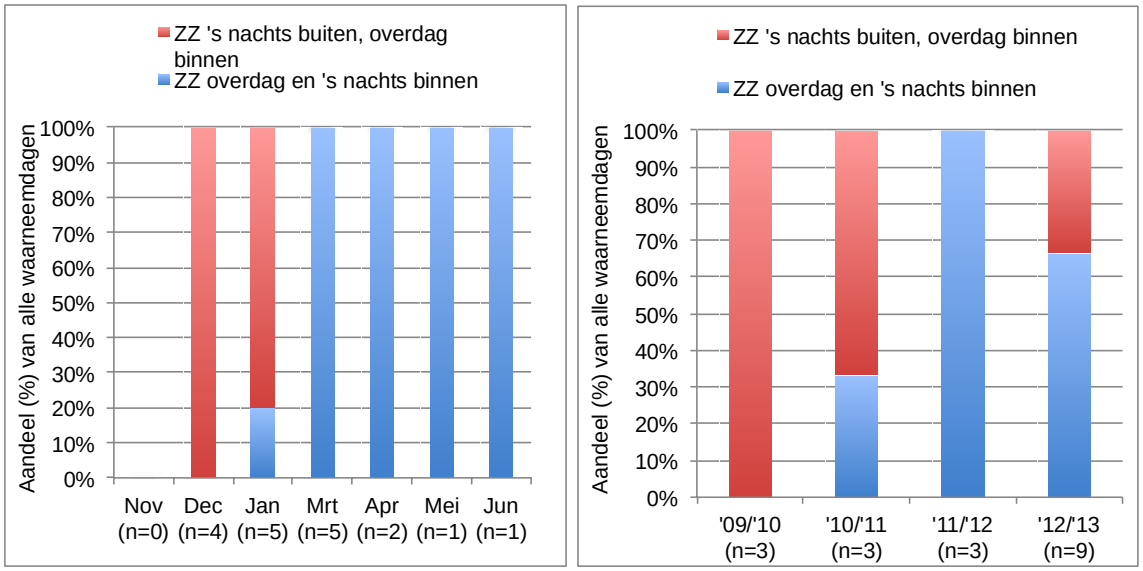


Figuur 4.14 *Aandeel grote Ensis en andere prooien van zwarte zee-eenden in het Brouwersdamgebied. Weergegeven is de verdeling van prooien zoals vastgesteld tijdens observaties vanaf het land bij 2.189 zwarte zee-eenden in het winterhalfjaar 2012/2013 (NB. vastgesteld bij boven water komende eenden; categorie 'geen prooi en geen slikbeweging' wil niet zeggen dat de vogels niet succesvol waren bij die duiken, maar dat niet bepaald kon worden wat de prooi was).*

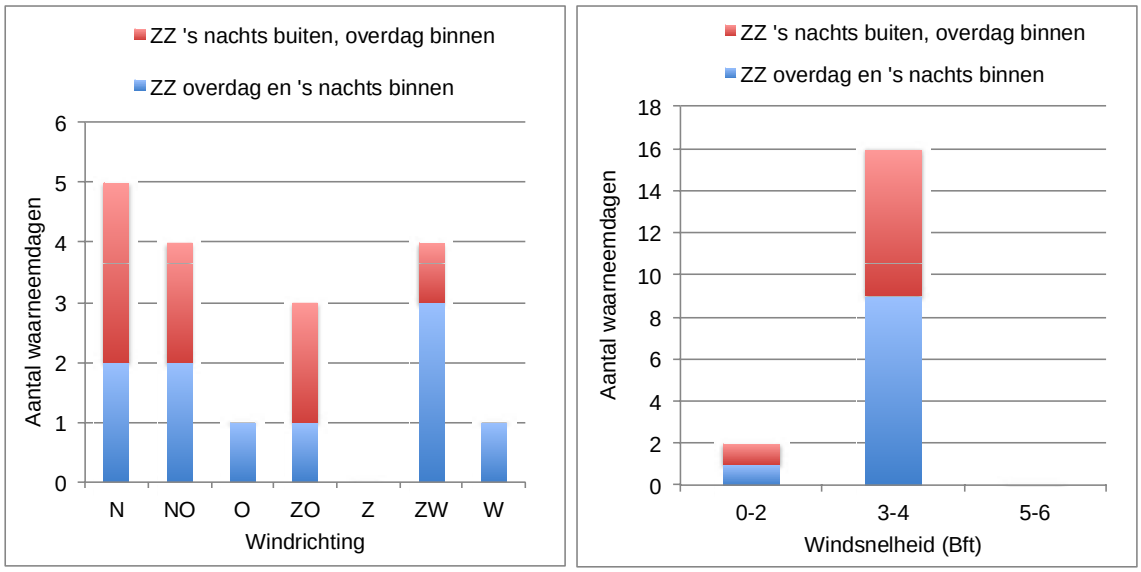
Gebiedsgebruik - gedrag 's nachts

Wanneer zwarte zee-eenden in aantallen van betekenis (>500 vogels) in het Brouwersdamgebied verbleven, zijn gedragswaarnemingen vanaf het land verricht. Ongeveer de helft van deze waarnemingen (totaal 18 van 41) is voor zonsopkomst gestart. Verspreid over de gehele onderzoeksperiode kon in totaal op 8 dagen (44% van de totaal 18 waarneemdagen) rond zonsopkomst met zekerheid worden vastgesteld dat zwarte zee-eenden van buitenaf het Brouwersdamgebied in vlogen. Desbetreffende vogels verbleven 's nachts buiten het Brouwersdamgebied. Geen enkele keer is visueel vastgesteld dat zwarte zee-eenden het Brouwersdamgebied rond of na zonsondergang verlieten. Met behulp van een scheepsradar werden hiervoor wel aanwijzingen gevonden. Op 22 januari 2013 waren ruim na zonsondergang sporen op het radarscherm zichtbaar die zeer waarschijnlijk duiden op het uitvliegen van zwarte zee-eenden in kleine groepjes of als solitaire vogel. Deze vliegbewegingen zetten zich enkele uren voort. Het merendeel van deze vogels vloog ter hoogte van het Brouwershavensche Gat in westelijke richting.

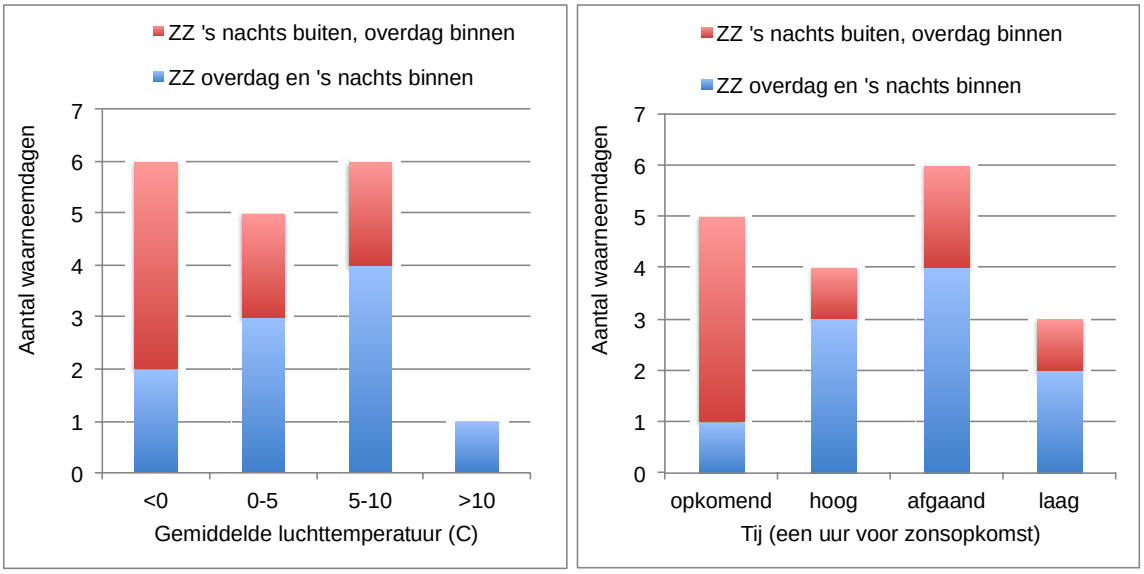
Uitwisseling van zwarte zee-eenden tussen het Brouwersdamgebied en het zeegebied buitengaats is uitsluitend vastgesteld in de wintermaanden december en januari Figuur 4.15). Wanneer in december overdag zwarte zee-eenden in aantallen van betekenis (>500 vogels) in het Brouwersdamgebied verbleven is geen enkele keer vastgesteld dat vogels bij zonsopkomst al in het Brouwersdamgebied aanwezig waren. Uitwisseling van zwarte zee-eenden is in verschillende telseizoenen (2009/2010, 2010/2011 en 2012/2013), bij uiteenlopende weersomstandigheden en verschillend getij vastgesteld (Figuur 4.16 en 4.17)



Figuur 4.15 *Verblijf van zwarte zee-eenden overdag en 's nachts. Wanneer zwarte zee-eenden overdag in aantallen van betekenis in het Brouwersdamgebied ('binnen') verbleven is rond zonsopkomst bepaald of deze vogels 's nachts ook 'binnen' verbleven of elders buiten het Brouwersdamgebied ('buiten'). Per maand (links) en per seizoen (rechts) is weergegeven hoe vaak met zekerheid kon worden vastgesteld dat er sprake was van uitwisseling van vogels rond zonsopkomst.*



Figuur 4.16 *Verblijf van zwarte zee-eenden overdag en 's nachts. Wanneer zwarte zee-eenden overdag in aantallen van betekenis in het Brouwersdamgebied ('binnen') verbleven is rond zonsopkomst bepaald of deze vogels 's nachts ook 'binnen' verbleven of elders buiten het Brouwersdamgebied ('buiten'). Bij verschillende windrichtingen (links) en windsnelheden (rechts) is weergegeven hoe vaak met zekerheid kon worden vastgesteld dat er sprake was van uitwisseling van vogels rond zonsopkomst.*



Figuur 4.17 *Verblijf van zwarte zee-eenden overdag en 's nachts. Wanneer zwarte zee-eenden overdag in aantallen van betekenis in het Brouwersdamgebied ('binnen') verbleven is rond zonsopkomst bepaald of deze vogels 's nachts ook 'binnen' verbleven of elders buiten het Brouwersdamgebied ('buiten'). Bij verschillende luchttemperaturen is weergegeven hoe vaak met zekerheid kon worden vastgesteld dat er sprake was van uitwisseling van vogels rond zonsopkomst.*

Eerste gevolgtrekkingen in relatie tot de onderzoekhypothesen

Op grond van kennis over dagpatronen en gebiedsgebruik zijn de volgende eerste gevolgtrekkingen te trekken;

Hypothese 1: Het aantal (dichtheid) zwarte zee-eenden op een locatie (overdag of 's nachts) wordt bepaald door de aanwezigheid (biomassa, grootte, dichtheid) van geschikt voedsel.

Eerste gevolgtrekkingen hypothese 1: Het onderzoek naar het gedrag en gebiedsgebruik heeft bevestigd dat de zwarte zee-eenden overdag veel foerageren. Dit zou betekenen dat de verspreiding zoals vastgelegd overdag gerelateerd mag worden aan de aanwezigheid van geschikt voedsel. Het onderzoek heeft bevestigd dat er in navolging van eerder onderzoek 's nachts een ander gebiedsgebruik kan optreden dan overdag. De vogels kunnen zich verplaatsen naar gebieden elders. Er zijn echter geen aanwijzingen verkregen dat 's nachts een andere verspreiding zou kunnen optreden (lees gebruik van andere foerageergebieden) dan overdag.

4.3.4 Dieet en voedsel

Relatie met de onderzoekhypothesen

Om inzicht te krijgen in het gebiedsgebruik van de zwarte zee-eend is het noodzakelijk om inzicht te hebben in de voedselsamenstelling en in de interactie tussen aanbod en voedselkeuze. De basisinformatie over aanbod inslikbaar voedsel op de exacte plekken waar zee-eenden foerageren is noodzakelijk voor het beantwoorden van:

Hypothese 1: Het aantal (dichtheid) zwarte zee-eenden op een locatie (overdag of 's nachts) wordt bepaald door de aanwezigheid (biomassa, grootte, dichtheid) van geschikt voedsel.

Hypothese 2: Er is een toename van het geschikte voedselaanbod binnen het bodembeschermings-gebied na instelling van het bodembeschermingsgebied, met inachtneming van de veranderingen in de (controle)gebieden erbuiten.
Hypothese 3: Er is een toename van het aantal zwarte zee-eenden binnen het bodembeschermingsgebied na instelling van het bodembeschermingsgebied, met inachtneming van de veranderingen in de (controle)gebieden erbuiten.

Schelpresten en –lengtes in eendenmagen
Van alle 35 onderzochte eenden zijn er acht afkomstig uit de Voordelta. Van de 10 eenden met *Ensis* in de maag kwamen er vier uit de Voordelta, waarvan een met "veel" *Ensis* (*Tabel 4.6*).

Tabel 4.6 De onderzochte eenden met Ensis directus resten in de maag en/of darm. Voor iedere onderzochte eend is de vindplaats, vinddatum, het aantal gereconstrueerde schelpdieren en de gemiddelde lengte met standaard deviatie en minimum en maximum lengte gegeven.

Eend	Lokatie	Datum	Aantal meetbare resten (n)	Gem. *Ensis* lengte (mm)	St.dev.	Max lengte (mm)	Min lengte (mm)
#1	Voordelta	11-12-2009	26	41,73	4,59	48,46	29,12
#2	Noordwijk	02-01-2010	123	52,54	5,55	67,25	36,65
#3	Schiermonnikoog	14-05-2010	4	40,54	9,93	53,49	29,68
#4	Ameland	17-05-2010	4	35,52	6,06	42,87	28,56
#5	Ameland	20-01-2010	6	42,37	2,75	47,38	39,25
#6	Voordelta	13-02-2010	14	39,00	8,91	64,41	27,91
#7	Schiermonnikoog	01-02-2011	8	39,69	4,77	49,29	33,39
#8	Voordelta	02-03-2011	105	49,71	9,48	94,12	27,13
#9	Voordelta	02-03-2011	19	39,43	10,03	53,06	21,94
#10	Texel	01-04-2011	1	87,48		87,48	87,48
	Totaal		310	48,47	9,27	94,12	21,94

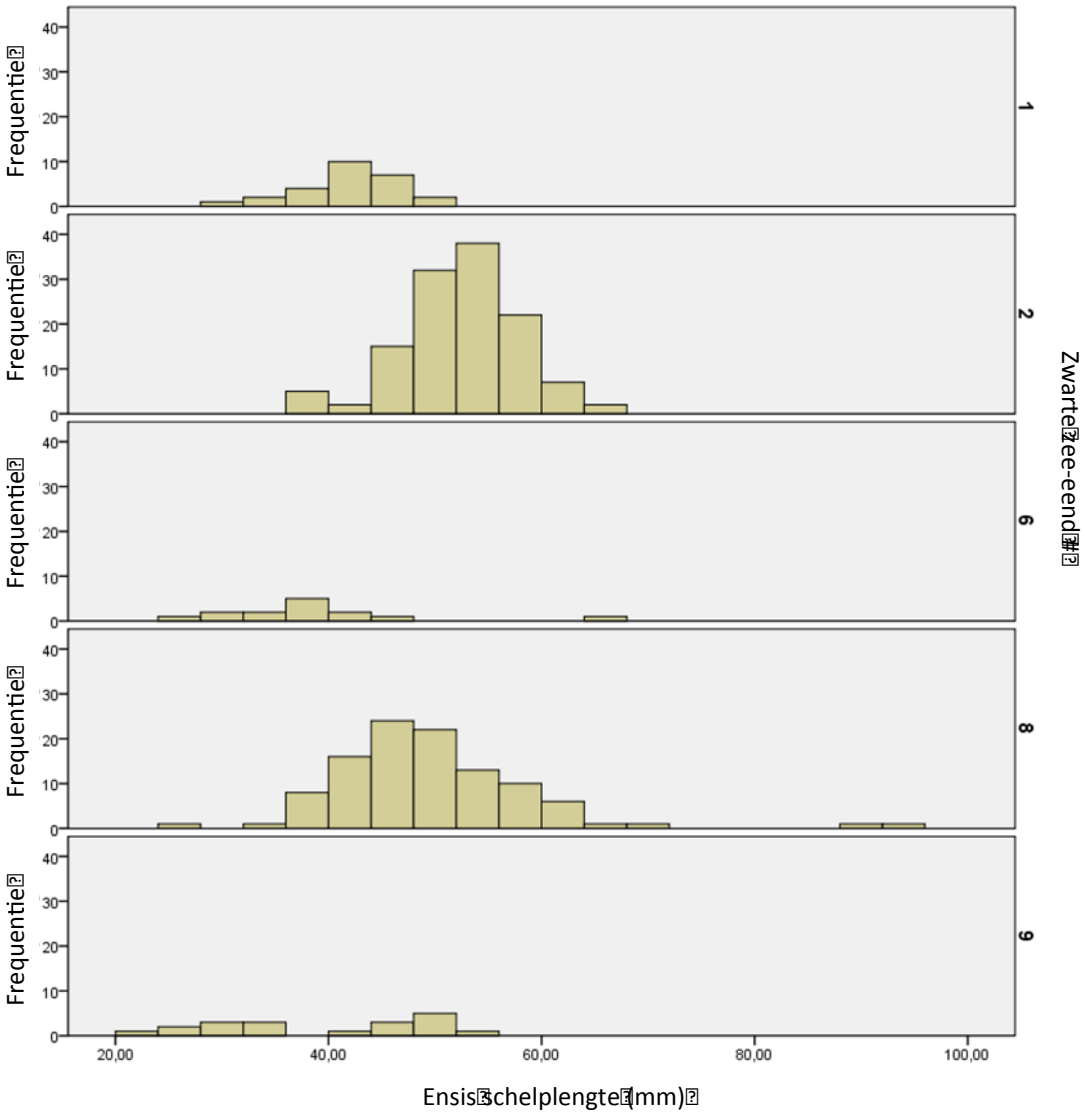
De meeste onderzochte eenden bleken bezweken aan uitputting. Ze hadden geen vetreserves meer en sterk geslonken borstspieren. Een aantal vogels was mogelijk slachtoffer van verdrinking in een net (een vogel zat verwikkeld in een stuk net, andere vogels hadden afdrukken van netwerk op het verenkleed of hadden gebroken ledematen of een ontvelde kop); een vogel was een olieslachtoffer en een andere vogel was slachtoffer van een lijm-achtige substantie, vermoedelijk poly-isobutyleen (Camphuysen *et al.* 1999). Over het algemeen waren de eenden in slechte lichamelijke conditie en hun magen (vrijwel) leeg. In 10 eenden werden echter *Ensis* fragmenten gevonden, in twee eenden zelfs grote aantallen (>100 meetbare slotjes). De eenden met volle magen waren vermoedelijk verdronken: de eend gevonden bij Renesse had een ontvelde kop en de andere eend (gevonden bij Noordwijk) had netafdrukken op het verenkleed en een ontvelde poot (vermoedelijk gevolgen van het verwijderen van de eend uit het net). De eend die bij Renesse werd gevonden was overigens net als de meeste andere onderzochte eenden in slechte lichamelijke conditie. De tweede eend met volle maag (gevonden bij Noordwijk) was in goede lichamelijke conditie.



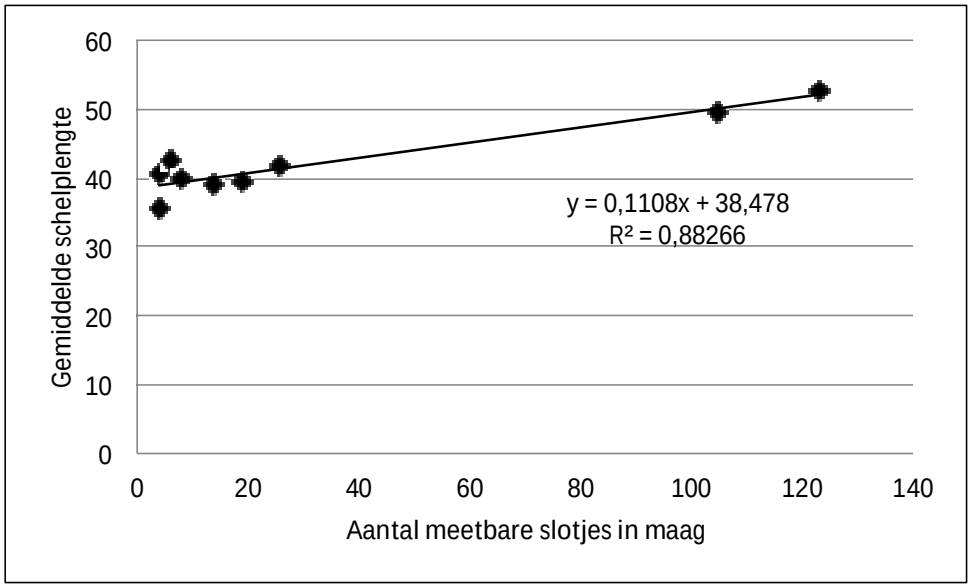
Figuur 4.18 *Een compleet doublet en minimaal twee in stukken gebroken schelpen van Ensis directus uit de slokdarm van een volwassen man zwarte zee-eend, gevonden op 11 december 2010 langs de Brouwersdam.*

De Noordwijkse eend had zijn maag en slokdarm vol *Ensis* fragmenten. In de slokdarm troffen we zelfs een compleet doublet van *Ensis* aan (Figuur 4.18). De gegeten *Ensis* was circa 5-6 cm lang, wat iets groter is dan de lengtes van de aangetroffen dieren in situ op de zeebodem (rond de 5 cm: Leopold *et al.* 2010). De eend met volle maag van Renesse had *Ensis* gegeten van 4-6 cm lengte. Voor deze eend is niet precies duidelijk waar (in de Voordelta) hij zijn *Ensis* heeft gegeten: de variatie in het aanbod aan schelplengtes is groot in de Voordelta (zie perceel Benthos).
Figuur 4.19 suggereert dat eenden die meer *Ensis* resten in de maag en darm hebben, grotere Ensis consumeren. Dit is nader onderzocht in Figuur 4.20. Het maag-darm kanaal

van de twee eenden met relatief geringe aantallen prooiresten bevatte steeds resten van relatief kleine *Ensis terwijl de twee vogels met volle magen (van twee verschillende locaties) beide iets grotere Ensis hadden gegeten*. Dit verschil in grootte tussen deze twee groepen is significant (T-test, P<0.001).



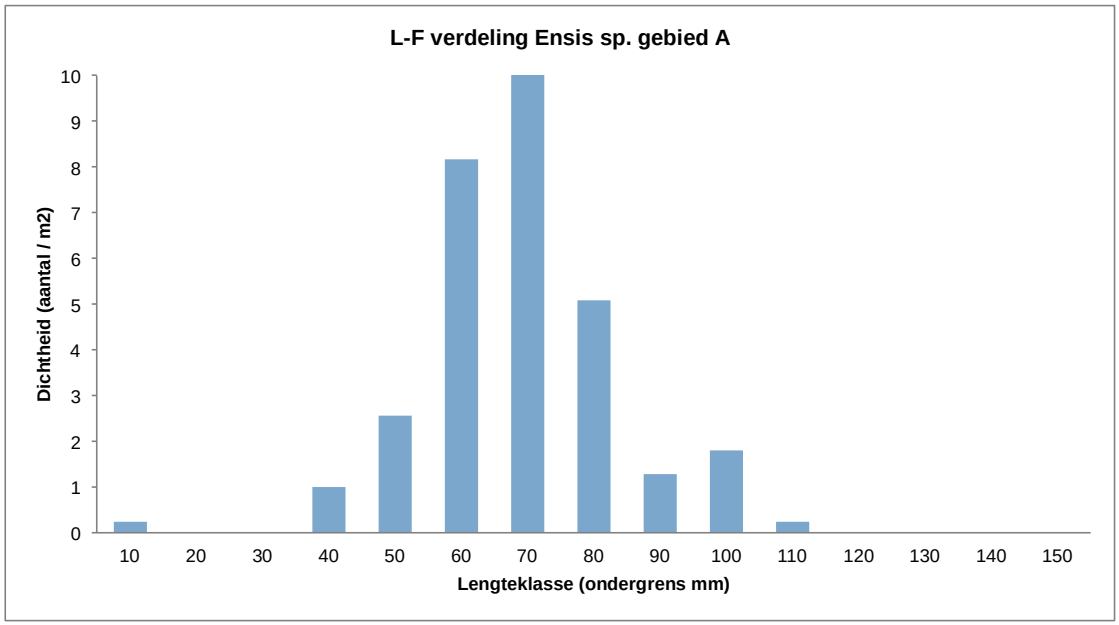
Figuur 4.19 *Lengte-frequentieverdelingen van Ensis gevonden in de magen van de vijf eenden met de hoogste aantallen schelpfragmenten in de maag en darm. De nummers rechts van de Figuur corresponderen met die in Tabel 4.6.*



Figuur 4.20 Het verband tussen de gemiddelde grootte van gereconstrueerde Ensis (in mm, op de Y-as) in de maag van negen onderzochte eenden en het aantal Ensis (op de X-as:; eend #10, met slechts 1 (groot) Ensis fragment is weggelaten). De gevonden relatie is significant (p<0,01).

4.3.5 Voedselaanbod; benthosonderzoek op zee-eendlocaties

In aanvulling op het dieetonderzoek via doodgevonden zee-eenden zijn in 2012 en 2013 in het Brouwersdamgebied op de plekken waar zee-eenden foerageerden (zie Figuur 4.3) door duikers monsters van het benthos genomen. Door exact posities te bemonsteringen waar langdurig zee-eenden foerageren, kan indirect via het aanbod van het benthos een indicatie verkregen worden over wat de vogels waarschijnlijk op die plekken eten.
Er werden in 2012 geen hoge dichtheden juveniele zwaardscheden *Ensis sp.* aangetroffen. Het merendeel van de bemonsterde individuen was groter dan 60 mm, met een duidelijke piek in de lengteklasse van 70 – 80 mm (Figuur 4.21). Uit de lengte-frequentieverdelingen blijkt de aanwezigheid van verschillende jaarklassen: naast de grootste piek van 70-80 mm zijn er kleinere pieken zichtbaar tussen 10-20 mm en 100-110 mm.
Een zeer opvallende bevinding in 2012 betrof de massasterfte van grote zwaardscheden *Ensis sp.* en het daardoor beschikbaar zijn van een grote hoeveelheid schelpdiervlees. Tijdens de monitoringsrondes in januari, februari en maart 2012 werd door de duikers een grootschalige sterfte van zwaardscheden *Ensis sp.* vastgesteld onder water: van grote aantallen zwaardscheden *Ensis sp.* die uit het sediment staken of op het lagen, was de schelp open en het vlees zichtbaar. In veel gevallen hing het vlees deels uit de schelp of lag het vlees los op de bodem. Figuur 4.22 geeft een impressie van de situatie onder water. Deze situatie bestond gedurende tenminste 3 maanden. Eerder dan januari is er geen onderzoek gedaan en bij de monitoring in mei bleek dit fenomeen nauwelijks meer te bestaan.
Uit Figuur 4.23 blijkt dat *Ensis* gedurende de periode januari – april 2012 in gebied A afnam. Voor gebied B was geen sprake van een afname gedurende het seizoen, maar de dichtheid was hier lager dan in gebied A (Figuur 4.24).



Figuur 4.21 *Lengte-frequentieverdeling van de zwaardschedes (Ensis sp.) schelpen (levend en dood) op locatie A die zijn bemonsterd in januari, februari, maart en mei 2012. De aantallen per lengte klassen betreffen gemiddelde dichtheden per vierkante meter.*

Het totaal aantal *Ensis* schelpen in de monsters nam af gedurende de meetperiode. Dit geldt zowel voor de levende exemplaren als de dode (zoals hierboven in paragraaf 4.3.3 beschreven potentieel voedsel voor zwarte zee-eenden), maar ook het relatieve aandeel van dode exemplaren nam af (Figuur 4.23). In januari waren er circa twee keer zoveel levende als dode exemplaren, in februari waren er circa vier keer meer levende exemplaren en in maart circa vijf keer meer levende. In mei is het aandeel dode exemplaren weer groter, maar de bemonsterde aantallen zijn in mei dermate laag dat een betrouwbare uitspraak hierover niet goed mogelijk is.
In 2013 zijn in mei op de plek waar meer dan 10.000 zwarte zee-eenden verbleven monsters genomen. De waterdiepte op de locaties waar de meeste zwarte zee-eenden zijn waargenomen en foerageren varieert van ca 0,8 m tot 5 m beneden gemiddeld laag water (zie ook paragraaf 4.5.4).

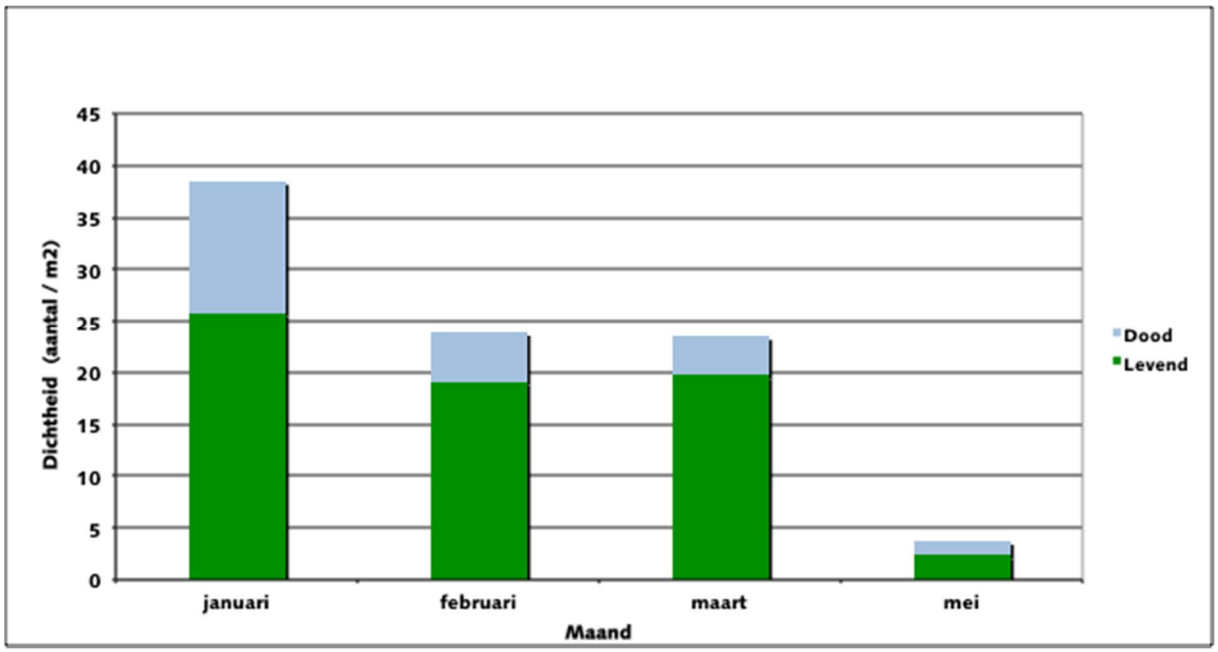
Hieronder wordt een kenschets gegeven van de bemonsteringen in 2012 en 2013.

2012 (A, B, C)

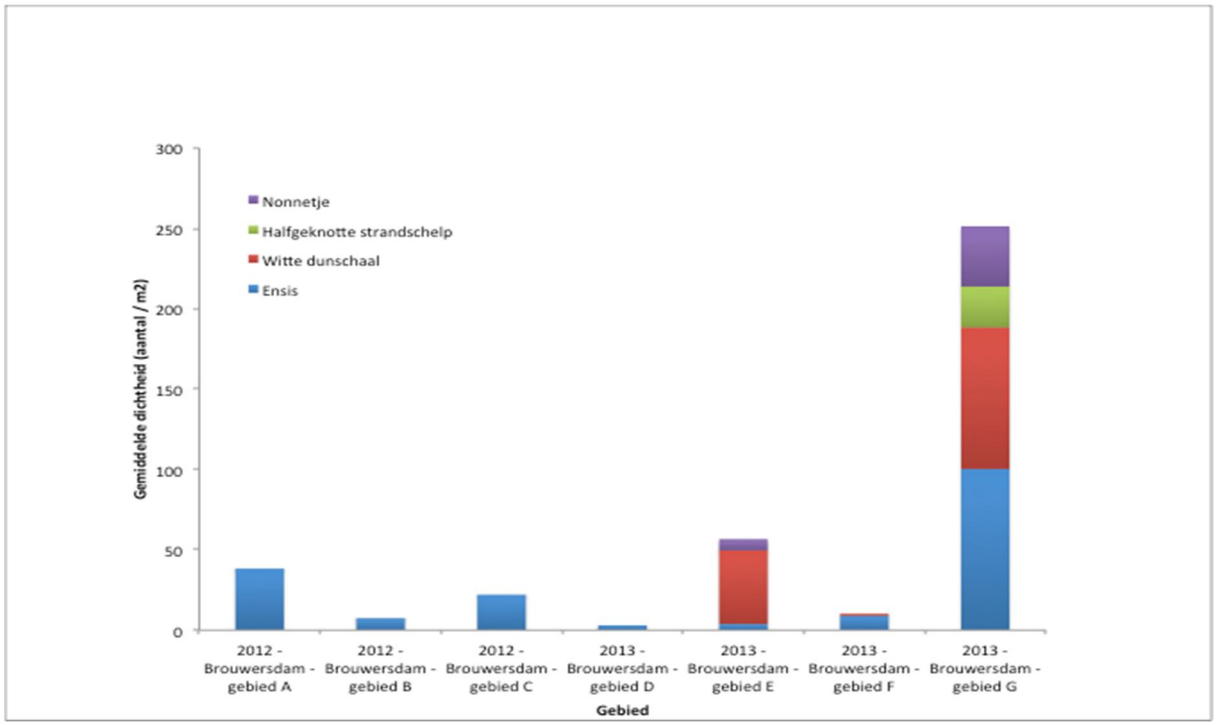
De levensgemeenschap van bodemdieren wordt gekenmerkt door een dominantie van zwaardschedes (*Ensis sp*.), schelpkokerwormen (*Lanice conchilega*) standkrabben (*Carcinus maenes*), gewone slangsterren (*Ophiura ophiura*), zeesterren (*Asterias rubens*) en gewone garnalen (*Crangon crangon*). Overige aangetroffen soorten zijn juveniele platvissen, zeeklitten (*Echinocardium chordatum*), kleine slangsterren (*Ophiura albia*), slibanemonen (*Sagartia troglodytes*), gewone heremietkreeften (*Pagurus bernhardus*) en diverse schelpdieren (halfgeknotte strandschelp *Spisula subtruncata*, witte dunschaal *Abra alba*, rechtsgestreepte platschelp *Angulus fabula*, tere platschelp *Angulus tenuis*, nonnetje *Macoma balthica*). Op locatie C kwam in de harde klei ondergrond ook een hoge dichtheid aan Amerikaanse boormossels voor (*Petricola pholadiformis).*



Figuur 4.22 Foto-impressie van massale sterfte van zwaardscheden (Ensis sp.) in de Voordelta op locatie A (Figuur 4.3). Foto's genomen op 28 februari 2012. (Foto's: W. Lengkeek).



Figuur 4.23 *De dichtheid van dode en levende Ensis schelpen onder groepen zwarte zee-eenden op locatie A gedurende de bemonsteringsperiode in 2012. Zie voor de monsterplekken Figuur 4.3.*



Figuur 4.24 *De gemiddelde dichtheid van schelpdieren onder groepen zwarte zee-eenden gedurende de bemonsteringsperiode in 2012 en 2013 in het Brouwersdamgebied. Zie voor de monsterplekken Figuur 4.3.*

2013 (D, E, F, G)

De levensgemeenschap van bodemdieren wordt gekenmerkt door een dominantie van zwaardschedes (*Ensis sp*. en *Ensis directus*), schelpkokerwormen (*Lanice conchilega*), gewone slangsterren (*Ophiura ophiura*) en zeesterren (*Asterias rubens*).

Overige aangetroffen soorten zijn juveniele platvissen, gewimperde zwemkrab (*Liocarcinus navigator*), zeeklitten (*Echinocardium chordatum*), slibanemonen (*Sagartia troglodytes*), kleine slangsterren (*Ophiura albia*), en diverse schelpdieren (halfgeknotte strandschelp *Spisula subtruncata*, witte dunschaal *Abra alba*, rechtsgestreepte platschelp *Angulus fabula*, tere platschelp *Angulus tenuis*, nonnetje *Macoma balthica,* tweetandschelpje *Kurtiella bidentata*, ovale zeeklitschelp *Tellimya ferruginosa, strandgaper Mya arenaria).* In de gebieden E en G werden hoge dichtheden van witte dunschalen (*Abra alba*) bemonsterd. Gewone garnalen zijn in 2013 niet waargenomen.

In 2013 zijn er wel hoge dichtheden met juveniele zwaardschedes *Ensis sp.* aangetroffen. Er werd een piek waargenomen van zwaardschedes *Ensis sp.* met een lengte van 30 – 50 mm. In 3 van de 4 onderzochte gebieden werden in 2013 geen zwaardschedes groter dan 60 mm aangetroffen (Tabel 4.7)

Tabel 4.7 Lengte (mm) van zwaardschedes (Ensis sp.) per gebied in 2013. Minimale, maximale en gemiddelde lengte en standaarddeviatie van het gemiddeld.

gebied	minimum	maximum	gemiddelde	SD
A	12	111	74	15
B	13	145	101	32
C	68	111	80	10
D	49	57	52	4
E	39	52	45	4
F	49	134	69	33
G	10	52	38	6

Eerste gevolgtrekkingen in relatie tot de onderzoekhypothesen
Op grond van inzicht in de voedselsamenstelling en voedselaanbod op de exacte plekken waar zee-eenden foerageren zijn de volgende eerste gevolgtrekkingen te trekken;

Hypothese 1: Het aantal (dichtheid) zwarte zee-eenden op een locatie (overdag of ’s nachts) wordt bepaald door de aanwezigheid (biomassa, grootte, dichtheid) van geschikt voedsel.

Eerste gevolgtrekkingen hypothese 1: Er zijn waarnemingen verricht die erop wijzen dat de definitie van geschikt voedsel zeer belangrijk is in de verdere analyses. Het dieetonderzoek aan dode zee-eenden, met in achtneming van de relatief lage aantallen gevonden eenden, wijst erop dat *Ensis* in de Voordelta in de meeste jaren de belangrijkste prooisoort lijkt te zijn. Opvallend was dat het daarbij gaat om kleine individuen van 4 tot 6 cm groot. De specifiek gerichte benthosbemonsteringen via duikers op exacte plekken waar zee-eenden gefoerageerd hebben, heeft in 2012 een novum opgeleverd dat zee-eenden onder water het

vlees van afstervende *Ensis* kunnen consumeren als alternatief wanneer weinig kleine *Ensis* aanwezig is, zonder dat de vogels de niet inslikbare grote schelpen hoeven te verwerken. Tijdens de langdurige aanwezigheid van grote aantallen zwarte zee-eenden in het gebied nabij de Bollen van de Ooster in het voorjaar 2013 hebben de gerichte benthosbemonsteringen op de exacte locaties laten zien dat andere soorten dan *Ensis*, namelijk kleine tweekleppigen *Abra alba* en *Spisula subtruncata*, de waarschijnlijke prooien waren (*c.f.* Kaiser *et al.* 2006).

Hypothese 2: Er is een toename van het geschikte voedselaanbod binnen het bodembeschermings-gebied na instelling van het bodembeschermingsgebied, met inachtneming van de veranderingen in de (controle)gebieden erbuiten.

Eerste gevolgtrekkingen hypothese 2:
De bevinding van de aanvullende benthosbemonstering in het voorjaar 2013 op de exacte locatie waar maximaal rond de 11.000 zee-eenden enige weken foerageerden, wijst er op dat bij de toetsing van deze hypothese de kleine tweekleppigen een belangrijke rol vervullen.

Hypothese 3: Er is een toename van het aantal zwarte zee-eenden binnen het bodembeschermingsgebied na instelling van het bodembeschermingsgebied, met inachtneming van de veranderingen in de (controle)gebieden erbuiten.

Eerste gevolgtrekkingen hypothese 3:
In aanvulling op de eerste gevolgtrekking bij hypothese 2 geldt dat van groot belang is informatie te hebben over het aanbod van kleine tweekleppigen voor het referentiegebied de Noordzeekust benoorden de Waddeneilanden.

4.4 VOORKOMEN IN VOORDELTA IN PERSPECTIEF

In de subparagrafen hierna wordt de basisinformatie uit paragraaf 4.3 nader geanalyseerd en worden onderlinge verbanden gelegd. Ook worden verbanden gelegd met de informatie uit de andere onderzoekspercelen. De bevindingen ten aanzien van het onderwerp 'Voorkomen in Voordelta in perspectief' vormen samen met de eerste bevindingen uit paragraaf 4.3 en de analyses hierna in 4.5 en 4.6 de basis voor de finale beantwoording van de onderzoekshypothesen die in paragraaf 4.7 plaatsvindt.

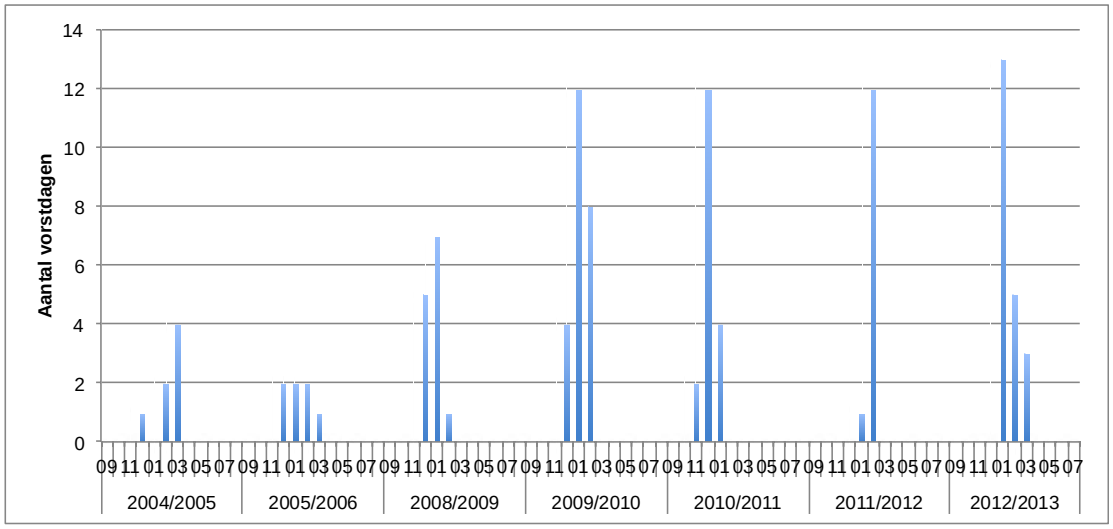
4.4.1 Trends zwarte zee-eenden Voordelta – rest Nederland - internationaal

Aantallen zee-eenden en winterklimaat

Vergeleken met de T0 seizoenen worden de T1 seizoenen gekenmerkt door een in verhouding strengere winter. De winterhalfjaren van 2004/2005 en 2005/2006 waren met ieder 7 zeven vorstdagen 'zacht'. De winterhalfjaren van de T1 seizoenen waren onderling vergelijkbaar met 13 tot 24 vorstdagen (Figuur 4.25 en *Tabel 4.8*). Ook het verloop van het winterhalfjaar uit de T1 seizoenen vertoont onderling grote overeenkomst. Er is geen verband tussen het aantal vorstdagen in het winterhalfjaar enerzijds en het seizoensmaximum of het al dan niet optreden van voorjaars- en najaarspieken bij zwarte zee-eenden anderzijds.

Tabel 4.8 Overzicht van het aantal vorstdagen per seizoen (dagen met een etmaalgemiddelde temperatuur <0 C) en typering van winterhalfjaren uit T0 (2004 en 2005) en T1 (2008 t/m 2012). Het koudegetal, ook wel aangeduid als het Hellmanngetal (H) is een maat voor de koude in het tijdvak van 1 november tot en met 31 maart (www.knmi.nl). Het wordt verkregen door over dit tijdvak alle etmaalgemiddelde temperaturen beneden het vriespunt te sommeren met weglating van het minteken.

Winter	aantal vorstdagen	Hellman getal	Omschrijving
2004/2005	7	32,4	zacht
2005/2006	7	31,5	zacht
2006/2007	0	4,8	buitengewoon zacht
2007/2008	4	20,3	zacht
2008/2009	13	56,5	normaal
2009/2010	24	94,7	normaal
2010/2011	18	80,6	normaal
2011/2012	13	88,4	normaal
2012/2013	21	73,2	normaal



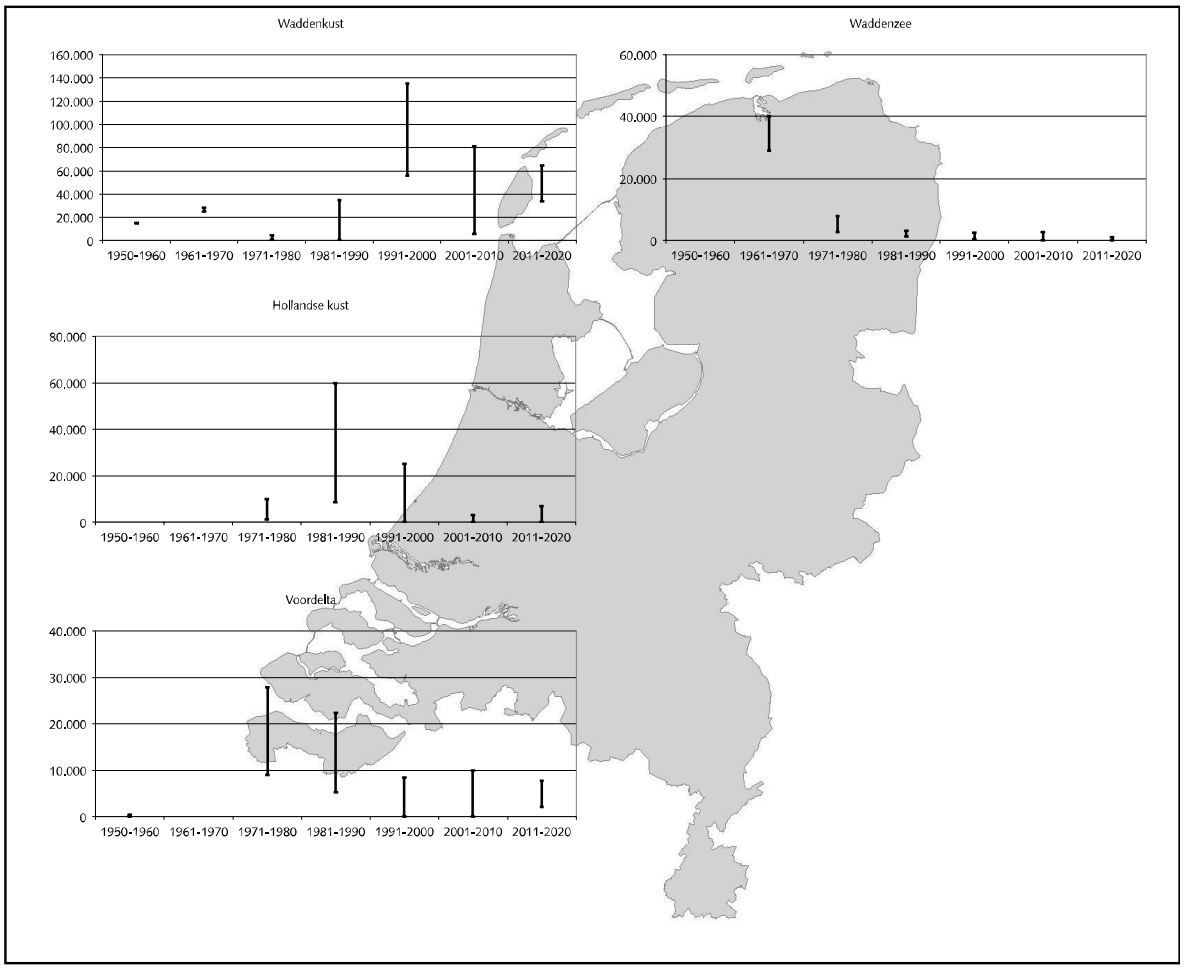
Figuur 4.25 Aantal vorstdagen (dagen met een etmaalgemiddelde temperatuur <0 C) per maand in de T0 seizoenen (2004/2005 en 2005/2006) en T1 seizoenen (seizoen 2008/2009 t/m 2012/2013).

Niet alleen in de Voordelta, maar ook in de andere, traditioneel door zwarte zee-eenden gebruikte gebieden in Nederland is de afgelopen decennia sprake van een neergaande trend in het aantal overwinterende zwarte zee-eenden (Figuur 4.26). In de Voordelta is deze negatieve trend al in de jaren zeventig begonnen. Langs de Waddeneilanden is de afname pas in de jaren negentig zichtbaar geworden. In de Voordelta en langs de Waddeneilanden is de aantalsontwikkeling recent gestabiliseerd.

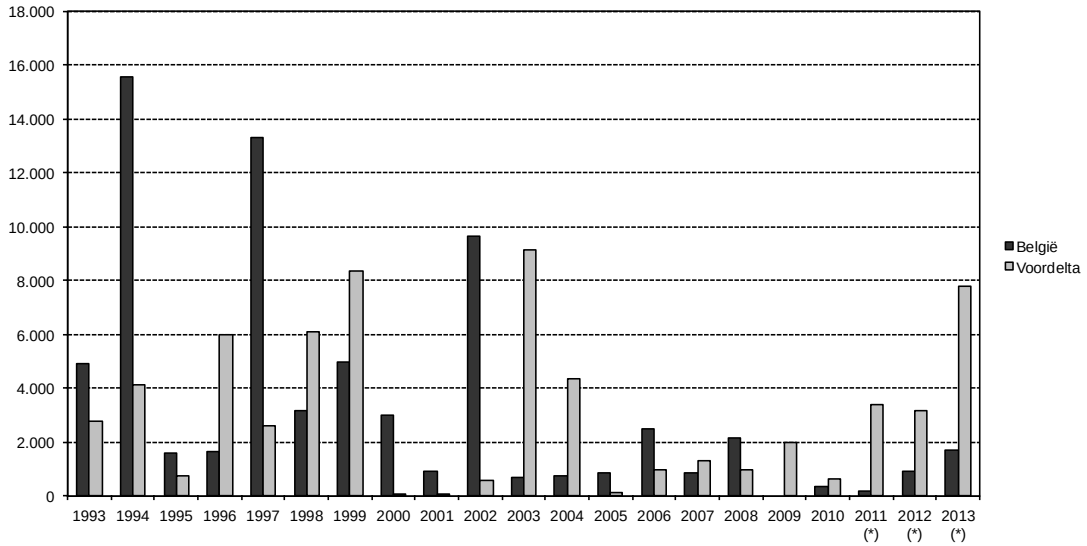
De afname van zwarte zee-eenden in de Nederlandse kustzone staat niet op zichzelf. Ook in België is de afgelopen decennia namelijk sprake van afnemende aantallen overwinteraars (Figuur 4.27). Het is al langer bekend dat de overwinterende zwarte zee-eenden in de Nederlandse en Belgische kustwateren waarschijnlijk tot één overwinteringspopulatie behoren, waarbij uitwisseling tussen de relatief dicht bij elkaar gelegen concentratiegebieden plaatsvindt (Hoekstein *et al*. 2003). Figuur 4.27 laat zien dat de aantalsontwikkeling in de Belgische kustzone en de Voordelta de afgelopen decennia vaker niet dan wel synchroon verlopen. In jaren met hoge aantallen in de Belgische kustzone verbleven in de Voordelta soms lage aantallen (o.a. 2002) en *vice versa* (o.a. 2003). Binnen de ZW-Nederlandse en Belgische concentratiegebieden lijkt de afgelopen decennia sprake van een verschuiving van het zwaartepunt van de verspreiding van zwarte zee-eenden in noordelijke richting naar de Nederlandse kant.

In de Franse kustzone is het aantal zwarte zee-eenden eind jaren negentig licht afgenomen (Birdlife International 2004). Sinds 2003 fluctueren de aantallen rond 25.000 vogels (16.000-37.000, Figuur 4.28). In Engeland zijn de aantallen in de tachtiger jaren sterk afgenomen. De afgelopen tien jaren is hier echter sprake van hogere aantallen, maar mogelijk is dit het gevolg van meer onderzoek (in het kader van milieueffectstudies in verband met offshore windenergieplannen). In Duitsland zijn geen aanwijzingen voor een negatieve trend. In sommige delen van het jaar lijkt zowel in het Duitse deel van de Noordzee als in de Oostzee zelfs sprake van een toename (pers. med. S. Garthe). In Denemarken is het aantal overwinterende zwarte zee-eenden voorheen sterk onderschat (Tabel 4.9). De Deense winterpopulatie wordt tegenwoordig geschat op (minimaal) 600.000 vogels (Petersen &

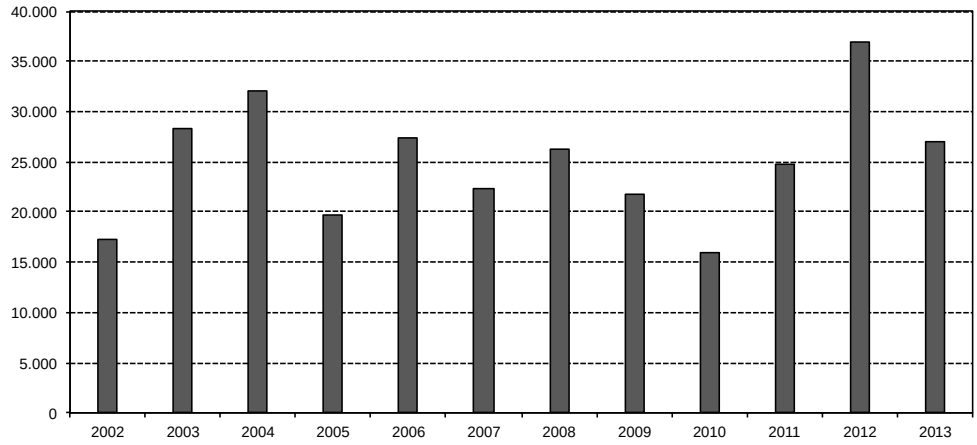
Nielsen 2011) en in 2004 op 450.000 (Petersen *et al*. 2006). Dit betekent dat de totale populatie voor 2004 bijgesteld zou moeten worden naar meer dan 800.000 vogels. Dit is nog altijd veel lager dan de schatting van Wetlands International in 2006 (1.600.000 vogels). Mogelijk werden anno 2004 meer winterpopulaties onderschat. Wetlands International veronderstelde dat de populatie in 2006 stabiel was (Delany & Scott 2006). Op grond van geactualiseerde gegevens in 2013 wordt verondersteld dat tegenwoordig sprake is van een lichte afname. Op basis van de meest actueel beschikbare bronnen wordt de populatie overwinterend langs de kusten van Noordwest Europa geschat op ca. 1.600.000 vogels.



Figuur 4.26 Aantalsverloop van zwarte zee-eenden in de belangrijkste concentratiegebieden in de Nederlandse kustzone. De weergegeven maxima en minima hebben betrekking op seizoensmaxima (voor zover bekend) in de desbetreffende decade. (Bronnen: Vliegtuigtellingen PMR, Leopold et al. 1995, Baptist 2000, Poot et al. 2006, Arts 2013).



Figuur 4.27 Aantalsontwikkeling van zwarte zee-eenden in de Belgische kustzone en de Voordelta. Weergegeven is het seizoensmaximum in de periode 1993-2010 (Bron: INBO en Arts 2013). (sinds 2011 is de monitoring van zwarte zee-eenden in de Belgische kustzone beperkt tot de maand maart).*



Figuur 4.28 Aantalsontwikkeling van zwarte zee-eenden in de Franse kustzone. Weergegeven is het midwinter aantal in de periode 2002-2013 (Bron: Ligue pour la Protection des Oiseaux - LPO).

Tabel 4.9 Populatieschatting van het aantal overwinterende zwarte zee-eenden volgens Birdlife (Anonymus 2004), Wetlands International (Delany & Scott 2006) en een update voor de belangrijkste overwinteringsgebieden op basis van al dan niet gepubliceerde telgegevens.

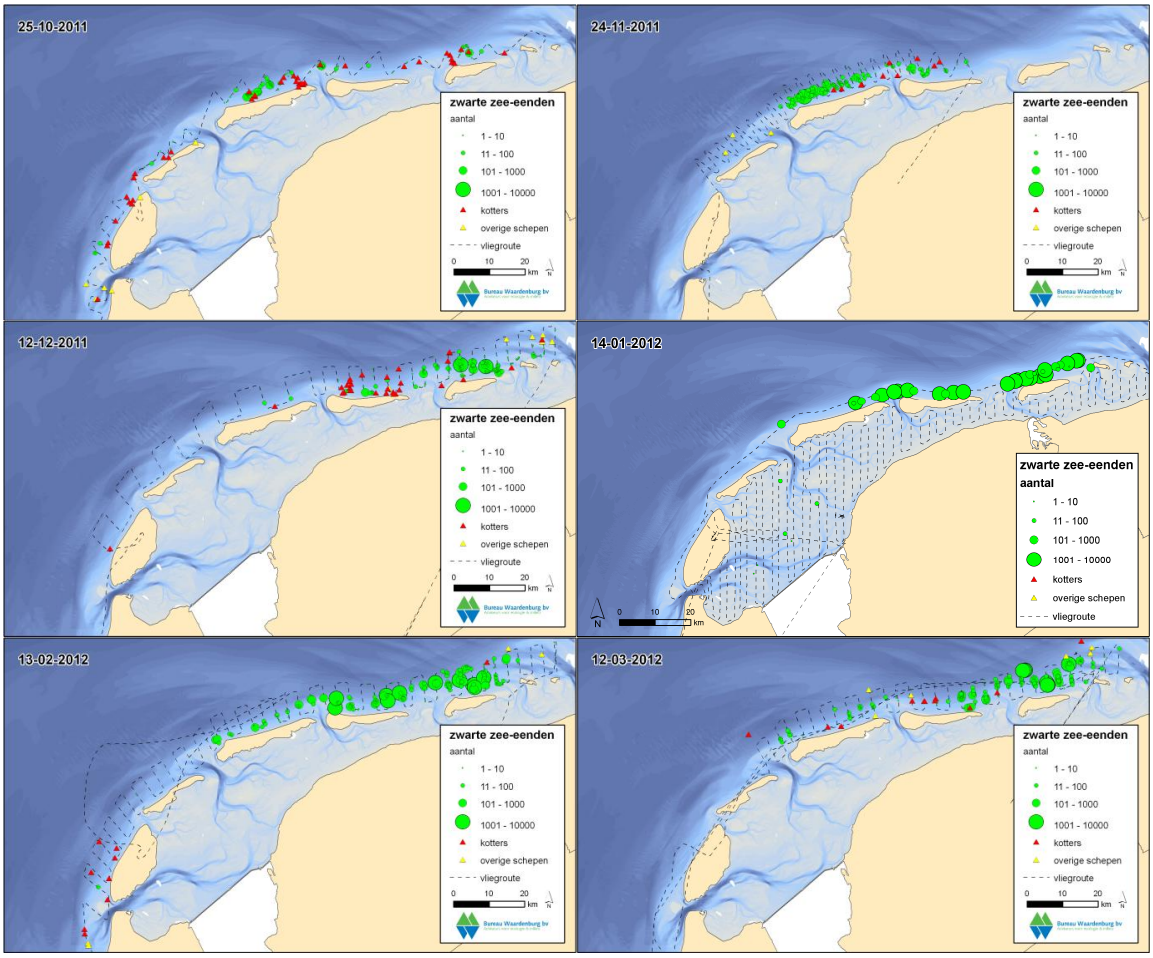
	Birdlife (2004)	WI (2006)	WI Update (2010)		
Land	periode	aantal	Alleen totaal	periode	aantal
België	1995-2000	900-9.600		2006-2013	350-2.500
Denemarken	1999-2000	240.000*		2004-2010	700.000
Estland	1998	50-600			
Finland	1999-2001	20-200			
Frankrijk	1998-2002	23.000-45.000		2006-2013	16.000-37.000
Duitsland	1987-2003	179.000		2002-2006	395.000
Ierland	1994-2000	15.000-20.000			
Italië	2002	150-400			
Letland	1992-1994	1.000-5.000			
Litouwen	1992-2002	250-1.000			
Nederland	1999-2001	69.000		2006-2010	5.600-68.600
Noorwegen	1993-1996	2.000-6.000			Stabiel
Polen	1992-1997	20.000-100.000			Stabiel
Portugal	1990-2002	6.000-27.000			<10.000
Spanje	1990-2001	300-16.000			Stabiel
Zweden	1998-2001	1.000-5.000			Stabiel
Verenigd Koninkrijk	1990-1999	50.000			100.000
Totaal		>610.000	1.600.000		±1.600.000

* de aantallen voor Denemarken zijn in 2004 veel te laag geschat; uitgaande van 450.000 vogels in 2004 (Petersen *et al.* 2006), lag het totaal aantal vogels in 2004 boven de 800.000 vogels.

4.4.2 Ecologie in de Noordzeekustzone benoorden de Waddeneilanden als referentie voor de Voordelta

In de winter van 2011/2012 zijn de aantallen en verspreiding van de zwarte zee-eenden boven Terschelling, Ameland en Schiermonnikoog maandelijks in kaart gebracht door middel van vliegtuigtellingen. Hierbij werd ook de aanwezige scheepvaart vastgelegd. Éénmalig, in begin maart, werd ook het bodemleven bemonsterd om de voedselsituatie voor de eenden te leren kennen (Leopold *et al.* 2013). Dit onderzoek vond plaats in het kader van het volgen van mogelijke effecten van zandsuppleties op de Noordzeekust van de Waddeneilanden.

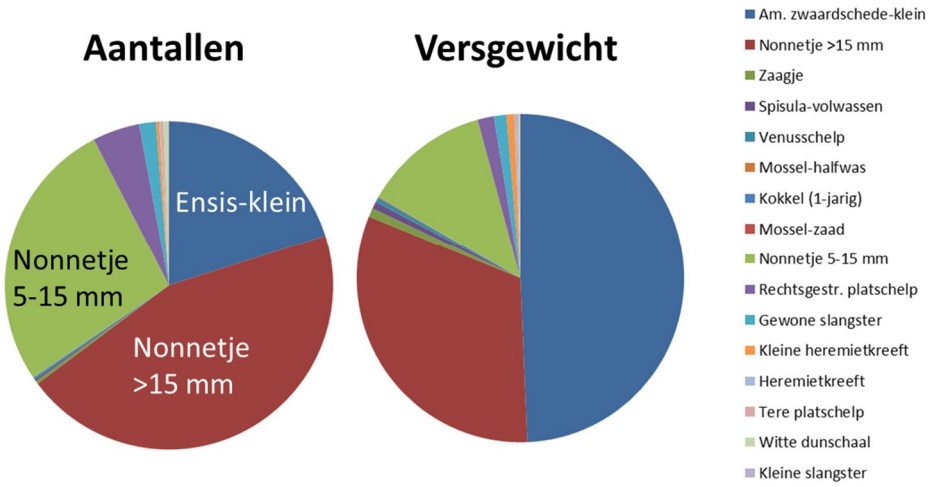
De vogels leken zich aanvankelijk vooral bij Terschelling op te houden (oktober/november) maar verschoven al in de loop van november richting Schiermonnikoog. Schiermonnikoog, af en toe met verplaatsingen naar vooral oostelijk Ameland, bleef de rest van de winter de belangrijkste verblijfplaats van de eenden. Midden voor Ameland werden tijdens de meeste tellingen relatief weinig eenden gezien (Figuur 4.29).



Figuur 4.29 Verspreiding van zwarte zee-eenden en schepen (kotters en overige schepen) langs de Noordzeekust van de Wadden, winterhalfjaar 2011-2012 (uit Leopold et al. 2013).

Relatie met voedsel en diepte

In de studie van Leopold *et al.* (2013) werd over het algemeen geen bijzonder rooskleurige voedselsituatie gevonden ten noorden van de Waddeneilanden (zie Figuur 4.30 voor een overzicht van de samenstelling). *Spisula*, indien aanwezig een zeer geschikte prooisoort, werd vrijwel niet gevonden. Maximale dichtheden van kleine *Ensis*, de meest talrijke prooisoort, lagen (over 60 monsterpunten) overal onder de 150 ex. per vierkante meter. “Kleine *Ensis*” is hier <10 cm: het maximum dat een zwarte zee-eend nog zou kunnen eten (Leopold *et al*. 2013). In aanvulling op de *Ensis* was ook een aanzienlijke hoeveelheid *Macoma* (nonnetje) beschikbaar, welke een additionele voedselbron geweest kan zijn, hoewel dit een relatief kleine prooisoort is. Of de eenden daadwerkelijk de aanwezige *Ensis* aten en daarbij wellicht ook nog *Macoma*, blijft echter ongewis omdat geen eenden konden worden verzameld voor maagonderzoek



.

Figuur 4.30 Relatieve voorkomen van de verschillende potentiële prooien in aantallen en versgewichten ten noorden van de Waddeneilanden (Leopold et al. 2013).

De aantallen en verspreiding van Zwarte Zee-eenden ten noorden van de Waddeneilanden correleerden met zowel aanbod inslikbaar voedsel (uitgedrukt als de gesommeerde biomassa van alle relevant geachte prooisoorten en -groottes) als met de diepte. Omdat aanbod inslikbaar voedsel en diepte echter ook onderling sterk correleerden, kon geen uitspraak worden gedaan over welke van de twee (het meest) leidend is. Daar komt bij dat het waargenomen verspreidingspatroon beïnvloed kan zijn door verstoring, bijvoorbeeld door scheepvaart.
Hoewel *Ensis* vanwege zijn vorm een minder aantrekkelijk prooi lijkt te zijn dan bijvoorbeeld *Spisula*, zaten er in deze winter toch opvallend veel eenden: voor het eerst sinds 2004 werden meer dan 50 000 eenden geteld in Nederland tijdens de reguliere MWTL midwintertelling, al blijft het getal van 50.000 nog ver achter bij de piek van 125.000 tijdens de jaren waarin *Spisula* de dominante prooi was (Leopold *et al*, 1995). Er is geen reden te veronderstellen dat het relatief hoge aantal eenden (vergeleken met enkele jaren ervoor) moet worden toegeschreven aan een algemene (mondiale) populatietoename. Dit kan echter ook niet worden uitgesloten, bij gebrek aan jaarlijkse, Europa-dekkende populatieschattingen.

Verstoring door scheepvaart
Verstoring door scheepvaart voor de Waddeneilanden zou zich op verschillende ruimtelijke en temporele schalen manifesteren. Analyses suggereerden dat tenminste in een deel van de surveys, verstoring op kleine schaal zich voordoet, maar beperkt blijft tot een straal van 2 km van de schepen. Op een schaal van enkele kilometers tot op het niveau van eilanden kon geen significant effect van de aanwezigheid van schepen worden gevonden (Leopold *et al*. 2013).
Deze resultaten suggereren dat hoewel de eenden concentraties schepen wel enigszins zullen hebben gemeden, ze niet uit het hele gebied verdreven werden. Blijkbaar waren er voldoende uitwijkmogelijkheden.

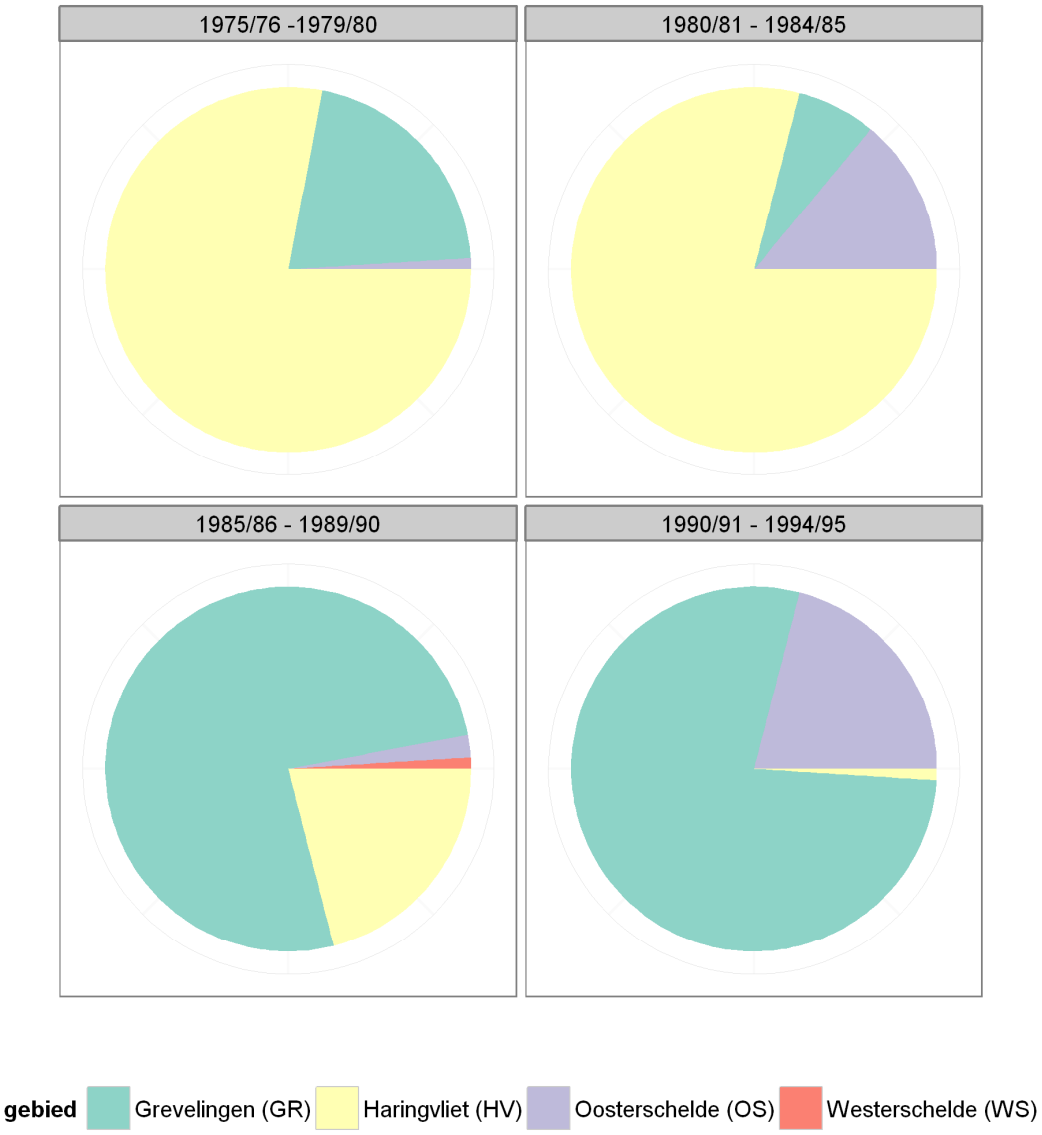
4.4.3 Historisch perspectief gebiedsgebruik zwarte zee-eenden in de Voordelta

De voedselkeus van overwinterende zwarte zee-eenden in Nederland heeft de afgelopen decennia sterk in ruimte en tijd gevarieerd. Maagonderzoek aan olieslachtoffers toonde aan dat in de jaren negentig *Spisula* de belangrijkste voedselbron vormde. In de Haringvlietmonding pleisterden in het begin van de jaren tachtig zwarte zee-eenden boven een kokkelbank. Waarschijnlijk foerageerden in de jaren zestig veel zwarte zee-eenden in de Waddenzee en de Noordzee boven de Waddeneilanden op mossels en kokkels. Enkele jaren later bevond de belangrijkste pleisterplaats van de Voordelta zich voor de kop van Schouwen. Hier werden aanvankelijk hoge concentraties *Abra alba* gevonden. Later werden ook hier hoge dichtheden van *Spisula subtruncata* gevonden (Leopold *et al.* 1995). Opvallend is hoe de verspreiding binnen de Voordelta in het verleden verschilt met die van het heden (Figuur 4.31 en 4.32)!

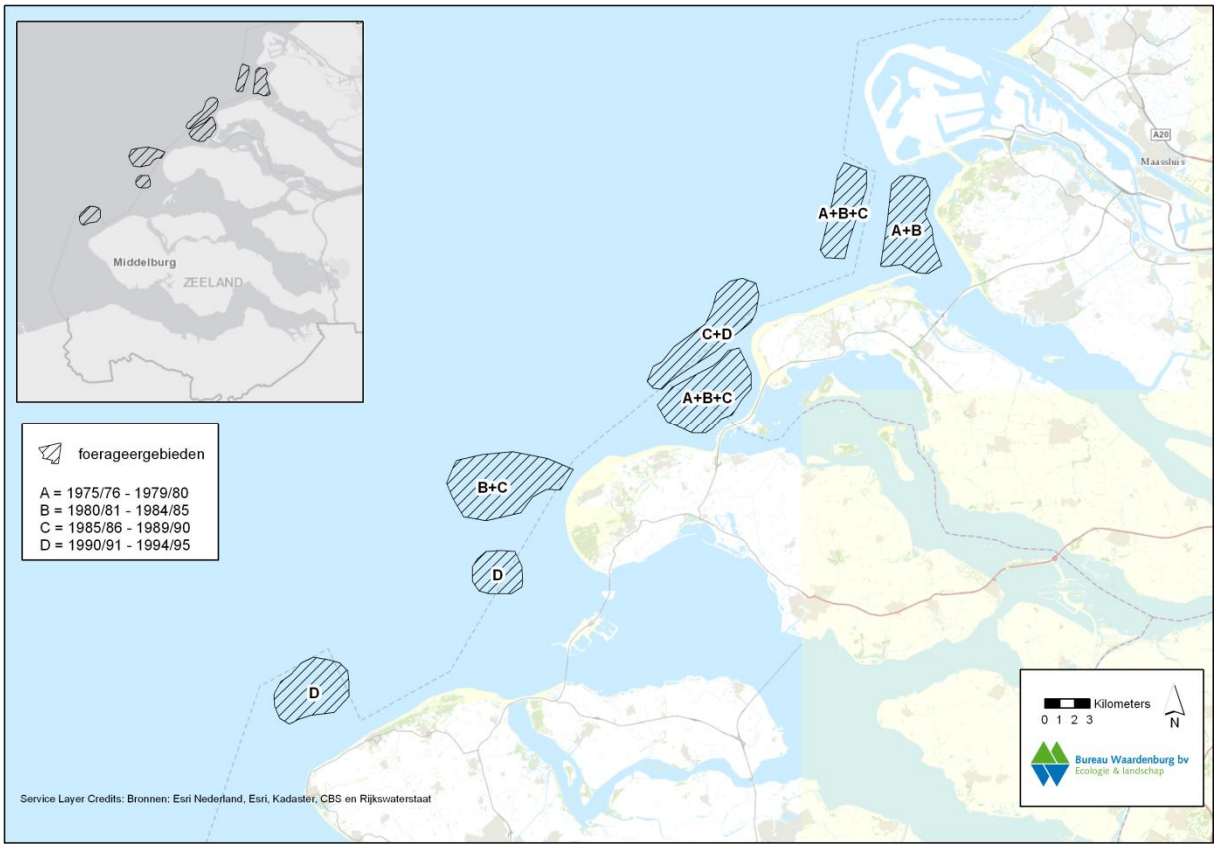
Een reden is dat het aanbod aan schelpen om natuurlijke redenen sterk variëren, zowel in tijd als in ruimte (Craeymeersch *et al.* 2001). Een goede broedval, en later een groot bestand aan meerjarige dieren, doet zich niet steeds op dezelfde plaats voor. Het voorkomen van deze voedselbron is in de jaren negentig sterk toegenomen, maar is de afgelopen jaren sterk afgenomen (Craeymeersch & Perdon 2004; Baptist & Leopold 2009; Goudswaard *et al.* 2013).

Het voorkomen van Amerikaanse zwaardscheden *Ensis directus* is in tegenstelling tot de halfgeknotte strandschelpen sterk toegenomen. Omstreeks 1979 is de Amerikaanse zwaardschede *Ensis directus* in de Noordzee ingevoerd en heeft zich kort daarna ook in het waddengebied gevestigd (Swennen *et al*. 1985; Swennen & Duiven 1989). De recente verschuiving richting het noorden van het belangrijkste overwinteringsgebied van zwarte zee-eenden in de Belgische kustzone zou eveneens het gevolg kunnen zijn van een verhoogd aanbod aan zwaardscheden (*Ensis sp.*) ten opzichte van *Spisula* (Feys 2007).

Uit gedragswaarnemingen in de winter van 2003/2004 bleek reeds een groot deel van de zwarte zee-eenden voor de Brouwersdam te foerageren op *Ensis* (Leopold & Wolf 2003; Wolf & Meininger 2004). Gedragswaarnemingen tijdens de T1 seizoenen hebben laten zien dat van bijna de helft van de vogels die met een zichtbare prooi boven kwamen met zekerheid kon worden vastgesteld dat de prooi uit *Ensis* bestond.



Figuur 4.30 *Percentage van het totaal aantal waargenomen zwarte zee-eenden in de deelgebieden van de Voordelta genoemd naar de mondingen van de genoemde watersystemen per periode van vijf jaar in de periode 1975-1995 (uit: Baptist & Meininger 1996). Zie Figuur 4.32 voor de ligging van de concentraties zee-eenden in de aangegeven tijdsvakken.*



Figuur 4.31 Belangrijke gebieden voor zwarte zee-eenden in de Voordelta in vier perioden (A-D) verdeeld over de periode 1975-1995 (uit: Baptist & Meininger 1996)

4.5 NADERE ANALYSE VOORKOMEN BINNEN VOORDELTA

In de subparagrafen hierna wordt de basisinformatie uit paragraaf 4.3 nader geanalyseerd en worden onderlinge verbanden gelegd. Ook worden verbanden gelegd met de informatie uit de andere onderzoekspercelen. De bevindingen ten aanzien van het onderwerp 'Voorkomen binnen Voordelta' vormen samen met de eerste bevindingen uit paragraaf 4.3 en de analyses hierna in 4.4 en 4.6 de basis voor de finale toetsing van de onderzoekshypothesen die in paragraaf 4.7 plaatsvindt.

4.5.1 Gebiedsgebruik Voordelta aan de hand van vogeldagen

Met vogeldagen kan weergegeven worden gedurende hoeveel dagen een gebied door vogels gebruikt wordt. Hierbij telt een groep van 50 vogels die gedurende 2 dagen aanwezig is even zwaar als 2 vogels die gedurende 50 dagen aanwezig zijn: in beide gevallen 100 vogeldagen. Tabel 4.10 geeft het aantal vogeldagen van de zwarte zee-eend in de T0 en in de T1 periode, waarbij onderscheid gemaakt is tussen winterhalfjaar (okt-mrt) en zomerhalfjaar (apr-sep). Figuur 4.33 laat zien hoeveel vogeldagen hiervan in de rustgebieden en hoeveel dagen buiten de rustgebieden in de Voordelta werden doorgebracht.

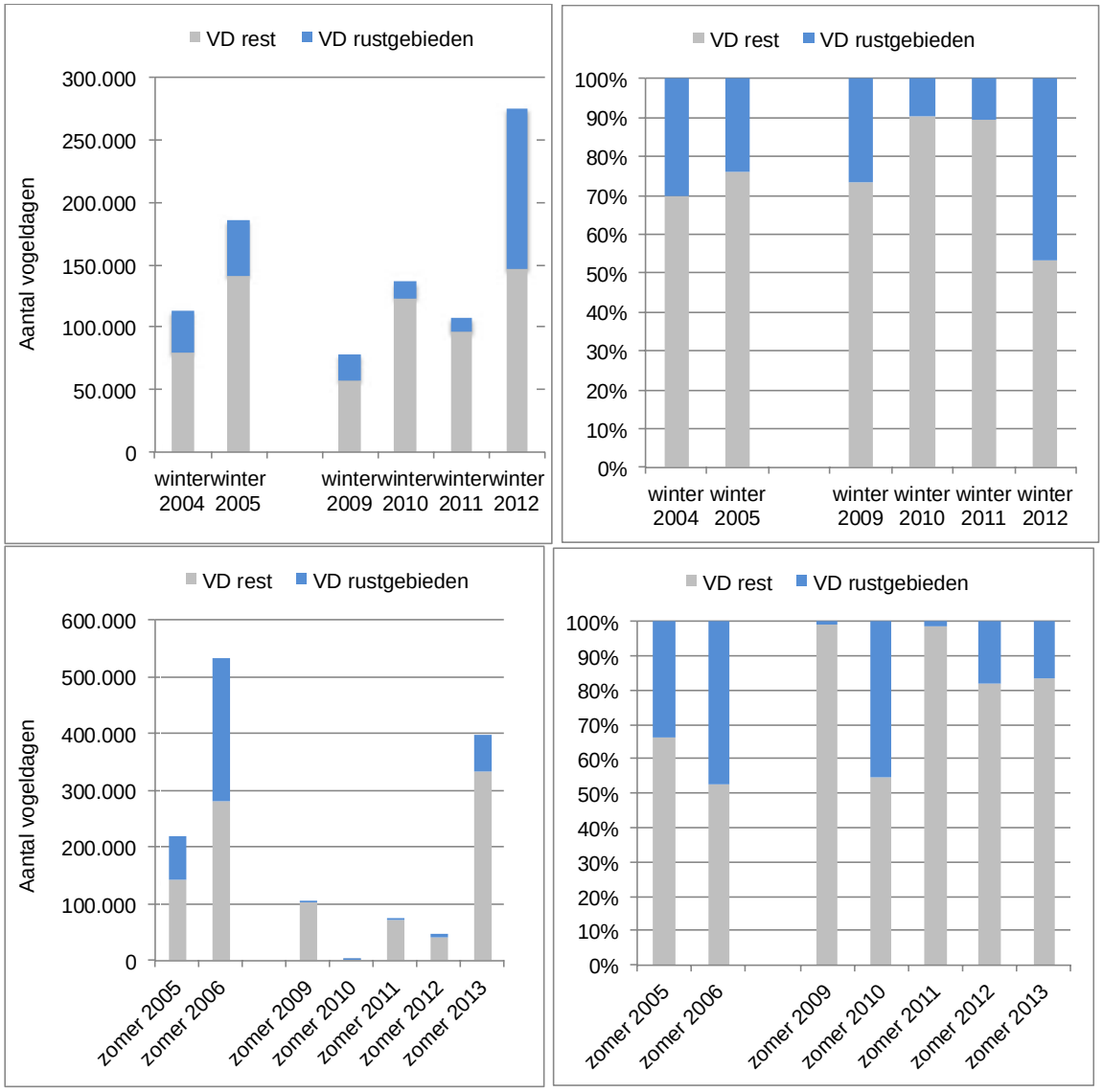
In het winterhalfjaar liggen de aantallen vogeldagen tijdens de T0 en de T1 periode in dezelfde range, waarbij in de T1 periode het aantal vogeldagen soms hoger en soms lager ligt dan in de T0 periode. In het zomerhalfjaar ligt aanvankelijk het aantal vogeldagen in de T1 periode beduidend lager dan in de T0 periode. Pas in de laatste zomer (2013) ligt het aantal vogeldagen in dezelfde range als in het zomerhalfjaar in de T0 periode.

De opvallende toename van het aantal vogeldagen in 2012/2013 wordt vooral veroorzaakt door een toename in het zomerhalfjaar. Over het algemeen is de variatie in het aantal vogeldagen in het zomerhalfjaar minder groot dan in het winterhalfjaar.
Het aandeel vogeldagen dat binnen de begrenzing van de rustgebieden werd vastgesteld bedroeg tijdens de T0 winterhalfjaren respectievelijk 30% en 24%. Tijdens de T1 winterhalfjaren varieerde dit aandeel van 10% in het winterhalfjaar van 2010/2011 tot 47% in het winterhalfjaar van 2012/2013. Binnen de rustgebieden werd zowel in de T0 seizoenen als in de T1 seizoenen het merendeel van de vogeldagen van de zwarte zee-eend in het rustgebied van de Bollen van de Ooster (BVO) en de Bollen van het Nieuwe Zand (BVNZ) vastgesteld. Figuur 4.34 laat zien dat de verdeling van het aantal vogeldagen over deze twee rustgebieden van jaar op jaar sterk wisselt. In de laatste T1 winter (2012/2013) was het aandeel vogeldagen binnen de rustgebieden opvallend hoog (47%). Dit wordt voornamelijk veroorzaakt door een intensief gebruik van het rustgebied Bollen van de Ooster (36% van alle vogeldagen).
Wanneer alle seizoenen bij elkaar genomen worden om de verschillen tussen de T0 en T1-winterhalfjaren en -zomerhalfjaren te testen blijken deze niet significant (t-test), ook niet op het niveau van deelgebieden (zie Figuren 4.35 en 4.36).

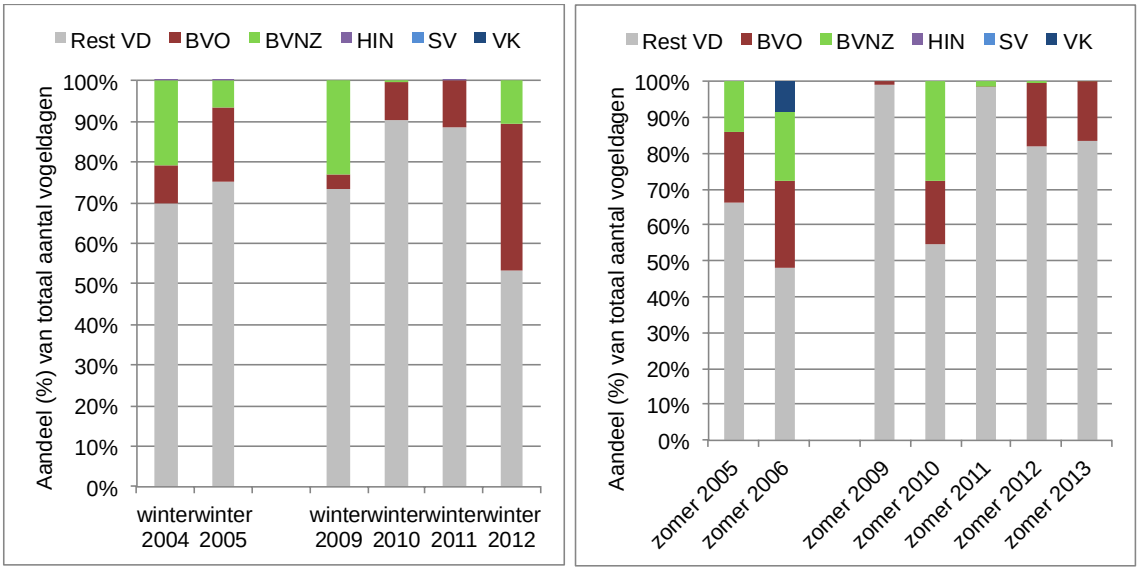
Tabel 4.10 Totaal aantal vogeldagen voor de zwarte zee-eend in de Voordelta tijdens de T0 seizoenen (periode 2004-2006) en de T1 seizoenen (periode 2009-2013). Er wordt onderscheid gemaakt tussen de verschillende rustgebieden 'Bollen van het Nieuwe Zand' (BVNZ), 'Bollen van de Ooster' (BVO) de 'Hinderplaat' (HIN), de 'Slikken van Voorne' (SV) en de 'Verklikkerplaat' (VK) die voor de zee-eenden in het beheerplan van de Voordelta zijn begrensd.

Winterhalfjaar (okt t/m mrt)	BVO	BVNZ	HIN	SV	VK	Rest VD	Totaal VD
2004/2005	10.573	23.452	60	0	0	79.530	113.615
2005/2006	32.014	12.690	18	0	0	141.284	186.006
2009/2010	2.901	18.030	0	0	0	57.783	78.714
2010/2011	12.488	554	0	0	0	123.573	136.615
2011/2012	11.340	0	32	0	0	96.272	107.644
2012/2013	99.749	28.982	0	0	0	146.569	275.300

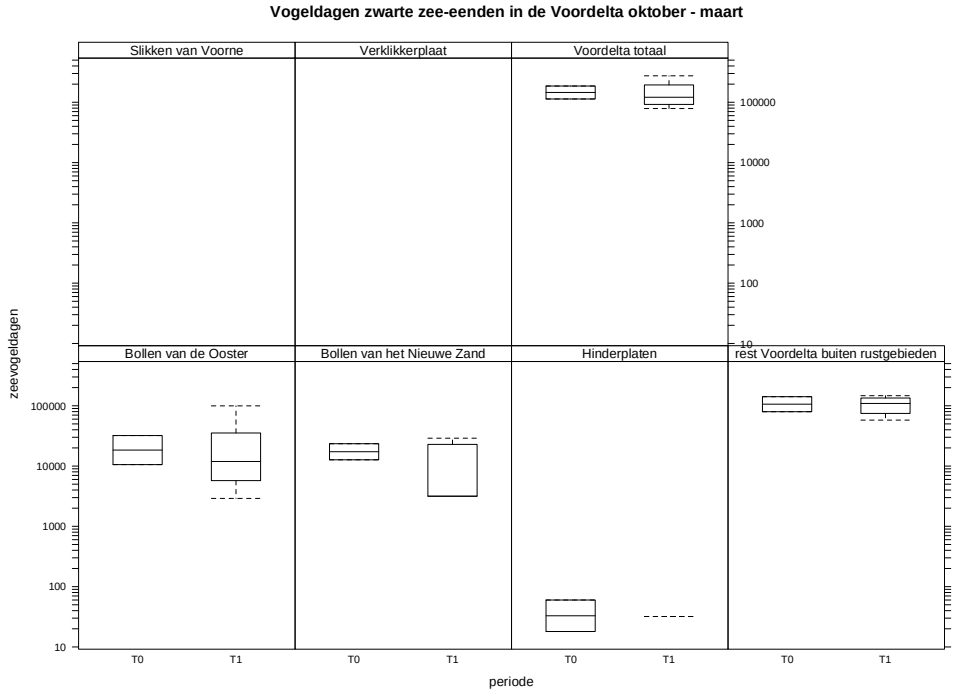
Zomerhalfjaar (apr t/m sep)	BVO	BVNZ	HIN	SV	VK	Rest VD	Totaal VD
zomer 2005	43.956	30.038	0	0	0	144.284	218.278
zomer 2006	140.640	111.433	0	0	49.600	281.383	583.056
zomer 2009	710	0	0	0	0	104.141	104.851
zomer 2010	898	1.406	0	0	0	2.788	5.092
zomer 2011	8	900	0	0	0	72.563	73.471
zomer 2012	8.788	60	0	0	0	39.870	48.718
zomer 2013	65.015	236	0	0	0	332.560	397.811



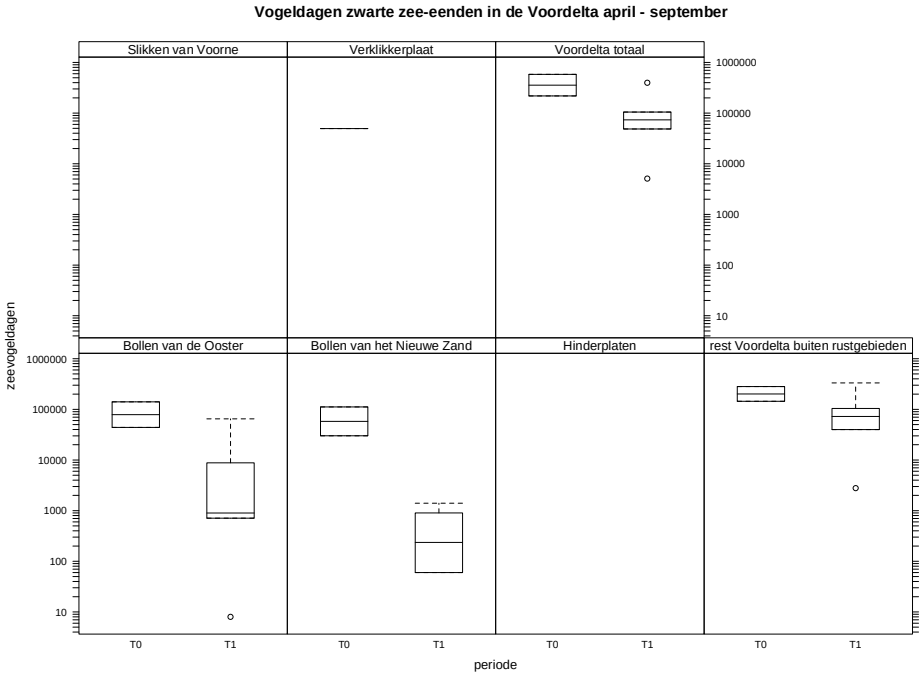
Figuur 4.33 *Overzicht van het aantal (links) en aandeel (rechts) vogeldagen voor de zwarte zee-eend in de Voordelta tijdens de winterhalfjaren (boven) en zomerhalfjaren (onder) van de T0 periode (periode 2004-2006) en de T1 periode (periode 2009-2013). Het winterhalfjaar loopt van oktober - maart en het zomerhalfjaar van april - september. Let op het verschil in schaling van de y-as tussen de twee linker figuren, respectievelijk voor het winter- en zomerhalfjaar. Er wordt onderscheid gemaakt tussen vogeldagen binnen de rustgebieden die voor de zee-eenden in het beheerplan van de Voordelta zijn begrensd (VD rustgebieden) en de vogeldagen elders in de Voordelta (VD rest).*



Figuur 4.32 *Overzicht van het aandeel (%) van alle vogeldagen van zwarte zee-eenden dat binnen de afzonderlijke rustgebieden werd vastgesteld in het winterhalfjaar (links) en zomerhalfjaar (rechts).Er wordt onderscheid gemaakt tussen de verschillende rustgebieden 'Bollen van het Nieuwe Zand' (BVNZ), 'Bollen van de Ooster' (BVO) de 'Hinderplaat' (HIN), de 'Slikken van Voorne' (SV) en de 'Verklikkerplaat' (VK) die voor de zee-eenden in het beheerplan van de Voordelta zijn begrensd. Het winterhalfjaar loopt van oktober t/m maart; het zomerhalfjaar van april t/m september.*



Figuur 4.33 *Aantal vogeldagen zwarte zee-eenden in het winterhalfjaar per deelgebied in de Voordelta en de Voordelta totaal in de T0 en T1.*



Figuur 4.34 Aantal vogeldagen zwarte zee-eenden in het zomerhalfjaar per deelgebied in de Voordelta en de Voordelta totaal in de T0 en T1.

4.5.2 Verschil in gebiedsgebruik zwarte zee-eenden tussen dag en nacht

Tijdens midwinter (december-januari) verlaten vogels soms het ondiepe gebied voor de Brouwersdam, waarbij de waarnemingen van vliegrichtingen er op wijzen dat zij zich vermoedelijk verspreiden binnen het gebied voor de Kop van Schouwen en rond het Brouwershavensche Gat waar ook overdag groepen vogels zich ophouden. De waarnemingen wijzen er op dat in midwinter de zwarte zee-eenden geen gebruik maken van andere gebieden dan die ook overdag gebruikt worden. Er is in april 2011 één waarneming vanaf een schip tijdens zonsondergang die als uitzonderlijk beschouwd moet worden. De groep van 800 vogels die toen in het bijna donker werd opgemerkt bevond zich op grote afstand van de kust in een relatief ondiepe zone aan de buitenkant van de Bollen van het Nieuwe Zand. Op deze plek is tijdens alle jaren monitoren vanuit het vliegtuig nooit een groep zee-eenden opgemerkt. In de voorafgaande dagen was deze groep overdag dicht onder de kust van de Kop van Schouwen aanwezig. Waarom deze groep in de avondschemering zo ver uit de kust verbleef is onduidelijk. Eerder interpreteerden we deze waarneming als een mogelijke aanwijzing dat vogels 's nachts van andere gebieden gebruik maken dan overdag. Het was een zeer rustige avond met een spiegelgladde zee. Op dit moment beschouwen we deze waarneming als een uitzondering die we niet kunnen verklaren. Een mogelijke verklaring is dat deze groep mogelijk verstoord is door een schip en ver uit de kust is neergestreken om daar noodgedwongen de nacht door te brengen. Een andere mogelijkheid is dat dit een trekgroep was die daar toevalligerwijs was neergestreken.

Uitwisseling van zwarte zee-eenden tussen het Brouwersdamgebied en andere gebieden is alleen in mid-winter (december en januari) vastgesteld. Er zijn twee aspecten die kunnen spelen:

- verhoogde voedselbehoefte gestuurd door daglengte;
- tijdelijke afname veiligheid en/of rust.

Voor ieder van deze aspecten zijn verschillende verklaringen denkbaar. Deze worden hieronder nader beschouwd.

Daglengte, voedselbehoefte en voedselbeschikbaarheid
De nachtelijke activiteit van zwarte zee-eenden in midwinter kan worden gestuurd door de verhoogde voedselbehoefte enerzijds en de kortere daglichtperiode anderzijds. In de midwintermaanden (december-januari) is de voedselbehoefte van zwarte zee-eenden naar verwachting het grootst (energieuitgave het hoogst) en de voedselbeschikbaarheid het beperktst (afname aanbod door verlies door stormen en sterfte en afname vleesinhoud van schelpdieren). Om onder deze omstandigheden toch in de dagelijkse energiebehoefte te voorzien kunnen zwarte zee-eenden de dagelijkse foerageertijd verlengen door ook 's nachts te foerageren (Lewis *et al.* 2005).
De reden om 's nachts naar een ander zeegebied te vliegen, is echter moeilijk te verklaren, omdat het verlengen van de foerageertijd in de nacht op dezelfde plek als overdag zou kunnen gebeuren. Er zijn geen redenen te veronderstellen dat de foerageertechniek en/of prooikeuze van zwarte zee-eenden 's nachts afwijkend is, waardoor het nachtelijk foerageren met een verplaatsing naar andere gebieden op een andere manier verklaard zal moeten worden.
Op basis van de veldwaarnemingen hebben we geconstateerd dat zwarte zee-eenden gedurende het winterhalfjaar de gehele dag door foerageren en uitsluitend in december en in januari 's nachts soms uitwijken naar andere gebieden. Dit impliceert het volgende:

1. zwarte zee-eenden voornamelijk overdag foerageren, maar alleen, indien zij gedwongen worden, er voor kiezen om aanvullend 's nachts te foerageren;
2. de daglengte is bepalend voor de foerageermogelijkheden van zwarte zee-eenden.

Gezien het voorkomen van de soort in (zeer) troebel water is het niet waarschijnlijk dat de zwarte zee-eend op zicht jaagt (Kaiser *et al*. 2006). Op locaties met een hoog voedselaanbod vinden zwarte zee-eenden vermoedelijk op de tast prooien. In dat opzicht is het onwaarschijnlijk dat daglicht en daarmee de daglengte bepalend is voor de foerageermogelijkheden. Buiten het broedseizoen foerageren zwarte zee-eenden overdag in grote groepen (sociaal foerageergedrag). Wanneer één vogel in de groep onderduikt volgen in korte tijd meer vogels totdat de gehele groep onder water is. Individuele vogels optimaliseren hun foerageergedrag door te reageren op het succes en falen (wel/geen prooi bemachtigen) van soortgenoten (Lewis *et al.* 2005, Beauchamp 1992, Savard *et al*. 1998). Het is mogelijk dat dit foerageergedrag alleen tijdens de daglichtperiode voldoende efficiënt is om in de benodigde energiebehoefte te voorzien. In het donker is vanwege het beperkte zicht het synchroon foerageren waarschijnlijk niet mogelijk en kan het efficiënter zijn om individueel of in kleine groepen te foerageren. De waarnemingen die met de radar zijn gedaan, lieten zien dat zwarte zee-eenden 's nachts individueel of in kleine groepjes uit het Brouwersdamgebied weg vlogen.

Afdrijven door wind en (getij)stroming
Een alternatieve verklaring voor het gevonden beeld is dat vogels door de stroming naar buiten drijven en 's ochtends weer terugvliegen ter compensatie voor de verdrifting die 's nachts heeft plaatsgevonden. In Figuur 4.16 is te zien dat het fenomeen het meest optrad bij wind uit het noorden of bij winden met een oostelijke component. Zo gauw er een oostelijke component in de windrichting zit, betekent dit dat de oppervlaktestroming van het water aflandig is, waardoor de vogels van land zouden kunnen afdrijven. Een relatie met getij kan echter niet worden vastgesteld. Het feit dat vooral in midwinter dit fenomeen optreedt, zou verklaard moeten worden door het feit dat in midwinter de nachten het langst donker zijn en de tijd het langst dat vogels ongemerkt in het nachtdonker afdrijven. Deze laatste reden lijkt niet van toepassing aangezien in andere maanden dan december en januari nachten met oostenwind ook voorkomen en dat die nachten dan nog steeds lang genoeg zijn om passieve

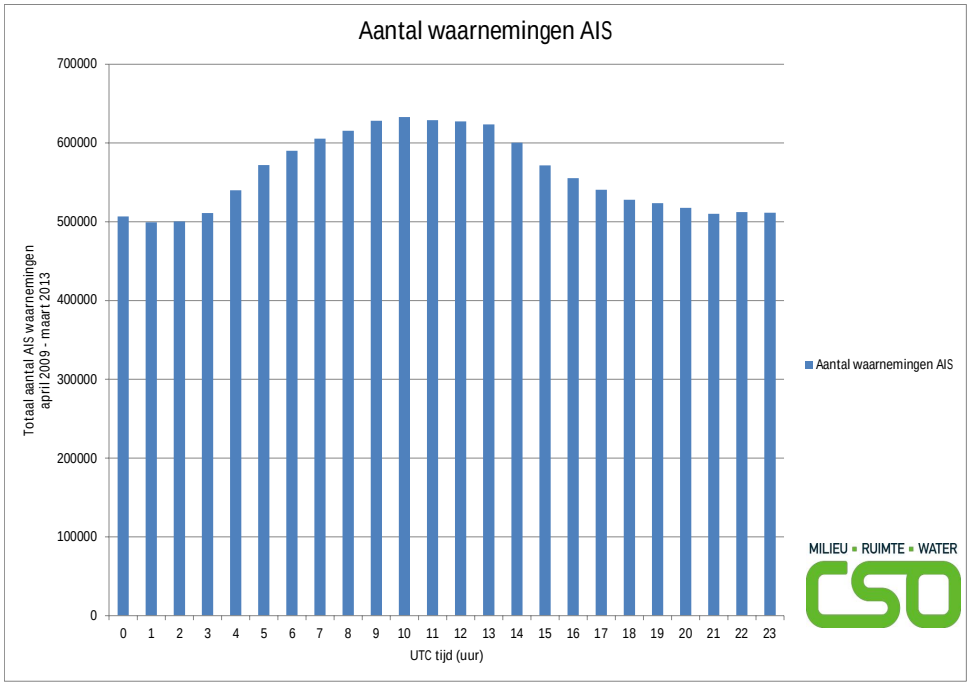
verdrifting toe te laten. Overigens kunnen de vogels 's nachts goed zien, zodat eventuele correctievluchten of zwemmend corrigeren tegen de stroom in zoals overdag gebeurt, door de vogels uitgevoerd kunnen worden. Oostelijke winden in december en januari betekent doorgaans lage temperaturen en daarmee hoge energieuitgaven. Dit zou het verplaatsen naar alternatieve voedselgebieden kunnen triggeren, meer dan in enig andere periode van het jaar.

Kleptoparasitisme door meeuwen
De hoge mate van kleptoparasitisme door meeuwen in het Brouwersdamgebied kan een beperking voor zwarte zee-eenden vormen om overdag in de dagelijkse energiebehoefte te voorzien. Met name in de mid-wintermaanden, wanneer de daglichtperiode beperkt is, kan dit voor zwarte zee-eenden betekenen dat bij daglicht onvoldoende voedsel opgenomen kan worden. Dit is mogelijk de oorzaak waarom zwarte zee-eenden in de winter ook 's nachts foerageren, maar niet om 's nachts het gebied voor de Brouwersdam te verlaten. Voor andere duikeenden wordt aangenomen dat het risico op kleptoparasitisme sturend is voor het uitsluitend nachtelijk foerageren (De Leeuw 1997).

Risico om gepredeerd te worden
Zwarte zee-eenden zijn schuw en zeer gevoelig voor verstoring. Factoren die hierbij een rol spelen zijn visserij, recreatie, scheepvaart. Er zijn geen aanwijzingen dat één van deze factoren in de mid-winter maanden (december-januari) 's nachts intensiveert, zeker niet in het relatief ondiepe gebied dat als rustgebied is aangewezen. Een mogelijkheid is dat verstoring door natuurlijke predatoren een verklaring is voor de nachtelijke uitwisseling van zwarte zee-eenden. Overdag kunnen natuurlijke predatoren door zwarte zee-eenden visueel opgemerkt worden. Wanneer in diepere delen van de Voordelta, op grotere afstand van de kust, de risico's voor zwarte zee-eenden minder groot zijn, dan kan dat de reden zijn waarom zwarte zee-eenden zich 's nachts hierheen verplaatsen. Hoewel er geen directe aanwijzingen zijn van predatie door grijze zeehonden zou dit wel als verklaring overwogen moeten worden. Recent zijn er namelijk aanwijzingen bekend geworden dat grijze zeehonden bruinvissen prederen. De grijze zeehond kan meer dan 300 kg zwaar worden en is een opportunist die zich vooral voedt met vis, inktvis en af en toe met schaaldieren. Wanneer de grijze zeehond in staat is om andere zeezoogdieren te doden dan kunnen ook vogels die op het wateroppervlakte rusten of foerageren ten prooi vallen. In de mid-winter maanden wanneer de zwarte zee-eenden 's nachts het Brouwersdamgebied verlaten hebben de grijze zeehonden jongen. Een verhoogde energiebehoefte onder de grijze zeehonden zou dan een reden kunnen zijn dat grijze zeehonden zwarte zee-eenden proberen te verschalken.

Verstoring overdag van alternatieve foerageergebieden buitengaats
We denken dat de meest waarschijnlijke verklaring voor het gevonden fenomeen van het in midwinter verlaten van het gebied voor de Brouwersdam gezocht moet worden in het verspreide buitengaatse aanbod van het voorkeursvoedsel in de vorm van kleine tweekleppigen zoals *Abra alba* en *Spisula subtruncata* en het bij tijd en wijle niet beschikbaar zijn van die voedselbronnen door de verstoring door scheepvaart. Tussen de verschillende subgebieden in de Voordelta vindt veelvuldig uitwisseling plaats van vogels, al dan niet onder invloed van verstoring. We nemen aan dat in de loop van het winterhalfjaar vogels goed op de hoogte raken van de plekken waar het meeste voedsel ligt en waar ongestoord gefoerageerd kan worden. Het gebied Bollen van de Ooster is een van de meest rustige gebieden in de Voordelta. Door het nagenoeg ontbreken van verstoring in dit gebied zou het wel eens zo kunnen zijn dat de voedselbronnen in dit gebied onevenredig meer geëxploiteerd worden dan elders in de Voordelta, mede ook doordat deze bronnen relatief ondiep liggen. Dit betekent ook dat deze bronnen eerder uitgeput zullen raken dan elders. De overige

gebieden in de Voordelta zijn drukker en afhankelijk van de diepte kunnen die beïnvloed worden door scheepvaart. Een eerste analyse naar de activiteiten van gemotoriseerd scheepvaartverkeer in de Voordelta in de loop van de dag laat zien dat er een duidelijk dal in de nacht optreedt. Mogelijk dat dit effect nog het sterkst is in midwinter, aangezien veel kleinere bootjes uit de recreatiesector geen AIS bezitten. Bedacht moet worden dat Figuur 4.37 sterk wordt gedomineerd door het vaarverkeer van en naar Vlissingen en Rotterdam (vandaar het hoge basisniveau van 500.000 geregistreerde tracks). Onze hypothese is dat in midwinter, onder invloed van de daglengte en verhoogde voedselbehoefte, de nacht gebruikt wordt om buitengaatse voedselgronden te bezoeken, al was het maar om plekken met een hogere voedselbeschikbaarheid aan te boren.



Figuur 4.35 Scheepvaartverkeer in de totale Voordelta (inclusief vaargeulen van en naar Vlissingen en Rotterdam) op basis van AIS-radargegevens (bron CSO).

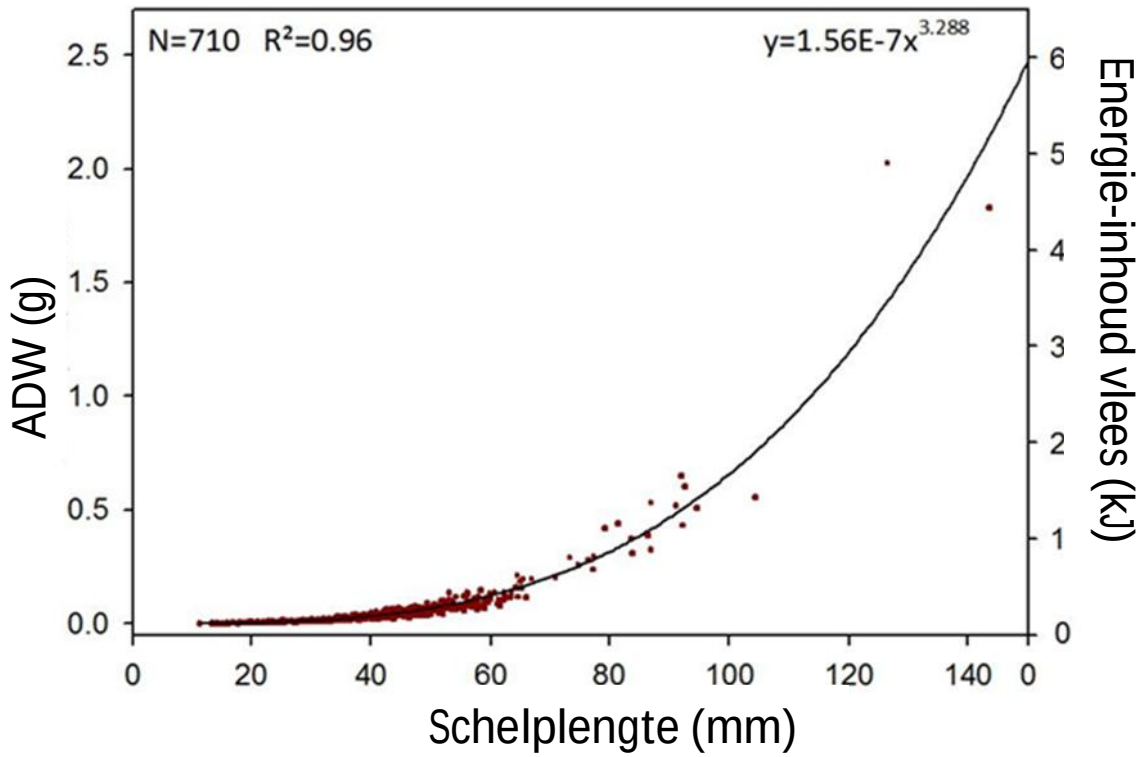
4.5.3 Dieet van zwarte zee-eenden in de Voordelta verklaard vanuit de energetica

Figuren 4.19 en 4.20 laat zien dat twee eenden die meer *Ensis* resten in de maag en darm hadden, grotere Ensis hadden gegeten dan eenden die slechts weinig prooiresten in de maag hadden. Hiervoor zijn drie mogelijke verklaringen. 1. *Ensis* schelpen worden door het maagzuur aangetast en hoe langer ze in de maag verblijven, hoe dunner ze worden. De laatste fragmenten zijn het sterkst aangetast: vrijwel lege magen bevatten resten die lang in deze magen hebben verbleven. 2. Eenden die sterk verzwakt zijn, zijn niet meer in staat relatief grote *Ensis* te eten en behelpen zich met relatief kleine *Ensis*. Dit kan zijn omdat ze de concurrentie met soortgenoten om optimale foerageerplekken verliezen of omdat ze de grotere *Ensis* niet meer kunnen vinden of handelen. Ze eten minder en minder en gaan tenslotte dood aan uitputting, de laatst gegeten *Ensis* is klein. 3. Het verschil bevat op toeval: het aantal eenden met prooiresten in de maag dat kon worden bemachtigd was niet groot. Welke van deze drie verklaringen de juiste is, kan nog niet worden gezegd op grond van het

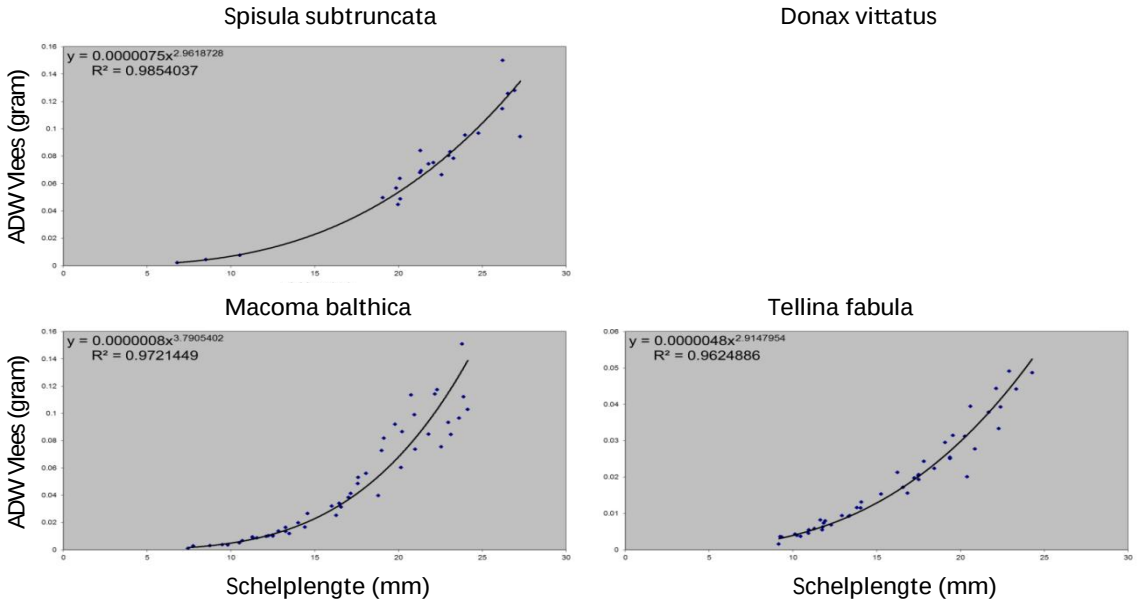
beschikbare materiaal; wel kan de stelling worden verdedigd dat vooral volle magen geschikt zijn voor dieetonderzoek.
Om te kunnen begrijpen wat het -in termen van energetica- betekent om te (moeten) leven van een dieet van *Ensis directus*, moeten we een aantal zaken weten:

- De dagelijkse energiebehoefte van de zwarte zee-eend. Deze kan worden geschat op 2.200 kJ per dag (naar Brinkman *et al.* 2003).
- De energie inhoud van een gram *Ensis* vlees. Per gram vlees kan deze worden geschat op 21,67 kJ/gram Asvrij Drooggewicht (Swennen 1976).
- De hoeveelheid vlees per gegeten Ensis. Deze varieert met de grootte van de *Ensis*. Om dit getal te bepalen is verse *Ensis* uit de Voordelta gebruikt (verzameld door ons zelf en door Onno van Tongeren). Het vlees werd uit iedere schelp genomen, gedroogd en verast. Afgezet tegen de schelplengte, leverde dit het verband weergegeven in Figuur 4.38 op. Er is een sterke afhankelijkheid van de lengte van de schelp.
- De lengte van de gegeten schelpen. Binnen deze studie was dit gemiddeld (over alle gereconstrueerde schelpen) 48,5 mm.
- De kosten voor de eend, in kJ per *Ensis*, van het vinden, vangen, inslikken en verteren van een *Ensis*. Deze kosten kunnen vooralsnog niet worden geschat.

Om de “opbrengst” van *Ensis* te kunnen vergelijken met die van alternatieve prooien (*Spisula subtruncata, Macoma baltica, Donax vittatus, Tellina fabula*), is ook voor deze soorten nagegaan hoe zich de vleesinhoud verhoudt tot de schelplengte. Van deze soorten was onvoldoende materiaal beschikbaar uit de Voordelta, maar hiervoor kon worden teruggegrepen op gegevens verzameld in een studie verricht bij Texel in 2002 (Figuur 4.39), in het kader van een vooroever-zandsuppletie (Leopold 2002a,b).



Figuur 4.36 Het verband tussen Asvrij Drooggewicht van het vlees (AFDW), cq. de energie-inhoud en de lengte van Ensis. Er werd geen seizoenseffect gevonden of een effect van jaar of locatie. Voor deze grafiek werden data gebruikt van Noordwijk (januari 2010), de Voordelta (december 2010, februari en april 2011) en Schiermonnikoog (maart 2011).



Figuur 4.37 Het verband tussen Asvrij Drooggewicht van het vlees, cq. de energie-inhoud en de lengte van respectievelijk Spisula subtruncata, Donax vittatus, Macoma baltica en Tellina fabula). Voor deze grafieken werden data gebruikt van Texel (september 2002).

Met deze cijfers kan worden geschat hoeveel *Ensis* (of alternatieve prooien) een eend per etmaal moet opduiken om energie-neutraal te blijven (niet in gewicht achteruit te gaan). Dit aantal hangt af van de vleesinhoud, en dus van de grootte van de gegeten prooien. Afhankelijk van de grootte van de schelpen varieert dit van ruim 9.000 stuks (van 3 cm lang) tot minder dan 150 stuks (van 10 cm lang). Het lijkt dus van groot belang om grote *Ensis* te eten. Bij een gemiddelde grootte van 48,5 mm moet een eend per etmaal 1.869 schelpen opduiken (Tabel 4.11). Een etmaal heeft 1.440 minuten, waarvan een deel besteed moet worden aan niet-eten (vliegen, rusten, zoeken). Zelfs bij vrijwel continue foerageren zou een eend circa 2 *Ensis* per minuut moeten consumeren. Of dit haalbaar is valt vooralsnog niet te zeggen. *Ensis* is, in tegenstelling tot rondere, gladdere prooien (zoals *Spisula*) niet makkelijk te hanteren. *Spisula* heeft daarbij mogelijk ook een iets hogere vleesinhoud, indien althans de grotere exemplaren gegeten zouden kunnen worden. *Donax* (meestal schaars) of *Macoma* en *Tellina* (meest te klein) lijken geen echte alternatieven te zijn (Tabel 4.11).
Bij deze vergelijkingen worden echter alleen de “inkomsten” meegenomen: de opbrengst in kJ per prooi. De keerzijde van deze medaille is echter de kosten die gemaakt moeten worden om de prooi te bemachtigen en te verwerken (zoeken, pakken, handelen, inslikken en kraken in de maag, waarbij er ook nog thermoregulatiekosten gemoeid zijn aangezien er koude waterige prooien opgenomen worden, vergelijk De Leeuw (1997)). Deze kosten zijn onbekend. Het ligt echter voor de hand dat de kosten van handelen voor *Ensis* relatief hoog liggen. Kunnen de alternatieve prooien wellicht met meerdere per duik, onder water worden ingeslikt, bij *Ensis* lijkt dit relatief lastig vanwege de langgerekte vorm. Dat zou dus inhouden dat een eend voor iedere *Ensis* opnieuw moet duiken: 1.869 keer per etmaal bij de veronderstelde prooigrootte. Een eend zou er dus goed aan doen grotere *Ensis* te eten. Wellicht doen ze dit niet omdat grotere *Ensis* schaars is (langere zoektijd), sneller is in zijn graafactiviteit (moeilijker te vangen) of gevaarlijk is om in te slikken (Swennen & Duiven 1989). Grote *Ensis* kan vermoedelijk wel profijtelijk en zonder risico worden gegeten als de *Ensis* dood is of stervend (paragraaf 4.3.5). In die situatie is echter de vraag hoe lang de stervende *Ensis* nog geschikt is als voedsel.

Het aanbod aan *Ensis* zal variëren tussen locaties en tussen jaren. Wanneer de *Ensis* die gegeten kan worden groter is dan de gevonden maten in de dode eenden, hoeft een zwarte zee-eend minder van deze schelpdieren per dag te eten om in zijn energiebehoefte te kunnen voorzien (Tabel 4.11). Zo werd in 2012 in de Voordelta *Ensis* gevonden met een gemiddelde lengte van circa 75 mm. Als de eenden deze *Ensis* zouden eten, hoeven ze slechts 445 prooien per etmaal te eten.

Tabel 4.11 *De vleesinhoud (gram Asvrij Drooggewicht), berekend volgens de regressievergelij-kingen in Figuur 4.38 en 4.39) voor vijf potentiële prooisoorten van de zwarte zee-eend. De vlees-inhoud is berekend voor schelpdieren van verschillende grootte, waarbij de range per soort is aangepast aan het voorkomen in de Noordzeekustzone. Bij een vaste calorische waarde van schelpdier-vlees (kJ/g AFDW) volgt hieruit de energie-inhoud per prooi en bij een veronderstelde dagelijkse energiebehoefte van een zwarte zee-eend (2.200 kJ/dag) volgt hieruit het aantal prooien dat een eend per etmaal moet consumeren (laatste kolom), onder de (optimistische) veronderstelling dat de energie van het vlees volledig door de vogels kan worden benut. Alleen voor Ensis directus is voor deze studie een indruk van de daadwerkelijk gegeten gemiddelde grootte (48,47 mm schelplengte; vet gedrukt).*

Soort	Lengte	AFDW	kJ/gram	kJ/prooi	DEE-ZZ	n/dag ZZ
Ensis directus	30	0,0112	21,67	0,2431	2.200	9.050
Ensis directus	40	0,0289	21,67	0,6260	2.200	3.515
Ensis directus	**48,47**	**0,0543**	**21,67**	**1,1771**	**2.200**	**1.869**
Ensis directus	60	0,1096	21,67	2,3744	2.200	927
Ensis directus	80	0,2822	21,67	6,1143	2.200	360
Ensis directus	100	0,5877	21,67	12,7345	2.200	173
Spisula subtruncata	20	0,0535	21,67	1,1599	2.200	1.897
Spisula subtruncata	25	0,1037	21,67	2,2462	2.200	979
Spisula subtruncata	30	0,1779	21,67	3,8545	2.200	571
Macoma baltica	15	0,0230	21,67	0,4977	2.200	4.420
Macoma baltica	20	0,0683	21,67	1,4810	2.200	1.485
Macoma baltica	25	0,1592	21,67	3,4506	2.200	638
Donax vittatus	20	0,0456	21,67	0,9889	2.200	2.225
Donax vittatus	25	0,0802	21,67	1,7382	2.200	1.266
Donax vittatus	30	0,1272	21,67	2,7557	2.200	798
Tellina fabula	15	0,0129	21,67	0,2787	2.200	7.893
Tellina fabula	20	0,0297	21,67	0,6447	2.200	3.413
Tellina fabula	25	0,0570	21,67	1,2354	2.200	1.781



Figuur 4.38 Zandsuppletieschip in actie bij de aanleg van de Tweede Maasvlakte.

4.5.4 Voorkomen zee-eenden in relatie tot menselijk gebruik, abiotiek en benthos

Hieronder worden afzonderlijk de factoren behandeld die de verspreiding en hoogte van de aantallen zwarte zee-eenden sturen. De ecologische verbanden die hieronder worden gelegd en besproken, worden statistisch getoetst in 4.6 in een overkoepelend model waarin alle factoren in samenhang worden geanalyseerd. Hierbij is zowel rekening gehouden met temporele alsmede met de ruimtelijke correlatie die er bestaat binnen deze factoren.

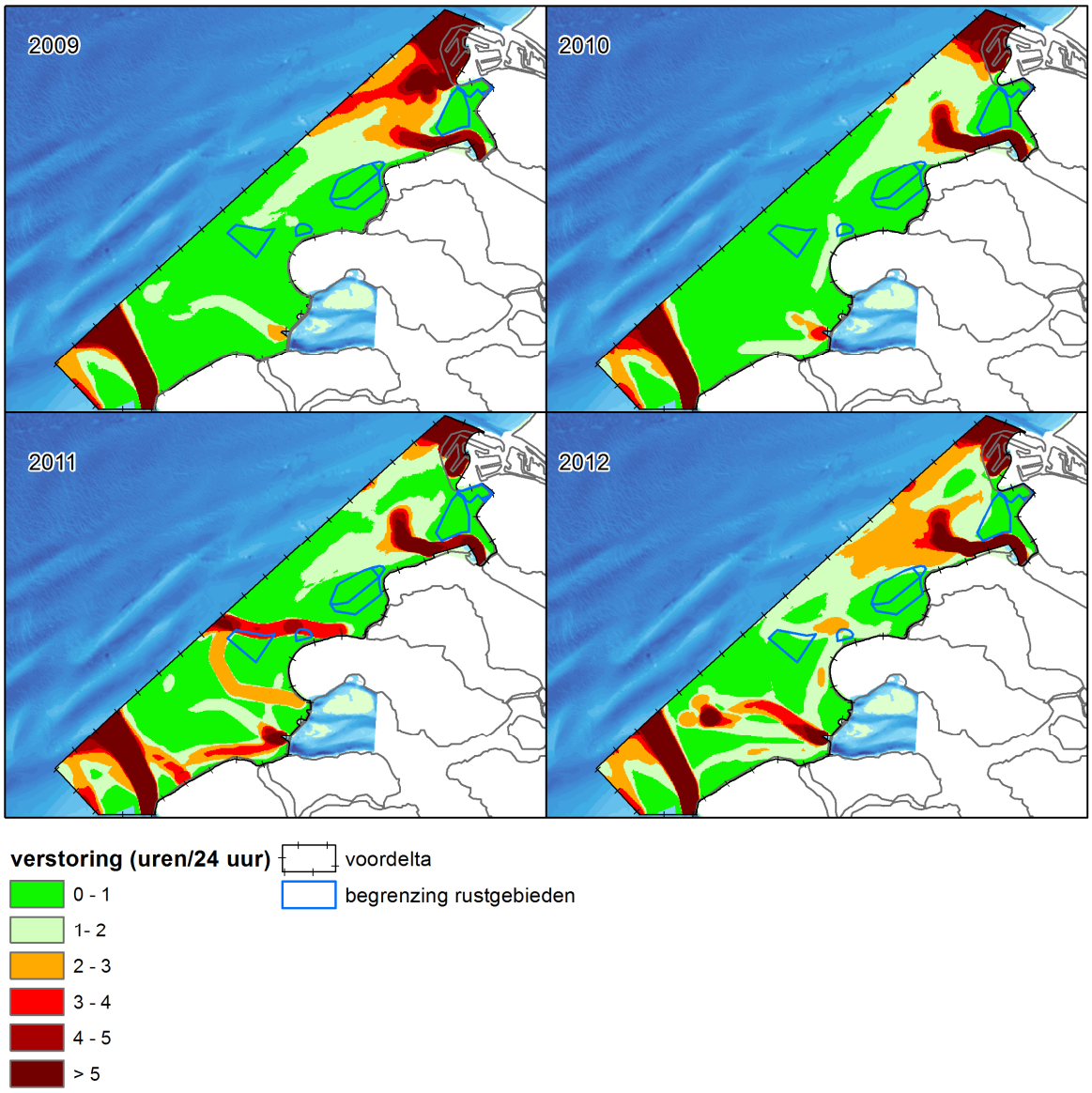
Verstoring in de Voordelta

De Voordelta wordt intensief gebruikt door mensen. Visserij, zand- en schelpwinning, scheepvaart, zandsuppleties, recreatie en uiteraard de aanleg van de Tweede Maasvlakte waren sinds de start van de T1 in 2009 de meest intensieve gebruiksvormen (Figuur 4.40). De intensiteit van beroepsscheepvaart varieerde sterk in tijd en ruimte. Figuur 4.41 laat zien dat sommige delen van de Voordelta van jaar op jaar een hoge mate van verstoring kennen (ieder jaar gemiddeld >5 uur verstoring per etmaal). Van zuid naar noord zijn dit: de scheepvaartroute uit de Westerschelde langs Westkapelle, het Slijkgat, de Haringvlietmonding en de Maasvlakte. Andere delen van de Voordelta kennen van jaar op jaar een lage mate van verstoring (ieder jaar gemiddeld <1 uur verstoring per etmaal). Van zuid naar noord zijn dit: De Banjaard voor de kop van Schouwen, het Brouwersdamgebied en de Hinderplaat.

Figuur 4.41 laat zien dat de verstoring in grote delen van de Voordelta in het algemeen van jaar op jaar varieert. In het eerste jaar (2009) is de hoge mate van verstoring in het noordelijke deel van de Voordelta opvallend. Dit heeft alles te maken met de aanleg van de Tweede Maasvlakte en de vele scheepvaartbewegingen die hiermee samenhangen. In 2011

was in het zuidelijke deel lokaal veel verstoring. In het Brouwershavensche Gat, in de Roompot en elders voeren dat jaar veel schepen heen en weer in verband met zandsuppleties op de kust van Schouwen en Walcheren. In 2012 tenslotte was verspreid op verschillende locaties in de Voordelta de verstoring opvallend hoog. Dit was het geval voor de Oosterscheldekering, bij de monding van het Brouwershavensche Gat en voor de kop van Goeree. Waarschijnlijk werd dit veroorzaakt door activiteit van garnalenvissers.

Voor zwarte zee-eenden kunnen tijdens de T1 seizoenen twee concentratiegebieden worden onderscheiden: voor de Kop van Schouwen en het zuidelijke deel van het Brouwersdamgebied (Figuur 4.10 en bijlage 1). Beide gebieden werden sinds 2009 ieder jaar gekenmerkt door een lage mate van verstoring.

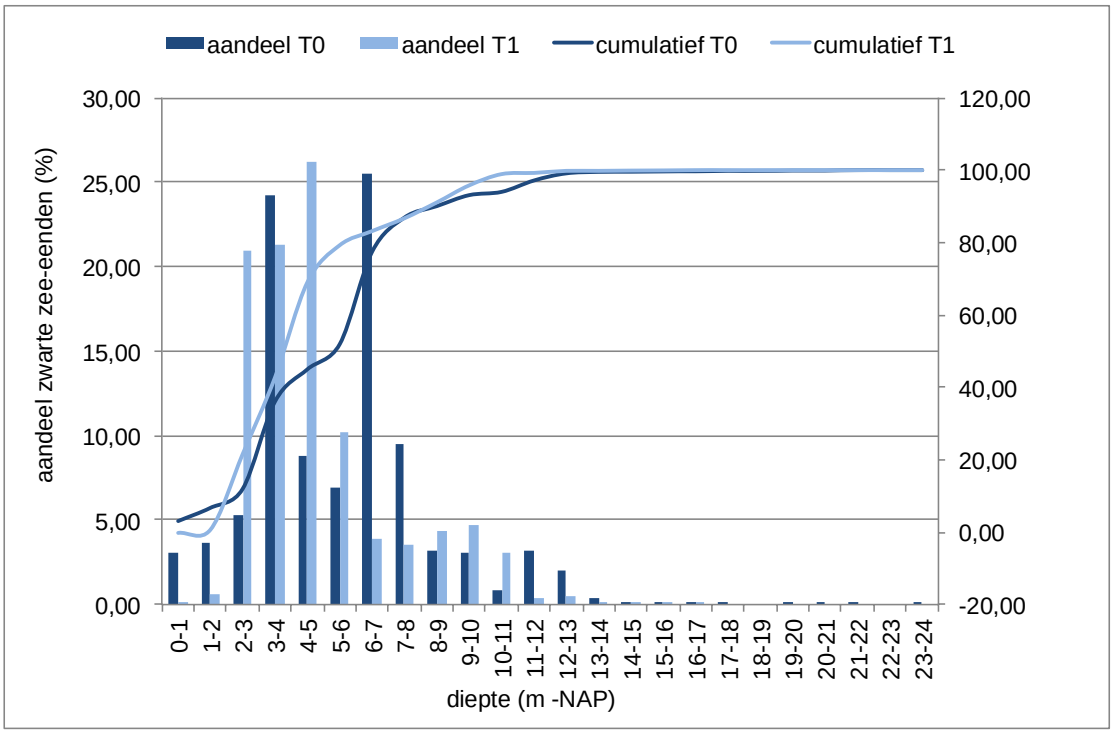


Figuur 4.39 *Gemiddelde verstoring door beroepsscheepvaart inclusief vissersschepen op basis van AIS data. Weergegeven is de gemiddelde verstoring per etmaal. Voor iedere GPS fix is aangenomen dat binnen een straal van 1 kilometer gedurende 1 uur de situatie verstoord was voor zwarte zee-eenden.*

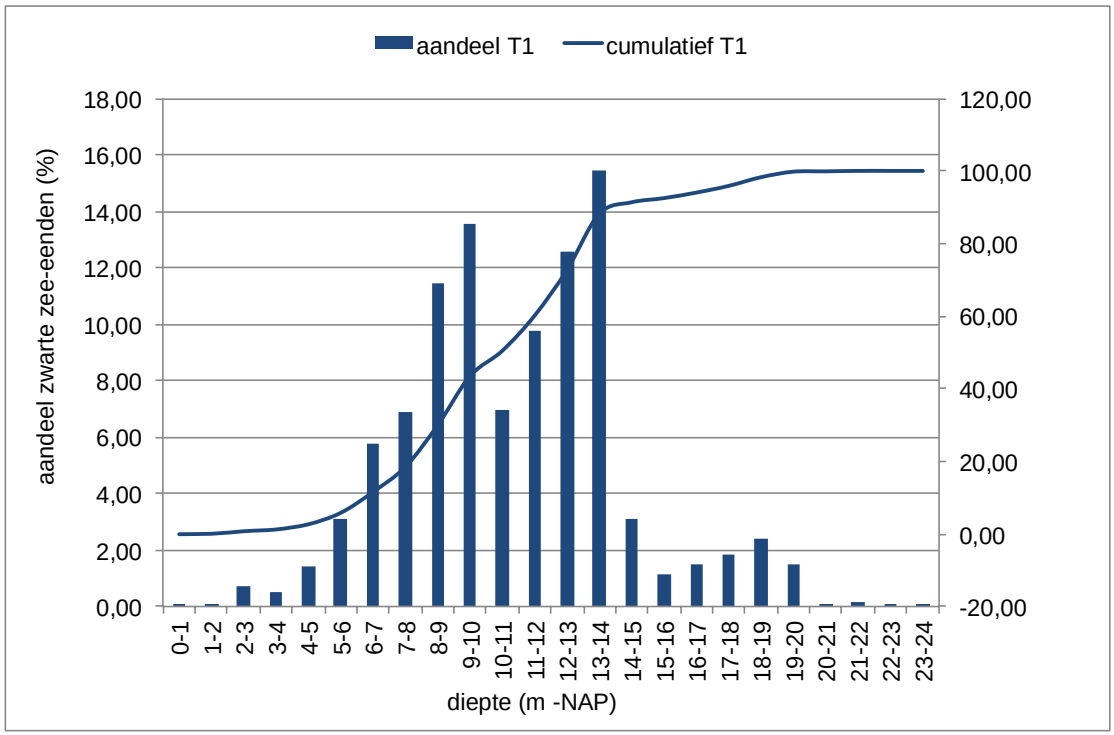
Diepte en stroomsnelheid

De zwarte zee-eenden verbleven zowel in de T0 als in de T1 periode in de relatief ondiepe delen van de Voordelta (<5 m –NAP) (Figuur 4.42). De hoogste aantallen zwarte zee-eenden werden aangetroffen bij een diepte van 3-5 m -NAP. De cumulatieve verdeling tijdens de T0 en T1 periode vertoont grote overeenkomst. In beide perioden verbleef 90% van de zwarte zee-eenden op water met een diepte van minder dan 8 m-NAP. Tijdens de T0 periode was het aandeel zwarte zee-eenden op water met een diepte van 6-7 meter groter dan tijdens de T1 periode. Dit wordt in belangrijke mate bepaald door een grote groep zwarte zee-eenden die in het voorjaar van 2005 (11 april 2005) kortstondig op een locatie met deze diepte voor de kop van Schouwen verbleef.

Ten noorden van de Waddeneilanden, tussen de kustlijn en de dieptelijn van 20 m -NAP verbleven de zwarte zee-eenden in het voorjaar op maximaal 5 km uit de kust. Het gros (90%) van de vogels verbleef binnen de 14 m dieptelijn (Figuur 4.43).



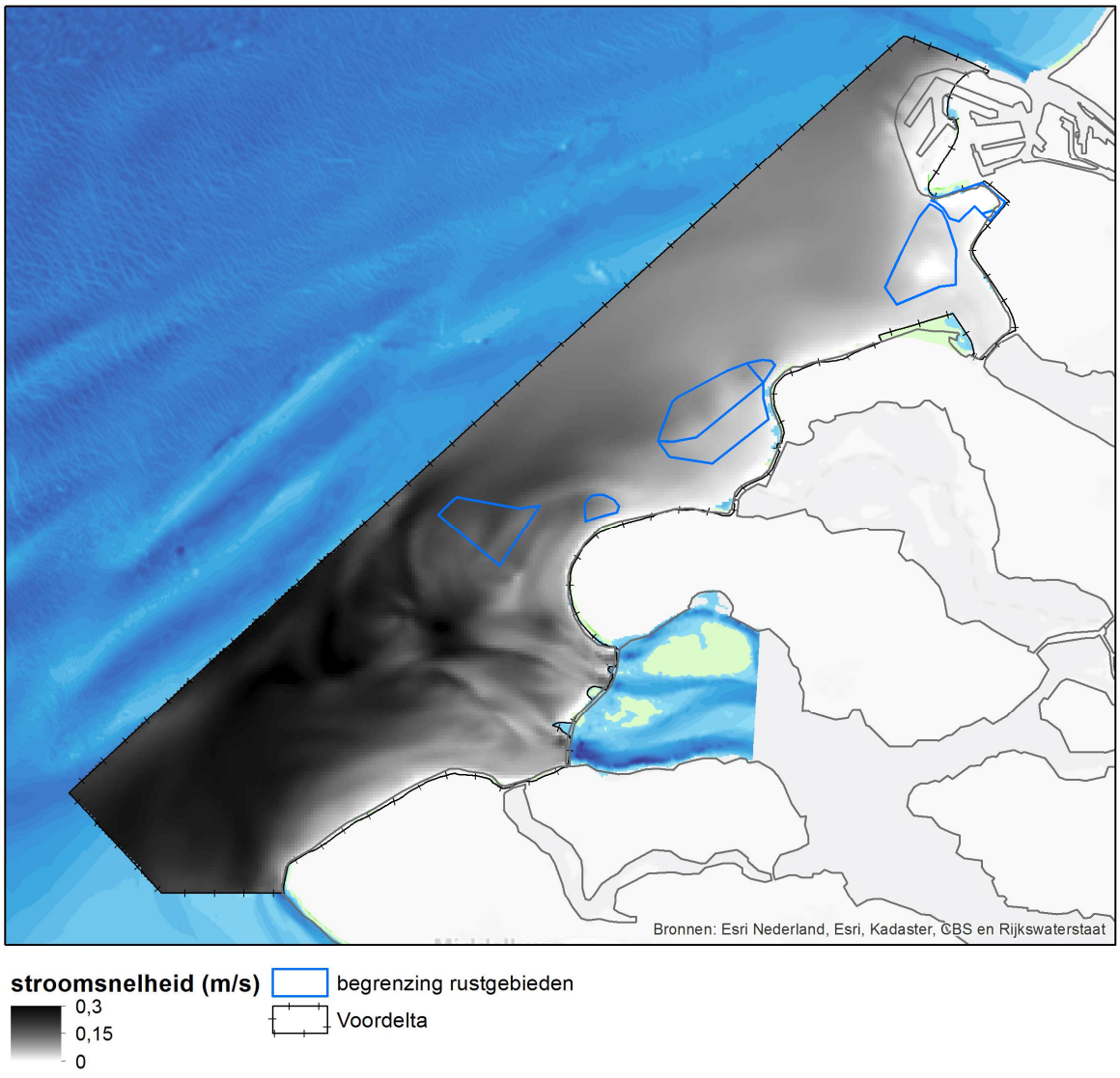
Figuur 4.40 *Overzicht van de verspreiding van zwarte zee-eenden in relatie tot diepte in de Voordelta tijdens de T0 en T1 periode. Per diepteklasse is het aandeel zwarte zee-eenden berekend uit alle waarnemingen uit de desbetreffende periode. Tevens is de cumulatieve verdeling weergegeven.*



Figuur 4.41 *Overzicht van de verspreiding van zwarte zee-eenden in relatie tot diepte langs de Noordzeekust van de Waddeneilanden tijdens het voorjaar van de T1 seizoenen. Per diepteklasse is het (cumulatief) aandeel (%) zwarte zee-eenden berekend uit alle waarnemingen van de voorjaarsvluchten (maart/april 2009, 2010, 2011, 2012 en 2013) (zie voor een vergelijking met de Voordelta Figuur 4.42).*

Er is een opvallend verschil tussen Voordelta en Waddenkust: terwijl 90% van de zwarte zee-eenden overdag in de Voordelta tot een waterdiepte van ca. 8 m -NAP voorkomt, verblijft meer dan de helft van de zwarte zee-eenden ten noorden van de Waddeneilanden in diepere gebieden met een waterdiepte tot 15 m –NAP (Figuur 4.42 en 4.43). In de Belgische kustzone bevindt het merendeel van de zwarte zee-eenden zich in gebieden met een waterdiepte van 4-9 m (Houziaux 2011). In een studie bij Noordwijk zaten (*Ensis*-etende eenden) in gebieden met een diepte van 5-10 m (Leopold *et al.* 2010). De maximale diepte tot waar het voor de zwarte zee-eenden(energetisch) rendeert om te foerageren is afhankelijk van het type en de dichtheid van het voedsel.
Zowel tijdens de T0 als de T1 tellingen ontbreken zwarte zee-eenden voor de kust van Walcheren (Figuur 4.10) ondanks het feit dat ook hier de eetbare biomassa van kleine tweekleppigen relatief groot is. Waarschijnlijk is behalve de diepte ook de stroomsnelheid en het doorzicht een beperkende factor in dit deel van de Voordelta. Houziaux *et al*. (2011) laten voor de Belgische kustzone zien dat er een klein, maar significant verschil in stroomsnelheid en doorzicht bestaat tussen gebieden met en zonder zwarte zee-eenden. De zwarte zee-eenden verblijven bij voorkeur in de minder snel stromende en minder troebele delen. De stroomsnelheid is mogelijk een beperkende factor bij het duiken naar geschikte voedselbronnen, omdat de vogels na iedere duik door de stroom worden weggezet en de schelpenbanken opnieuw moeten lokaliseren. Wat betreft het doorzicht is niet geheel duidelijk of hier een oorzakelijk verband bestaat tussen het voorkomen van doorzicht en zee-eenden, omdat wordt aangenomen dat de zwarte zee-eenden niet op zicht foerageren maar op de tast.

De getijstroom van de Voordelta staat via een aantal diepe geulen in open verbinding met de Oosterschelde en Westerschelde. Hierdoor is de stroomsnelheid in het zuidelijke deel van de Voordelta vele malen hoger dan in het noordelijke deel (Figuur 4.44), waar geen open verbinding is met de vroegere zeearmen (Grevelingen, Haringvliet).



Figuur 4.42 Bodemstroomsnelheid uitgedrukt in meters per seconde in de Voordelta.

4.5.5 Benthos beschikbaarheid in de Voordelta

Zwarte zee-eenden eten vooral tweekleppige schelpdieren die tot een maximale diepte van ca. 20 m worden opgedoken (Figuur 4.45). Schelpdieren die gegeten worden zijn over het algemeen klein en komen voor in hoge dichtheden op of ondiep in de bodem. De meest talrijke kleine tweekleppigen die in de Voordelta kunnen voorkomen en als voedsel voor zwarte zee-eenden kunnen dienen, zijn: witte dunschaal (*Abra alba*), zaagje (*Donax vittatus*), rechtsgestreepte platschelp (*Tellina fabula*), nonnetje (*Macoma balthica*), halfgeknotte strandschelpen (*Spisula subtruncata*) en Amerikaanse zwaardschede (*Ensis directus*).

De resultaten van de benthos bemonsteringen laten zien dat ***Spisula*** vanaf het najaar van 2011 lokaal in sterk verhoogde concentraties (uitgedrukt als eetbare biomassa) aanwezig was in de Voordelta (Figuur 4.46). In 2011 concentreerde de verspreiding zich voor de kop van Goeree; in 2012 bleek ook het Brouwersdamgebied gekoloniseerd te zijn. Voor de T0 seizoenen ontbreekt informatie over de eetbare biomassa, maar is wel inzicht in de dichtheid van *Spisula*. Zowel in 2004 als in 2005 werden in het noordelijke deel van de Voordelta verhoogde dichtheden (>100 schelpen per vierkante meter) aangetroffen (Perceel Benthos).
Abra alba werd tijdens de T1 seizoenen op meerdere locaties in verhoogde concentraties aangetroffen (Figuur 4.47). Voor de kop van Schouwen was de biomassa ieder jaar hoog. In het Brouwersdamgebied werden in 2012 en in mindere mate in 2009 de hoogste concentraties aangetroffen, en in het noordelijke deel van de Voordelta in 2010, 2011 en 2012. Voor de kust van Walcheren was de eetbare biomassa in 2010 lager dan in de andere jaren. Voor de T0 seizoenen ontbreekt informatie over de eetbare biomassa, maar is wel inzicht in de dichtheid van *Abra*. Zowel in 2004 als in 2005 werden voor de kop van Schouwen, in het Brouwersdamgebied, in het noordelijke deel van de Voordelta en voor de kust van Walcheren verhoogde dichtheden aangetroffen.

De eetbare biomassa van ***Macoma*** was tijdens alle T1 seizoenen hoog in de Haringvlietmonding (inclusief het Slijkgat; (Figuur 4.48). In de rest van de Voordelta was de biomassa laag. Voor de T0 seizoenen ontbreekt weliswaar informatie over de biomassa, maar op basis van de dichtheden kan geconcludeerd worden dat de verspreiding grote overeenkomst vertoont met de T1 seizoenen.
Het aanbod aan ***Donax*** en ***Tellina*** was alle jaren relatief laag in de Voordelta (Figuur 4.49 en 4.50). Sinds 2011 is het aanbod in het noordelijke deel van de Voordelta lokaal toegenomen. In de T0 seizoenen werden ook in het noordelijke deel van de Voordelta de hoogste dichtheden aangetroffen.
De eetbare biomassa van ***Ensis***, tenslotte, was tijdens de T1 seizoenen in de gehele Voordelta hoog (Figuur 4.51). Na 2009 is de biomassa in de hele Voordelta afgenomen. Wanneer de dichtheden van de T0 seizoenen met de dichtheden van de T1 seizoenen worden vergeleken valt op dat het hoge aanbod in 2009 een eenmalige uitschieter is geweest. In 2004 en 2005 was de verspreiding overeenkomstig met de verspreiding in recente jaren.

Voor zwarte zee-eenden kunnen tijdens de T1 seizoenen twee concentratiegebieden worden onderscheiden: voor de Kop van Schouwen en het zuidelijke deel van het Brouwersdamgebied (Figuur 4.10 en bijlage 1). Het aantal vogeldagen van zwarte zee-eenden weerspiegelt het aanbod van benthos op deze locaties Tabel 4.12). In de winter van 2009/2010 werd in beide concentratiegebieden alleen *Ensis* aangetroffen en *Abra* (lokaal) in lage dichtheden. Hoewel de zwarte zee-eend zich aan deze prooisoort heeft aangepast mag gezien de grootte en energetische waarde worden aangenomen dat *Ensis* nog altijd een (secundair) alternatief is voor kleine, energetisch hoogwaardige, schelpdieren als *Spisula* en *Abra*. Dit verklaart waarom het aantal vogeldagen van zwarte zee-eenden in 2009 opvallend

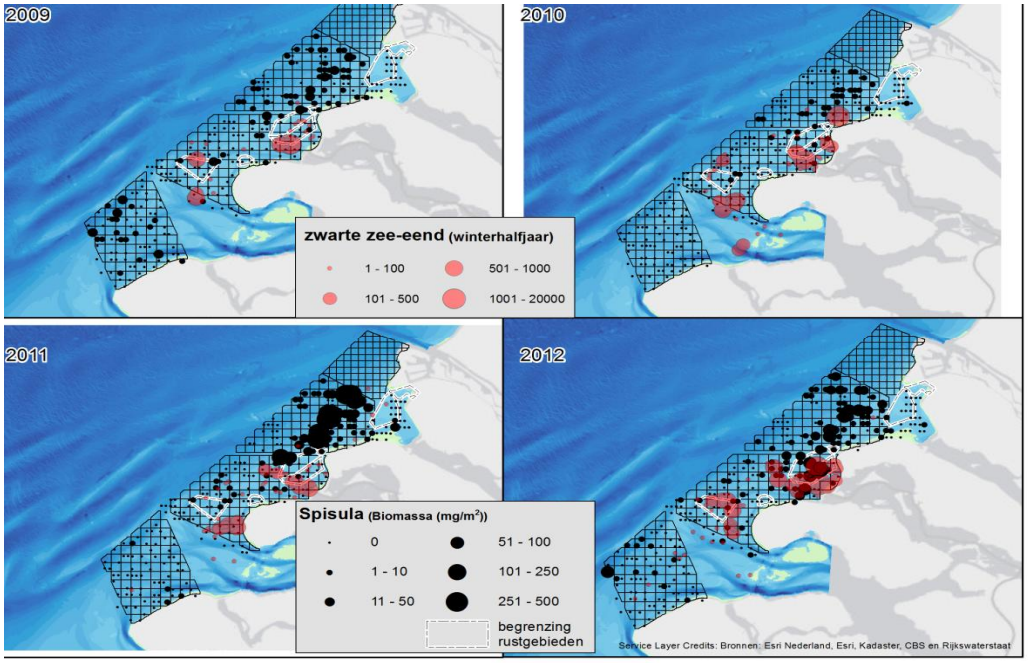
laag was. Het merendeel van de zwarte zee-eenden verliet na december de Voordelta. In de winter van 2010/2011 was het aanbod aan benthos in de concentratiegebieden vergelijkbaar met dat in 2009/2010. Het aantal vogeldagen van de zwarte zee-eend was in de winter van 2010/2011 wel veel hoger dan in 2009/2010. Dit wordt mogelijk veroorzaakt doordat de verstoring in 2010/2011 lager was dan in 2009/2010. In de daaropvolgende winter (2011/2012) was het aanbod aan *Abra* in de concentratiegebieden iets hoger. Het totale aantal vogeldagen was echter iets lager dan in de winter van 2010/2011. Dit komt waarschijnlijk opnieuw door een hoge mate van verstoring in de winter van 2011/2012 (hoger dan in 2010/2011). In de winter van 2012/2013 tenslotte was het aanbod aan *Abra* binnen de concentratiegebieden hoger en meer verspreid. Tevens was sinds lange tijd weer *Spisula* beschikbaar binnen de concentratiegebieden van zwarte zee-eenden.

Tabel 4.12 Samenvattend beschrijvend overzicht van het benthosaanbod uitgedrukt als relatief voorkomen van de eetbare biomassa in de concentratiegebieden van zwarte zee-eenden (op basis van Figuren 4.46 t/m 4.51 waarin zowel de verspreiding van de zwarte zee-eenden en de eetbare biomassa van benthossoorten zijn weergegeven).

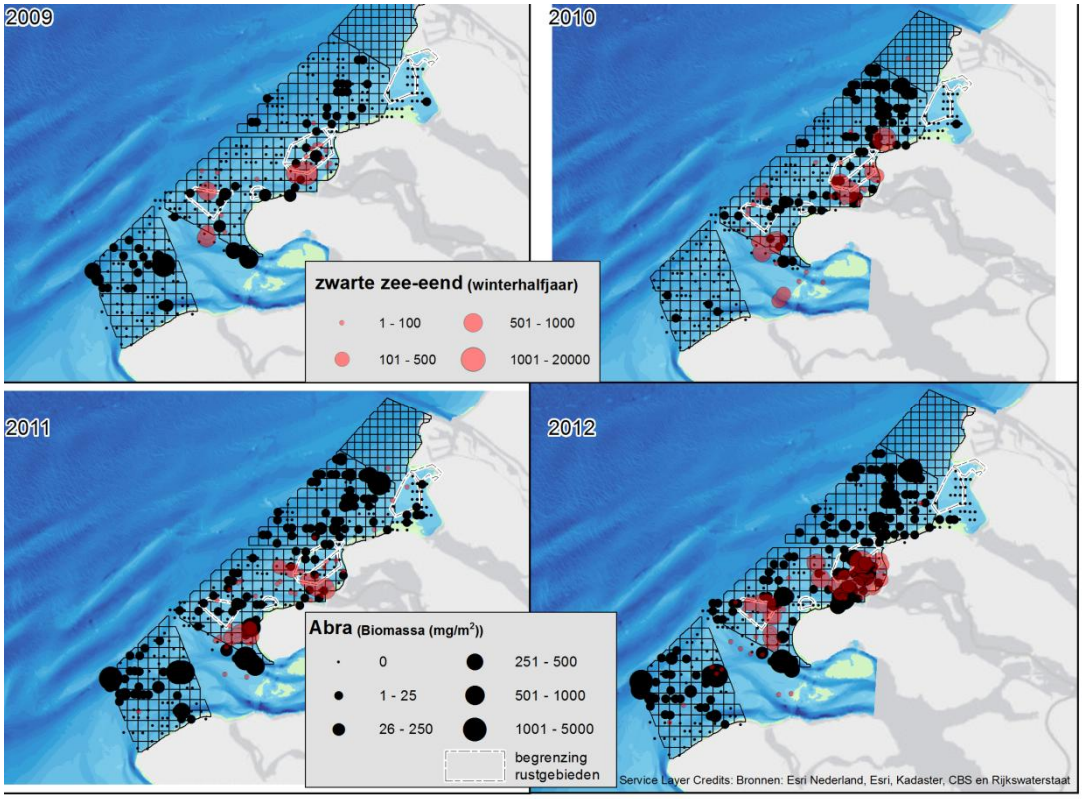
winter	totaal aantal zee-eenddagen (winterhalfjaar)	Maximum (maand)	Voorjaars- en/of najaarspiek	aanbod benthos in concentratiegebieden zwarte zee-eenden
2009/2010	78.714	december	geen	✓ *Abra* lokaal in lage dichtheden ✓ Aanbod *Spisula*, *Tellina*, *Macoma* en *Donax* nihil ✓ *Ensis* overal in hoge dichtheden aanwezig
2010/2011	136.615	mei	Najaar+Voorjaar	✓ *Abra* lokaal in lage dichtheden ✓ Aanbod *Spisula*, *Tellina*, *Macoma* en *Donax* nihil ✓ *Ensis* overal in hoge dichtheden aanwezig
2011/2012	107.644	februari	geen	✓ *Abra* lokaal in hoge dichtheden ✓ Aanbod *Spisula*, *Tellina*, *Macoma* en *Donax* nihil ✓ *Ensis* overal in hoge dichtheden aanwezig
2012/2013	275.300	april	Najaar+Voorjaar	✓ *Abra* in hoge dichtheden ✓ *Spisula* lokaal in hoge dichtheden ✓ Aanbod *Tellina*, *Macoma* en *Donax* nihil ✓ *Ensis* overal in hoge dichtheden aanwezig



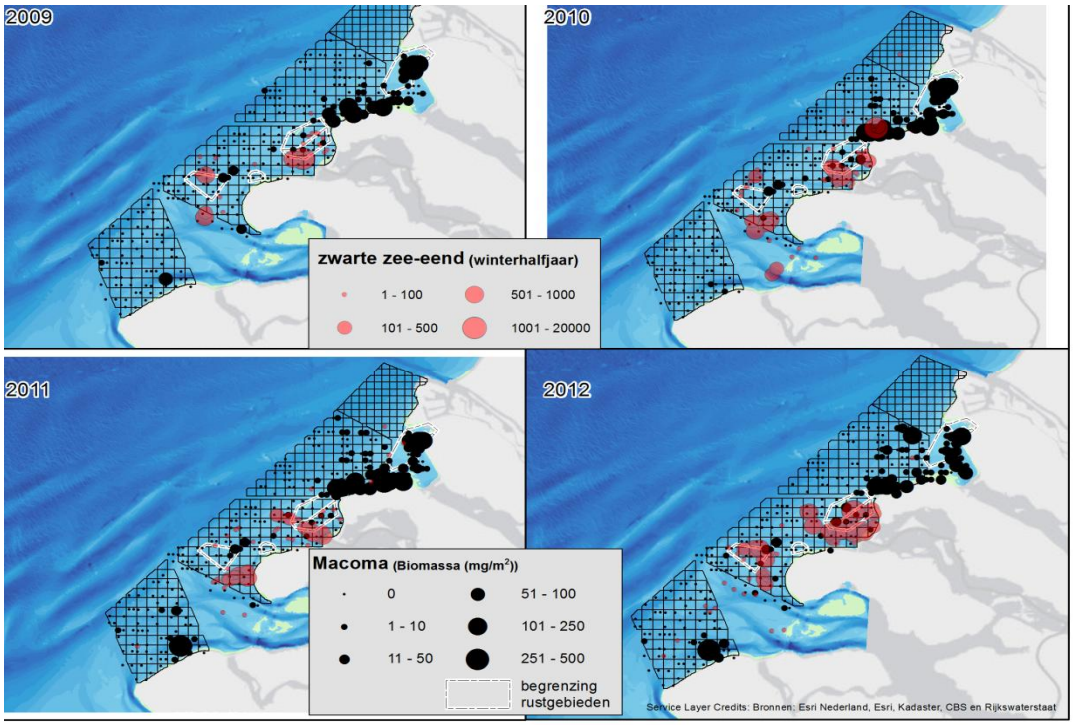
Figuur 4.43 *Zwarte zee-eenden eten vooral (kleine) tweekleppige schelpdieren die tot een diepte van ca. 20 m worden opgedoken. Zwarte zee-eenden hebben een voorkeur voor strandschelpen (Spisula sp.). Foto links Spisula sp., rechts spisula visser (Sytske Dijksen, Ecomare).*



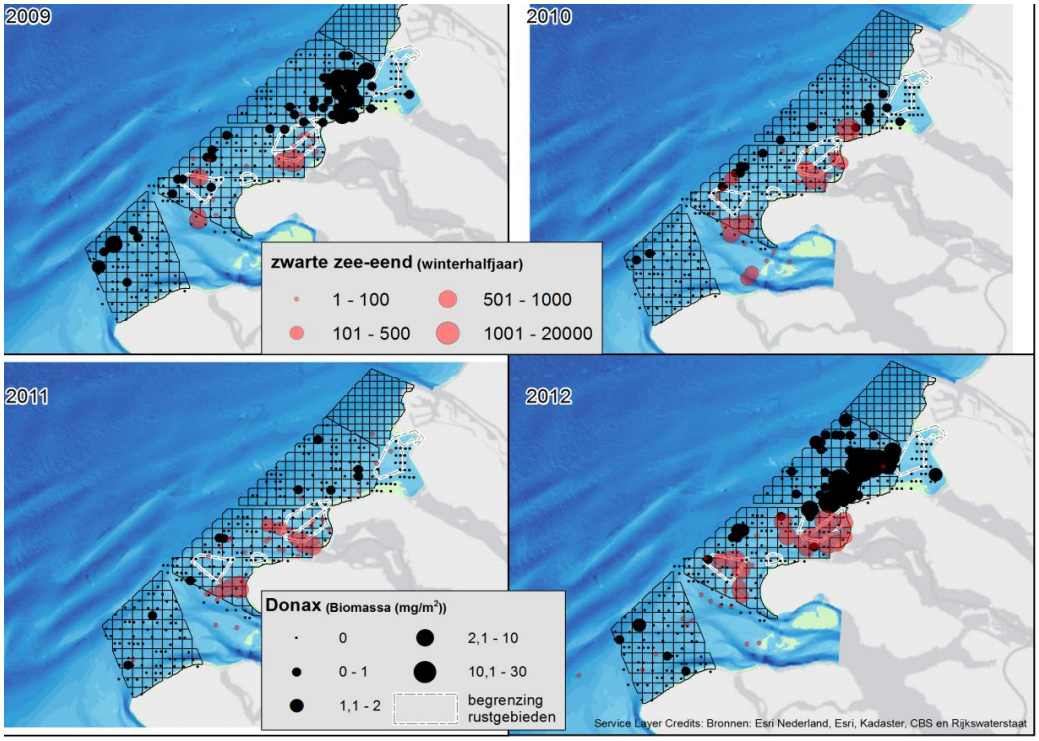
Figuur 4.44 *Biomassa Spisula van 'profitable' groottes (>15 mm) (zwarte bollen) en de cumulatieve verspreiding van zwarte zee-eenden in de periode oktober-maart (rode bollen).*



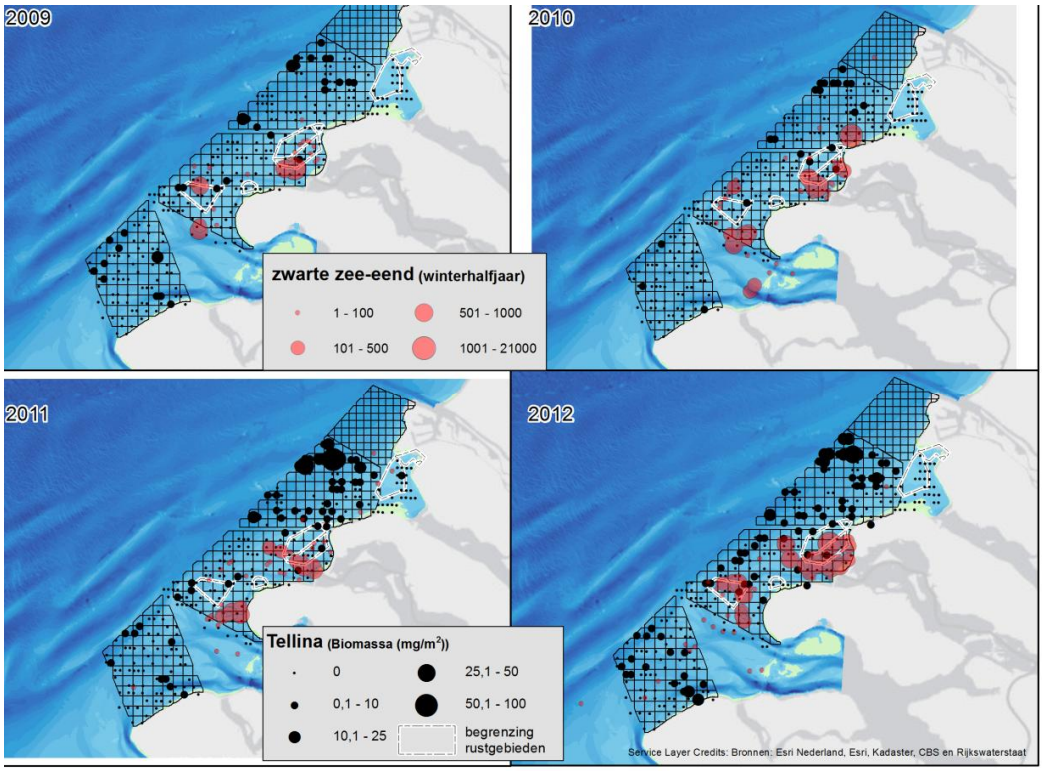
Figuur 4.45 *Biomassa Abra van profitable groottes (>15 mm) (zwarte bollen) en de cumulatieve verspreiding van zwarte zee-eenden in de periode oktober-maart (rode bollen).*



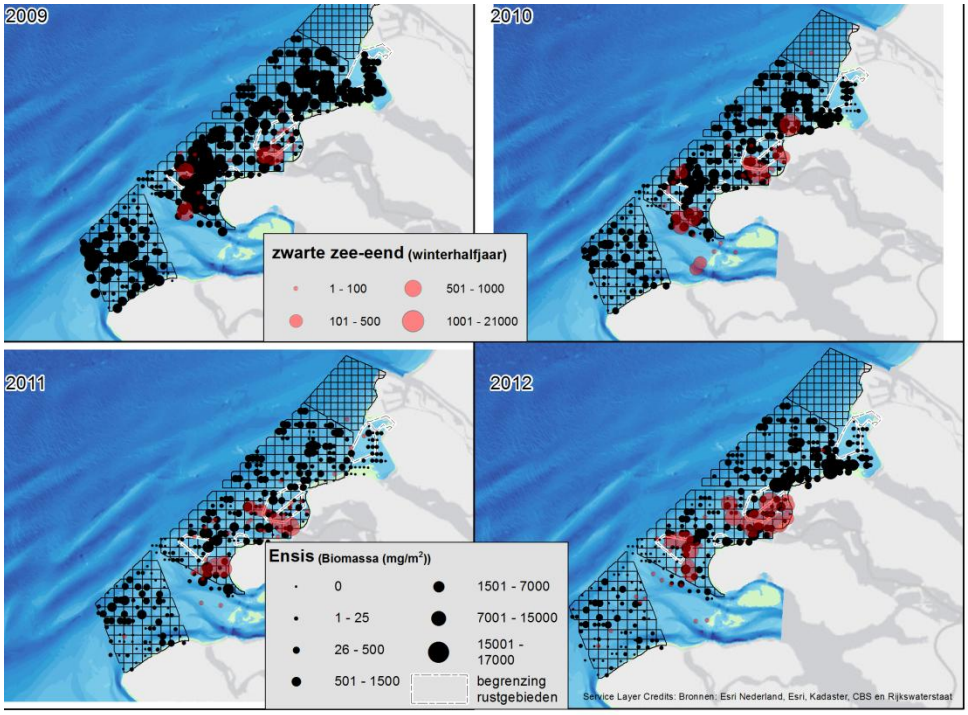
Figuur 4.46 *Biomassa Macoma van profitable groottes (>15 mm) (zwarte bollen) en de cumulatieve verspreiding van zwarte zee-eenden in de periode oktober-maart (rode bollen).*



Figuur 4.47 Biomassa Donax van profitable groottes (>15 mm) (zwarte bollen) en de cumulatieve verspreiding van zwarte zee-eenden in de periode oktober-maart (rode bollen).



Figuur 4.48 Biomassa Tellina van profitable groottes (>15 mm) (zwarte bollen) en de cumulatieve verspreiding van zwarte zee-eenden in de periode oktober-maart (rode bollen).



Figuur 4.49 Biomassa Ensis van eetbare lengtes (4-10 cm) (zwarte bollen) en de cumulatieve verspreiding van zwarte zee-eenden in de periode oktober-maart (rode bollen).

Tijdens de T1 seizoenen lijkt er een relatie te bestaan tussen de verspreiding van zwarte zee-eenden en de eetbare biomassa van *Spisula* en *Abra*. Waarnemingen uit het voorjaar van 2013 hebben laten zien dat zo gauw er kleine tweekleppigen als *Spisula* of *Abra alba* in de goede dichtheden beschikbaar zijn de zee-eenden die weten te vinden en de aantallen snel kunnen aangroeien, tot zelfs het niveau van het instandhoudingsdoel van de Voordelta (nl. 11.000 vogels). Veel locaties met een verhoogd aanbod aan *Spisula* en/of *Abra* worden door de zwarte zee-eenden echter niet benut.

4.6 NADERE STATISTISCHE ANALYSE VOORKOMEN ZEE-EENDEN EN EFFECT INSTELLING RUSTGEBIEDEN

In deze paragraaf worden de verschillende factoren die het voorkomen van zwarte zee-eenden in de Voordelta bepalen in samenhang nader geanalyseerd in een uitgebreide statistische analyse. De resultaten zullen samen met bevindingen uit de paragraaf 4.3 tot en met 4.5 de basis vormen voor de finale toetsing van de onderzoekshypothesen die in paragraaf 4.7 plaatsvindt.

4.6.1 Opzet analyse zee-eenden in Voordelta in relatie tot covariaten

De aantallen en verspreiding van zwarte zee-eenden proberen we te verklaren met behulp van een statistisch model door een relatie te leggen met een aantal verklarende factoren. Deze benadering wordt ook wel ‘habitatmodel’ genoemd. Wanneer een goed statistisch model opgesteld kan worden, kan dit model ook gebruikt worden om voorspellingen te doen. De verklarende factoren die wij onderzocht hebben betreffen;

- aanbod inslikbaar voedsel (uitgedrukt als biomassa g/m^2);
- verstoring door scheepvaartverkeer (uitgedrukt als uur verstoord per 24 uur)
- bodemwatersnelheid (hoe lager hoe beter voor efficiënt foerageren)
- duikdiepte (in m) (hoe ondieper hoe beter voor efficiënt foerageren)

We hebben daarvoor vier winterseizoenen ter beschikking waarvoor gegevens van de belangrijkste covariaten gemeten zijn (Tabel 4.13). De meest beperkende covariaat was verstoring door gemotoriseerd scheepvaartverkeer, data die door CSO bewerkt en aangeleverd is. Het gaat hierbij om AIS-radargegevens, verkregen met een techniek die ook pas sinds 2009 in de praktijk gebruikt wordt.
Data overzicht, specifieke databehandeling en exploratie
De analyses zijn in eerste instantie uitgevoerd op het zogenaamde benthosgridniveau.

Vanwege de beschikbaarheid van gegevens (lengte schelpdieren en verstoring door schepen als meest belangrijke niet beschikbaar voor T0) kon alleen een statistisch model voor de T1 periode worden opgesteld, en dan alleen voor de vier vogeljaarseizoenen dat er AIS radargegevens van scheepvaart beschikbaar was.

Alle informatie is ruimtelijke geaggregeerd op niveau van benthosgridcellen (kaart) en temporeel op zwarte zee-eend winterseizoen (oktober – maart).

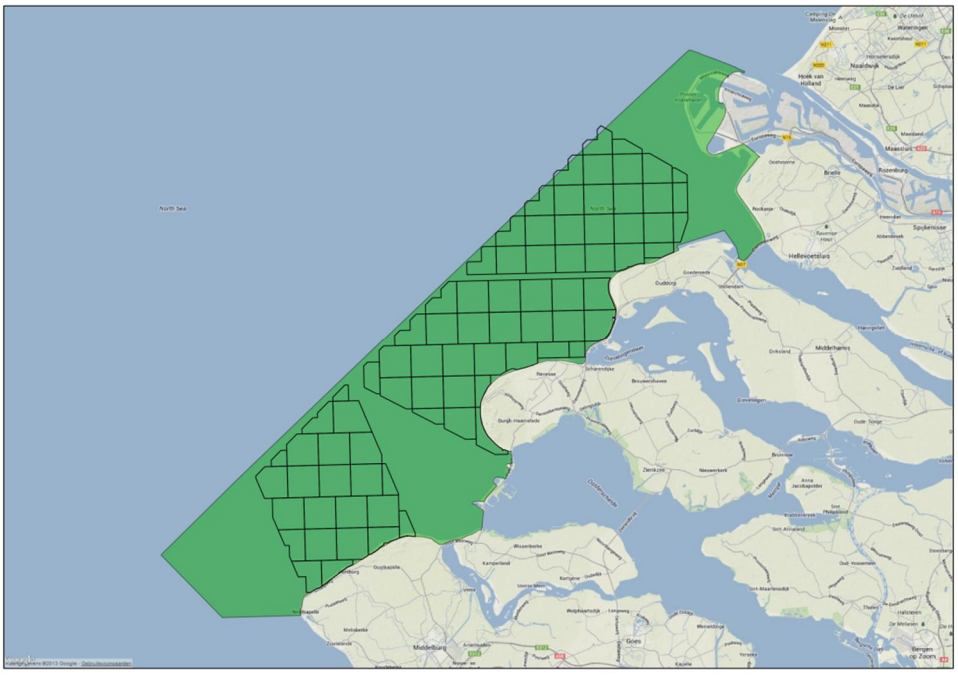
Tabel 4.13 Beschikbare informatie voor T0 en T1.

Data	T0	T1
1. Zee-enden tellingen	Y	Y
2. Diepte voordelta	Y	Y
3. Verstoring	N	Y
4. Benthos Totaal	Y	Y
4. Benthos inslikbaar voedsel	N	Y
5. Stroomsnelheid bodem	Y	Y (incompleet)

1. zee-eenden aantallen
Van de zwarte zee-eend tellingen zijn per telling alle waarnemingen van niet vliegende zee-eenden toegekend aan een van de benthos gridcellen, in benthos gridcellen zonder waarneming is het aantal op 0 gezet (want integrale telling). Per zee-eend seizoen zijn deze aantallen per benthos gridcel gesommeerd. Bij de statistische analyse wordt door middel van een *offset* (in dit geval aantal tellingen) rekening gehouden met een eventueel verschil in telinspanning tussen vogeljaarseizoenen. Resultaat is een kaart per zee-eend seizoen met maximaal 350 gridcellen met daarin de som van het aantal waargenomen zee-eenden en het totaal aantal integrale tellingen per seizoen.

2. diepte Voordelta
Recente diepte informatie van de Voordelta is geaggregeerd op niveau van benthos gridcellen. Per benthos gridcel is de gemiddelde, mediane en meest voorkomende diepte opgeslagen. Voor de analyse is de gemiddelde dieptemaat gekozen.

3. Verstoring
Verstoring van de Voordelta is berekend door CSO waarbij de aanname is gedaan dat in een zone van één kilometer aan weerszijden van een vaarlijn zwarte zee-eenden verstoord worden en het een uur duurt voordat zij terug durven te komen. Aangeleverd zijn gridkaarten met per cel een berekening van de gemiddelde verstoringsduur (uitgedrukt in uren per 24 uur) voor een zwarte zee-eenden seizoen. Deze kaarten zijn geaggregeerd op benthosgridcelniveau. Per benthosgridcel is de gemiddelde verstoring per seizoen berekend.



Figuur 4.50 Het opgeschaalde benthosgrid waarmee de analyses zijn gedaan.

4. Benthos
Benthos data ijn aangeleverd (door IMARES) op meetlocatie niveau. Per benthosgridcel zijn per seizoen een of meerdere (tot max 27) meetlocaties eenmaal bemonsterd. Per meetlocatie is de dichtheid en lengtefrequentie verdeling van 6 soorten schelpdieren (Spisula, Abra, Ensis, Macoma, Donax en Tellina) aangeleverd (T1, alleen dichtheid voor T0). Per soort zijn lengte biomassa relaties geleverd (door het NIOZ) waarmee de biomassa (mg/m^2) per sample is berekend. Indien per seizoen per benthosgridcel meerdere monsters zijn genomen is een gemiddelde biomassa per m^2 berekend. Per soort zijn de lengteklassen geselecteerd die voor zwarte zee-eenden inslikbaar zijn. (Ensis >40 en <100 mm, rest > 15 mm). Resultaat is een kaart met per zee-eend seizoen (max 350 benthosgridcellen, Figuur 4.52) met daarin de voor zee-eenden beschikbare hoeveelheid gemiddelde biomassa/m^2.

5. Stroomsnelheid bodem
Door Arcadis zijn bodemstroomsnelheden geleverd (zie Perceel Abiotiek). Per zee-eend seizoen zijn gridkaarten (200x200 m resolutie) gebruikt met 5 percentiel waarden zoals berekend door Arcadis voor dat seizoen (op 5 percentiel niveau de grootste ruimtelijke variatie in bodemsnelheden in beeld). Deze kaarten zijn geaggregeerd naar benthosgridcel niveau.

Overzicht statistische analyses
Statistische analyses met ecologische data zijn notoir lastig. Deze data wordt over het algemeen gekenmerkt door statistische verdelingen die niet de normale verdeling volgen, oververtegenwoordiging van nullen en veelal correlatie in ruimte en tijd vertonen. Verschillende auteurs hebben '*guidelines*' voor analyses van deze data gepubliceerd (Bolker *et al.* 2008, 2013, Zuur *et al.* 2010). Deze zijn grotendeels gevolgd.
De respons data die in deze studie wordt geanalyseerd is de seizoenssom van het aantal zwarte zee-eenden per ruimtelijke eenheid ('benthosgridcel'). Deze waarden zijn per definitie niet met een normaalverdeling te analyseren. Een *Poisson*verdeling is hiervoor de meest

logische aanname. Per gridcel per seizoen zijn ook het aantal tellingen bekend, dit aantal kan als offset in de analyse worden meegenomen. De meest algemeen toegepaste techniek is GLM (*Generalized Linerar Modelling*). Hiermee is het mogelijk om data volgens verschillende verdelingen te modelleren *('Poisson', 'negative binominal', 'gaussian', 'gamma'*).
Sommige issues die met conventionele technieken niet kunnen worden opgelost, zijn alleen op te lossen door deze methodes aan te passen. Respons data die grotendeels een Poissonverdeling volgt, maar daarbij nog teveel nullen in de verdeling laat zien, kan worden gemodelleerd met een '*zeroinflation*'-GLM. Hierbij wordt de analyse in 2 delen uitgevoerd, een deel wat een binominale (aan- of afwezig) verdeling volgt en daarmee de kans op aan- of afwezigheid voorspelt en een deel wat de hoogte van de respons voorspelt op de plekken waar de respons aanwezig is. Binnen beide onderdelen van de analyse kunnen covariaten worden gebruikt en in het '*count*' deel van het model kunnen weer verschillende verdelingen worden gebruikt. Ruimtelijke en of temporele correlatie in model residuen is niet op te lossen met aanpassingen in GLM methoden.
Deze oplossing is wel mogelijk in *Bayesian* statistiek. Zowel klassieke als *Bayesian* statistiek beschouwen data als een realisatie van een stochastisch systeem met een of meerdere random processen. In de klassieke statistiek worden die random processen beschreven met parameters met een vaste constante (de coefficiënten) waarde, in *Bayesian* statistiek worden die parameters zelf als random parameter gezien.
In de klassieke statistiek wordt de onzekerheid van de vaste parameter beschreven in termen van frequentie van hypothetische replica's van de data. In *Bayesian* statistiek wordt de onzekerheid van een parameter beschreven met de verdeling van de parameterschattingen. Deze verdeling is dan geconditioneerd op de data en het geformuleerde statistisch model.
Binnen de klassieke statistiek is het niet mogelijk aanpassingen van bijvoorbeeld GLM formules te maken die rekening kunnen houden met de ruimtelijke correlatie in de data. Binnen *Bayesian* statistiek kan ruimtelijke correlatie met een aantal parameters wel in het statistisch model worden gebracht en kunnen parameterwaarden (conditioneel op de data) worden geschat.
Rekentechnisch is *Bayesian* statistiek een uitdaging. De toename van rekenkracht in desktopcomputers en de ontwikkeling van slimme algoritmes (*Monte Carlo Markov Chain, MCMC samplers*) maken het nu mogelijk die berekeningen ook daadwerkelijk uit te voeren. Er zijn verschillende algoritmes in omloop, elk met hun eigen voor- en nadelen. De meeste analyses zijn in R uitgevoerd (R Core Team 2013), waarbij hier specifiek gebruik is gemaakt van INLA (Rue *et al*. 2009). Voor een uitgebreide beschrijving van de analysestappen die uitgevoerd zijn, verwijzen we naar Zuur *et al.* (2014). In die publicatie zijn ook alle rekencodes gepubliceerd.

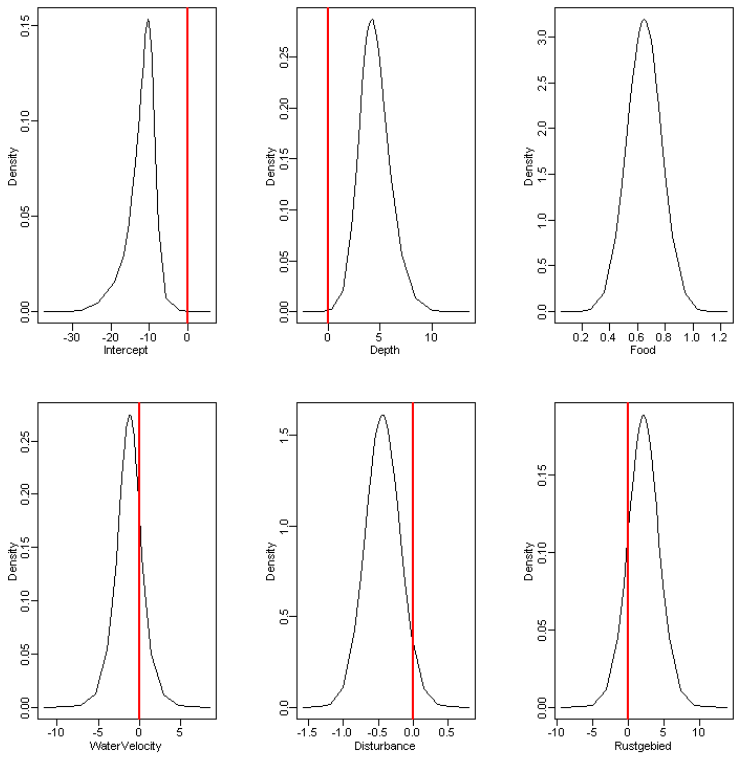
4.6.2 Resultaten voorkomen zee-eenden in Voordelta in relatie tot covariaten

Uitkomsten statistische analyses habitatmodel zee-eenden
Uitkomsten van een *Bayesian* analyse die parameters beschrijven van een multipele regressie tussen een respons variabele (in ons geval aantallen zee-eenden) en de verklarende variabelen komen als een frequentieverdeling van de fits. In Figuur 4.53 worden de parameters/coëfficiënten van de verschillende verklarende factoren gepresenteerd. Waar bij reguliere zogenaamde *frequency* statistiek gebruik wordt gemaakt van kansverdelingen onder aanname van een bepaalde verdeling van de response variabele en de 5% significantie regel wordt toegepast, zo kan op een vergelijkbare manier bij *Bayesian* statistiek significantie worden bepaald. Alleen kijken we in Figuur 4.53 direct naar de kansverdelingen op basis van de vele simulaties van fits tussen response variabele en de verklarende factoren. De verdelingen van de parameters/coëfficiënten zijn geijkt op de nulwaarde, waarbij het omvatten van de nulwaarde bepaalt of een factor significant bijdraagt aan het model of

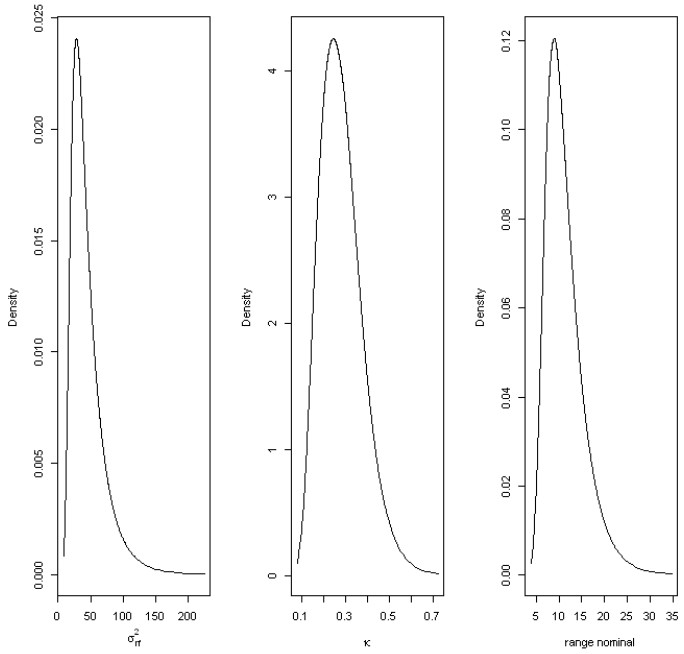
niet. In Figuur 4.53 is te zien dat het intercept, diepte en voedsel significant zijn (omvatten niet nul op het 5% niveau). Verstoring is bijna significant (zie latere discussie over ruimtelijke correlatie en *zero inflation*).

In Figuur 4.54 zien we de posterior verdeling van parameters die de ruimtelijke correlatie beschrijven. *Sigma* is de nominale variantie en vergelijkbaar met de *sill*, *Kappa* is vergelijkbaar met de *nugget* van een variogram (variatie op afstand 0), en range is de range waarover de ruimtelijke correlatie optreedt. In Figuur 4.55 is beter te zien hoe die ruimtelijke correlatie optreedt en hoe veel invloed die heeft op de predicties, zowel in afstand (~ 10 Km ~ 3 gridhokken) als in effect. De ruimtelijke correlatie vindt dus op een schaal plaats tot 15 kilometer en meer, wat betekent dat binnen de Voordelta een onverklaarde gradiënt optreedt die kustparallel loopt. In de discussie komen we hier op terug in verband met de vele nullen in onze data en het mogelijk onderschatten van het effect van verstoring (het model 'kiest' dat de nullen verklaard moeten worden door de ruimtelijke correlatie, maar dat is nog maar de vraag).

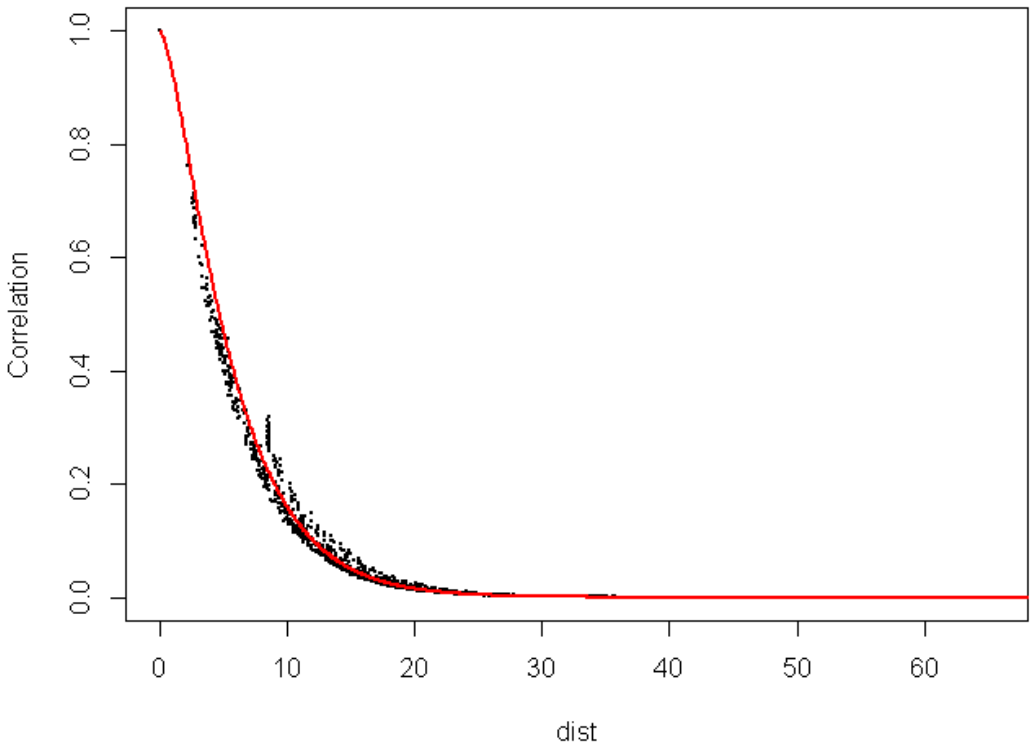
De met het model voorspelde aantallen zijn vergeleken met de waargenomen aantallen (Figuur 4.56). De bandbreedte in de voorspellingen is weergegeven in Figuur 4.57.



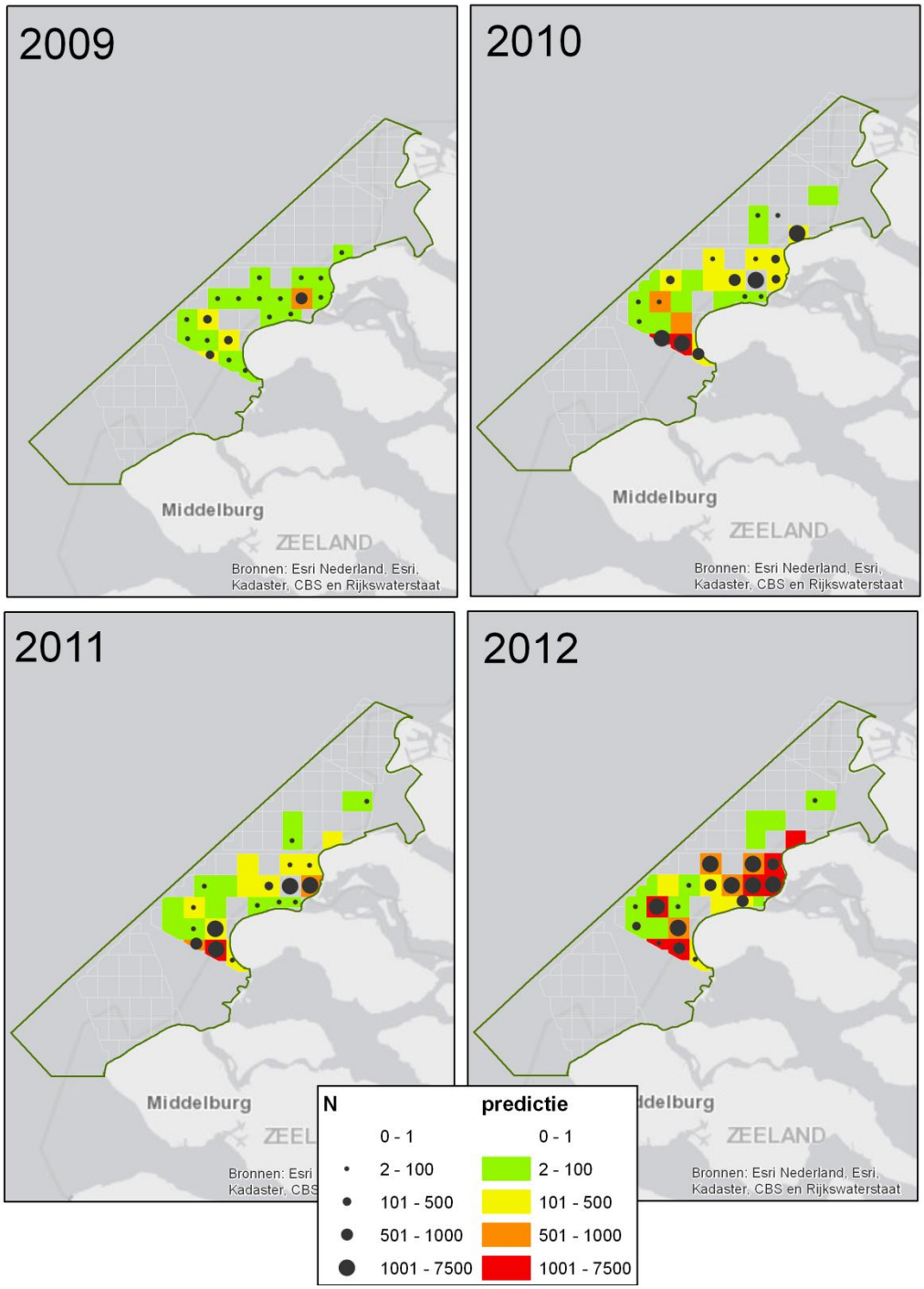
Figuur 4.51 *Posterior gemiddelden van het INLA model. Intercept, diepte en voedsel zijn significant (omvatten niet nul op het 5% niveau). Verstoring is bijna significant (zie latere discussie over ruimtelijke correlatie en zero inflation).*



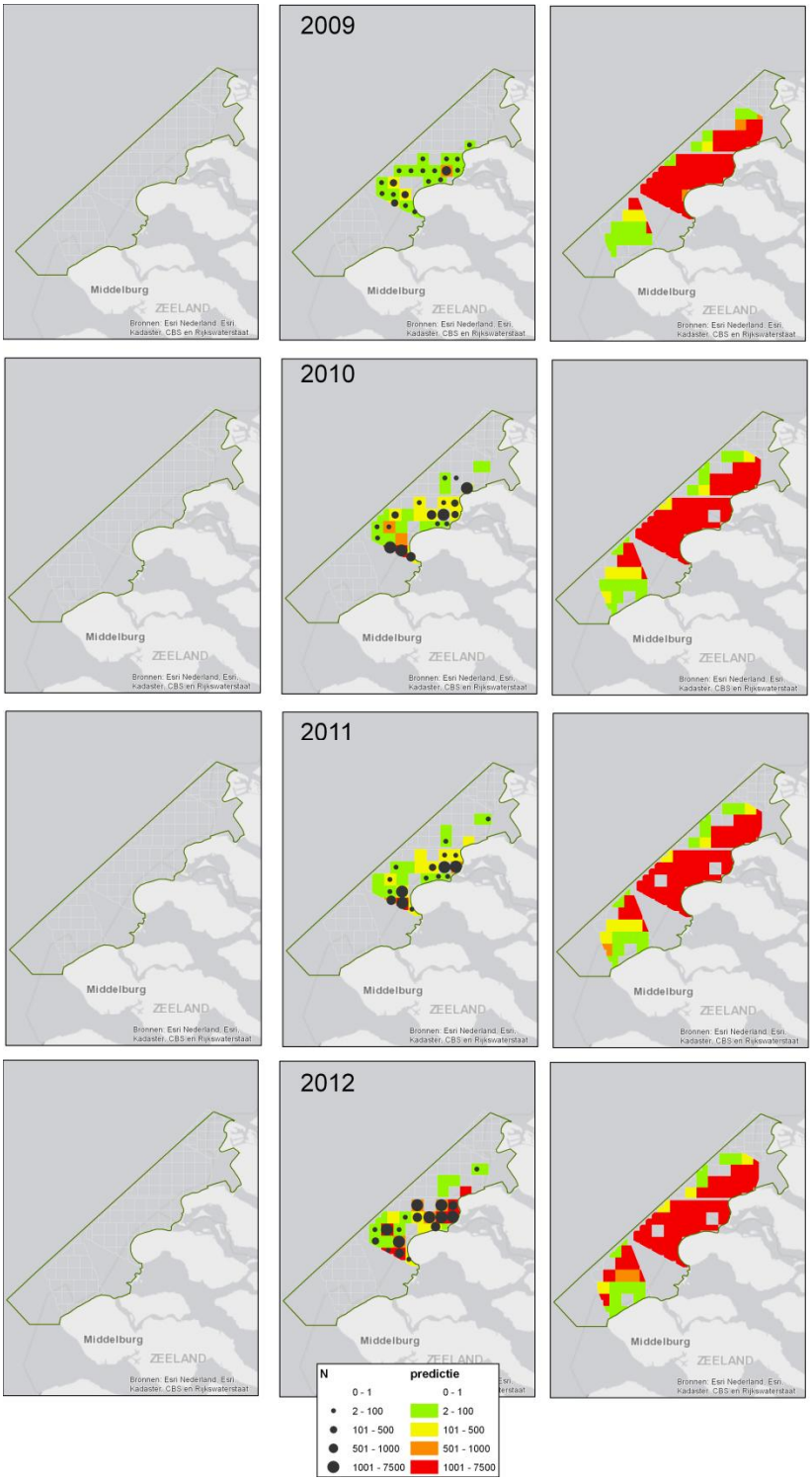
Figuur 4.52 Posterior parameters van de ruimtelijke correlatie bepaald via het INLA model.



Figuur 4.53 Fit van de ruimtelijke correlatie met de oorspronkelijke waarden bepaald met het INLA model.



Figuur 4.54 *Voorspelde aantallen zee-eenden met het INLA model vergeleken met het werkelijk aantal (N) dat voorkomt.*



Figuur 4.55 *Net als in Figuur 4.56 de voorspelde aantallen zee-eenden met het INLA model vergeleken met het werkelijk aantal dat voorkomt (middelste panel) met links de ondergrens van het 95% betrouwbaarheidsinterval en rechts de bovengrens daarvan.*

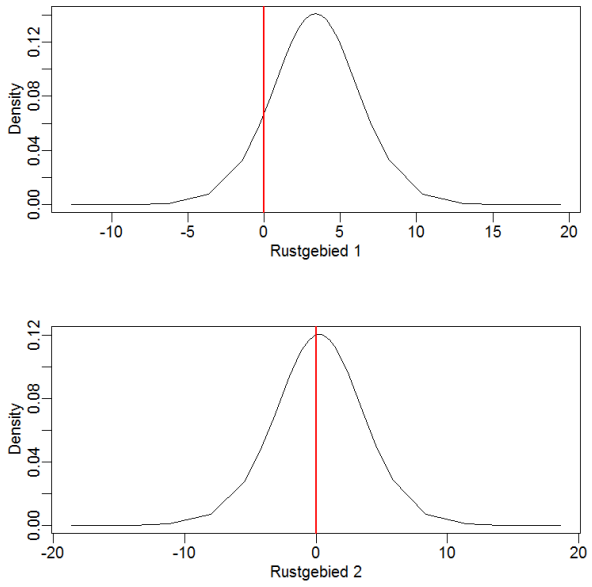
4.6.3 Analyse effect ingestelde rustgebieden

In Tabel 4.14 is te zien dat de factor Gebied niet significant is (de linker staart van de verdeling omvat nul). Figuur 4.58 laat het resultaat zien van een tweede INLA-analyse waarbij binnen de factor Gebied onderscheid is gemaakt tussen de twee rustgebieden en het overige gebied binnen de Voordelta. In deze figuur is te zien dat de Bollen van de Ooster als rustgebied significant positief bijdraagt aan de aantallen zee-eenden. Belangrijk hierbij is om op te merken is dat de analyse betrekking heeft op alleen T1-jaren, wat betekent dat we hier niet met een BACI-analyse te doen hebben. Het geeft aan dat de hoogste aantallen in het rustgebied voorkomen. Dit was ook de reden op grond van de verspreiding in de T0 waarom dit gebied tot rustgebied werd verklaard. In Figuur 4.59 is te zien dat de rustgebieden ten opzichte van de overige grids in de Voordelta op alle vier de factoren gunstiger scoren voor zee-eenden (ondieper, meer voedsel, minder verstoring, lage bodemwatersnelheid).

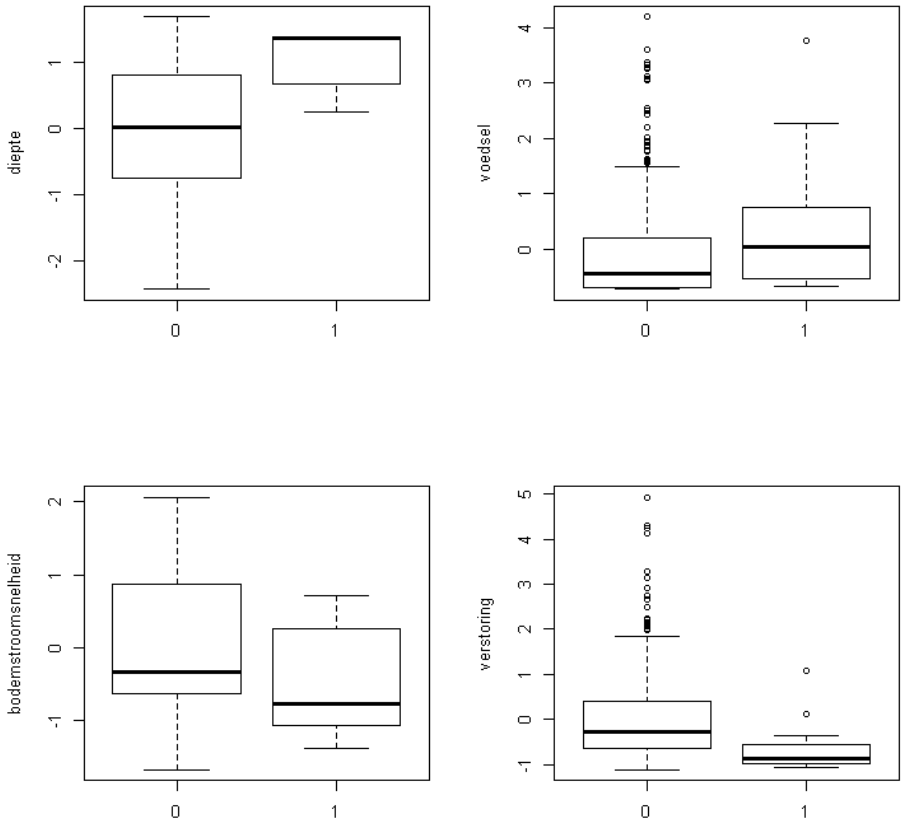
Tabel 4.14 *Resultaten van een INLA-analyse waarbij een vergelijking is gemaakt tussen het voorkomen van zee-eenden in relatie tot een verschillende covariaten waaronder ook in hoeverre een gridcel in een beschermd rustgebied lag of niet (factor gebied). Een uitleg hoe deze Bayesian statistiek uitkomsten te lezen, is te vinden in de eerste alinea van paragraaf 4.6.2.*

Fixed effects:

	mean	sd	0.025quant	0.5quant	0.975quant	mode	kld
Intercept	-12.0908	3.6637	-21.0752	-11.4002	-6.6374	-10.0769	0
Depth	4.5850	1.5281	1.8992	4.4612	7.9364	4.2094	0
Food	0.5859	0.1236	0.3427	0.5860	0.8280	0.5864	0
Velo	-1.2763	1.6735	-4.7468	-1.2453	2.0695	-1.1757	0
Dist	-0.4363	0.2493	-0.9197	-0.4384	0.0589	-0.4427	0
S2	2.3451	0.2743	1.8074	2.3448	2.8841	2.3442	0
S3	2.8924	0.3054	2.2931	2.8923	3.4917	2.8921	0
S4	3.8373	0.2787	3.2916	3.8369	4.3853	3.8359	0
Gebied	2.0656	2.2069	-2.3163	2.0677	6.4241	2.0693	0



Figuur 4.56 *INLA-parameters met betrekking tot het effect de twee afzonderlijke rustgebieden (rustgebied 1 is de Bollen van de Ooster, rustgebied 2 de Bollen van het Nieuwe Zand). Dit zijn resultaten van een tweede INLA-analyse waarbij een vergelijking is gemaakt tussen het voorkomen van zee-eenden in relatie tot een verschillende covariaten waarbij bij de factor beschermd rustgebied onderscheid is gemaakt tussen de twee rustgebieden apart en het overige gebied in de Voordelta.*

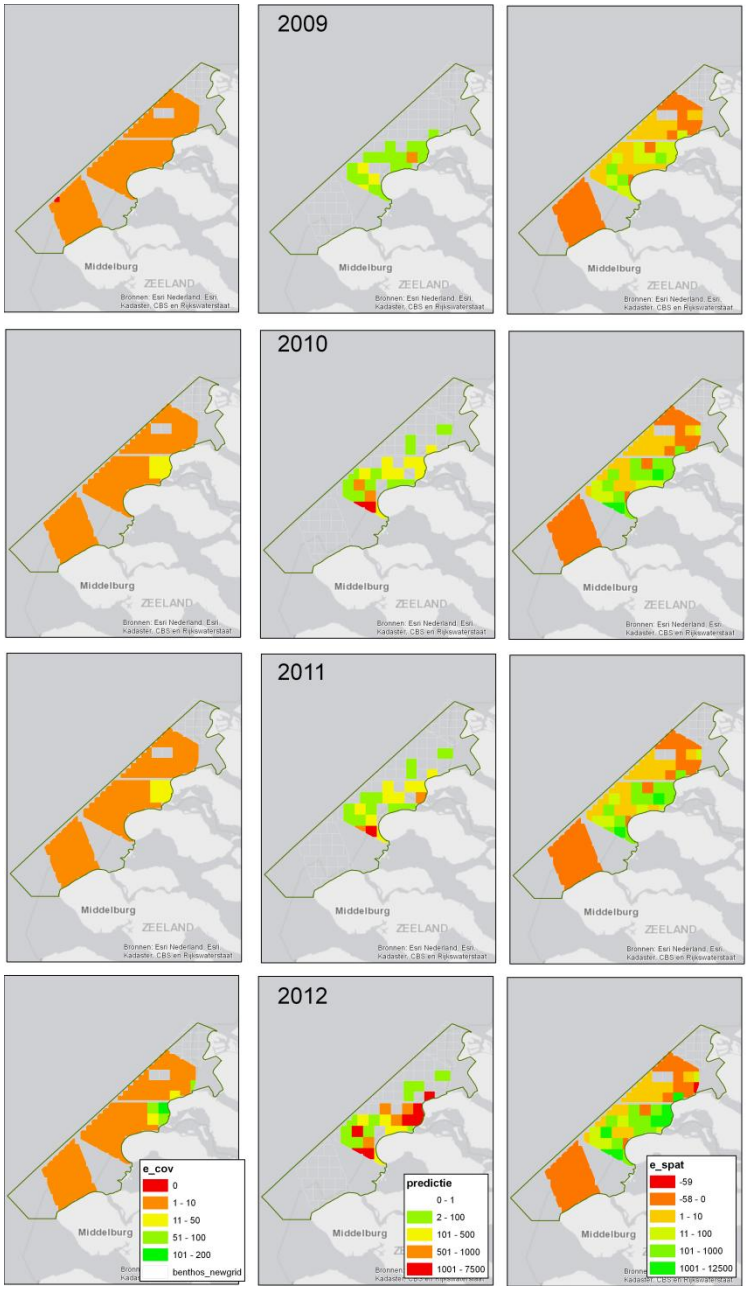


Figuur 4.57 Kenmerken van grids binnen (1) en buiten (0) rustgebieden in de Voordelta. De waarden van de covariaten zijn gestandaardiseerd en dus relatief (standaardisatie is noodzakelijk om Bayesian statistische modellen goed te kunnen laten convergeren).

Discussie - Ruimtelijke correlatie en zero inflation

In Figuur 4.60 is in de middelste kolom verspreidingskaarten per jaar het voorspelde aantal zwarte zee-eenden weergegeven dat door het ruimtelijk statistisch INLA-correlatie model wordt berekend op gridniveau. Tevens zijn links en rechts de bijdragen weergegeven aan deze schatting door de covariaten (links) en de ruimtelijke correlatie (rechts). Aan de legenda is te zien dat de bijdrage van de covariaten heel beperkt is, zowel in grootte als in de ruimte. Het zijn vooral de relaties van aantallen zee-eenden met covariaten binnen en rondom het kerngebied (en tevens rustgebied) de Bollen van de Oosten die bepalend zijn.

Dit is toch het moeilijkst op te lossen probleem van ruimtelijke correlatie als er veel nullen zijn. Met de procedure INLA is het gelukt binnen de MCMC-methodieken een statistisch sluitend model te vinden dat tot stabiele voorspellingen leidt. Het komt echter wel met een prijs, omdat het model de meeste patronen in de nullen (die naast elkaar liggen en dus ruimtelijk gecorreleerd) toe gaat schrijven aan de ruimtelijke correlatie en niet aan een van de covariaten (bijvoorbeeld verstoring!). Dat dit speelt, blijkt als een *negative binomial model* gedraaid wordt zonder ruimtelijke correlatie (Tabel 4.15), waarbij verstoring door schepen er dan wel als een zeer significante covariaat uitkomt. Het model is echter statistisch niet passend en voorspelt zee-eenden in gebieden waar nog nooit zee-eenden zijn gezien (Walcheren).



Figuur 4.60 *In de middelste kolom verspreidingskaarten per jaar van het voorspelde aantal zwarte zee-eenden dat door het ruimtelijk statistisch INLA-correlatie model wordt berekend op gridniveau. Links en rechts zijn de bijdragen weergegeven aan deze schatting door de covariaten (links) en de ruimtelijke correlatie (rechts).*

Tabel 4.15 Uitkomsten van een GLM met negatieve binomiale verdeling zonder ruimtelijke correlatie. De onderzochte covariaten betreffen respectievelijk de verschillende jaarfactoren, gemiddelde diepte, biomassa inslikbare benthos, gemiddelde bodemwatersnelheid, verstoring door schepen op basis van AIS-gegevens (Automatisch Informatie Systeem met behulp van satellieten en radar) en beschermingsstatus (instelling rustgebied of niet). In de laatste kolom staat voor elke factor in het model de p-waarde. Alle covariaten in het model dragen significant bij volgens het 5% criterium (mate van overschrijding aangegeven met de sterretjes).

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(>|t|)	
(Intercept)	-4.2805	0.7955	-5.381	1.51e-07	***
fseason2010	3.6343	0.9109	3.990	8.35e-05	***
fseason2011	3.7059	0.9967	3.718	0.00024	***
fseason2012	6.4912	0.9744	6.662	1.32e-10	***
d_majority.std	2.0798	0.3854	5.397	1.39e-07	***
Log_food.std	1.2719	0.3222	3.947	9.90e-05	***
wv05_mean.std	-0.7141	0.3242	-2.203	0.02838	*
verstoring_p.std	-1.6195	0.3388	-4.780	2.77e-06	***
fgebied.r11	2.5870	0.9444	2.739	0.00653	**

Conclusies

Het is gelukt om een statistisch goed passende analyse uit voeren op een moeilijke dataset. Diepte en voedsel blijken de belangrijkste verklarende factoren te zijn. Verstoring is bijna significant. Mogelijk dat deze factor onderschat wordt doordat rekening wordt gehouden met de ruimtelijke correlatiepatronen. Omdat de data veel nullen bevat die ook veelvuldig naast elkaar voorkomen, is het moeilijk om statistisch onderscheid te maken tussen de werking van de coviariaat verstoring in het model en de ruimtelijke correlatie. Naast verstoring draagt watersnelheid op de bodem iets bij aan het model, maar dit is niet significant. Zeer waarschijnlijk wordt het effect van verstoring in onze analyses nog onderschat, hoewel het model dat nu ontwikkeld is een goed rekeninstrument lijkt om scenario's met minder verstoring door te rekenen.

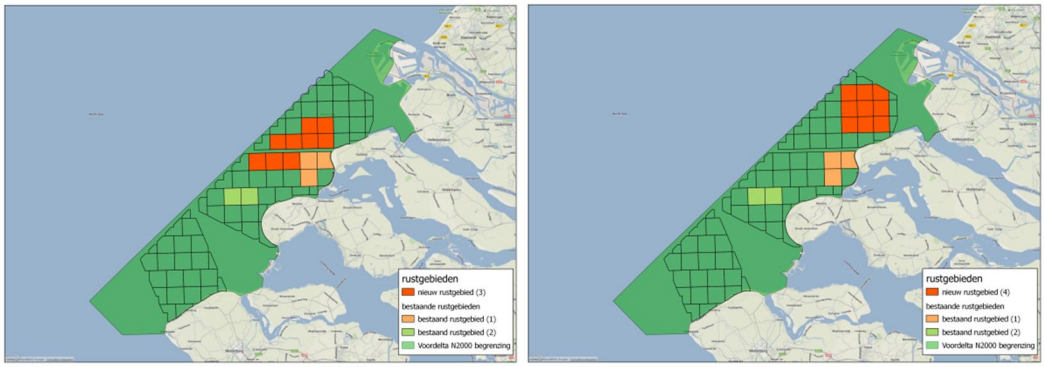
4.6.4 Doorrekenen nieuwe scenario's rustgebieden

We hebben met het ontwikkelde habitatmodel twee scenario's doorgerekend wat het zou betekenen als een extra gebied tot rustgebied zou worden verklaard. Het eerste gebied was gekozen, omdat het binnen de Voordelta een gebied lijkt waar dit praktisch het gemakkelijkst haalbaar lijkt (beperkte effecten op verstoring van vaarroutes, wel natuurlijk het verlies van visgronden voor de visserij). Het tweede gebied werd gekozen omdat het in de Haringvlietmonding ligt, de regio waar in het verleden grote aantallen zwarte zee-eenden voorkwamen (Figuur 4.31 en 4.32).

Tijdens de T1 seizoenen lijkt er een relatie te bestaan tussen de verspreiding van zwarte zee-eenden en de eetbare biomassa van Spisula en Abra. Waarnemingen uit het voorjaar van 2013 hebben laten zien dat zo gauw er kleine tweekleppigen als *Spisula* of *Abra* in de goede dichtheden beschikbaar zijn de zee-eenden die weten te vinden en de aantallen snel kunnen aangroeien, tot zelfs het niveau van het instandhoudingsdoel van de Voordelta (nl. 11.000 vogels). Veel locaties met een verhoogd aanbod aan *Spisula* en/of *Abra* worden door de zwarte zee-eenden echter niet benut. Tot deze locaties behoort onder andere de Haringvlietmonding, waar in het begin van de jaren tachtig nog enkele duizenden zwarte zee-

eenden pleisterden (Figuur 4.31 en 4.32). Ook elders in het noordelijke deel van de Voordelta is de eetbare biomassa van kleine tweekleppigen hoog, maar werden sinds 2009 geen zwarte zee-eenden aangetroffen. Het kan niet uitgesloten worden dat het ontbreken van zwarte zee-eenden op potentieel goede foerageerlocaties mogelijk wordt veroorzaakt door verstoring.

Wij hebben daarom met behulp van het opgestelde statistisch 'habitat model' twee scenario's voor een derde rustgebied doorgerekend (Figuur 4.61, Tabel 4.16). Verrassend genoeg bleek dat het gebied voor de Haringvlietmonding volgens het model weinig extra zee-eenden zal gaan herbergen wanneer de verstoring daar uitgesloten zou worden. Een extra rustgebied aan de buitenkant van de Bollen van de Ooster tot ter hoogte van de Kop van Goeree zal volgens het model wel enkele duizenden extra zwarte zee-eenden kunnen opleveren. Het verschil in uitkomst heeft vermoedelijk te maken met het feit dat de andere factoren zoals voedsel, diepte en indirect fysische aspecten als golfslag en stroming minder geschikt zijn. In deze zin is de vergelijking met de Noordzeekust van de Wadden interessant gebleken, aangezien daar de zee-eenden boven veel dieper water voorkomen. Mogelijk heeft dit toch te maken met een verschil in fysische omstandigheden van de meer geëxponeerde noord-zuid kustlijn van de Voordelta in combinatie met sterkere stroming door getij (immers dichter bij de trechter van het Kanaal) in vergelijking tot de fysisch meer luwe oost-west gerichte kustzone van Terschelling tot en met Rottum waar de meeste zwarte zee-eenden voorkomen.



extra rustgebied A extra rustgebied B

Figuur 4.58 Twee scenario's voor een derde rustgebied (in rood) in de Voordelta voor zee-eenden dat doorgerekend is met het zwarte zee-eenden statistisch habitatmodel. Aangegeven is het gridsysteem waarmee het model is opgesteld. Oranje is het rustgebied de Bollen van de Ooster en lichtgroen de Bollen van het Nieuwe Zand.

Tabel 4.16 Aantal zee-eenden aanwezig in gebied A+B+C per seizoen en voorspeld met het zwarte zee-eenden statistisch habitatmodel als daar geen verstoring zou voorkomen door schepen.

	rustgebied A		rustgebied B	
Seizoen	aanwezig	extra voorspeld	aanwezig	extra voorspeld
2009	4	450	0	14
2010	34	3.300	9	50
2011	7	3.600	0	56
2012	2750	10.000	10	195

In Tabel 4.16 is het resultaat te zien van de voorspelde toename aan zwarte zee-eenden door het instellen van een nieuw rustgebied aan de buitenkant van de Bollen van de Ooster over de gehele lengte tot ter hoogte van de Kop van Goeree (extra rustgebied A) en voor de Haringvlietmonding (extra rustgebied B). In de simulatie met behulp van het statistisch 'habitat model' is de verstoring in het nieuwe rustgebied op nul gezet (met de rest van de Voordelta, en de overige rustgebieden met onveranderde parameters).
Het eerste rustgebied is gekozen omdat het op het eerste gezicht binnen de Voordelta een gebied lijkt waar dit praktisch het gemakkelijkst haalbaar lijkt (beperkte effecten op verstoring van vaarroutes, wel natuurlijk het verlies van visgronden voor de visserij). In de Haringvlietmonding is in de recente jaren weer een biomassa aan schelpdieren aanwezig die van betekenis is als voedsel voor zee-eenden. Een scenario om een rustgebied daar te ontwikkelen is veel moeilijker. Uit de analyse die gedaan is, blijkt dat door de combinatie van diepte en stroomsnelheid het model daar weinig zwarte zee-eenden voorspelt. Op basis van de relatieve verspreiding van favoriete prooien als *Spisula* en *Abra* in de Haringvlietmonding was hier meer van verwacht. Wanneer echter naar de oude verspreidingsinformatie wordt gekeken (Figuur 4.31 en 4.32), valt op dat toen de verspreiding ook relatief dicht bij de kust lag en in ondiep gebied. Wanneer we dan weer de vergelijking met de Noordzeekust van de Waddeneilanden voor de geest halen, moet wellicht toch de conclusie zijn dat in de Voordelta de zwarte zee-eenden ondieper foerageren onafhankelijk van verhoogde verstoring in het diepere water van de Voordelta ten opzichte van de Noordzeekust Waddeneilanden. Mogelijk heeft dit toch te maken met een verschil in fysische omstandigheden van de meer geëxponeerde noord-zuid kustlijn van de Voordelta in combinatie met de sterkere stroming door getij (immers dichter bij de trechter van het Kanaal) in vergelijking tot de fysisch meer luwe oost-west gerichte kustzone van Terschelling tot en met Rottum waar de meeste zwarte zee-eenden voorkomen.

4.7 TOETSING ONDERZOEKHYPOTHESEN EN BEANTWOORDING MEP-VRAGEN

Hieronder worden allereerst deelconclusies gegeven op grond van de nadere analyses en verbanden in de paragrafen 4.4 tot en met 4.6. Daarna worden de negen onderzoekshypothesen getoetst. Daarna worden de onderzoeksvragen en vervolgens de specifieke MEP-vragen ten aanzien van de zee-eenden beantwoord.

4.7.1 Deelconclusies ecologie en trends zwarte zee-eenden Voordelta

Aantallen
In de periode november 2008 t/m augustus 2013 waren tot maximaal ca. 11.000 zwarte zee-eenden in de Voordelta aanwezig. Seizoensmaxima schommelden van jaar op jaar van ca. 2.000 tot 11.000 vogels. Vergeleken bij de T0 seizoenen was het seizoensmaximum in bijna alle T1 seizoenen lager. In seizoen 2012/2013 was de soort echter het meest talrijk met een hoge voorjaarspiek.
Tijdens verschillende T1 seizoenen fungeerde de Voordelta in het najaar en/of voorjaar waarschijnlijk als tussenstop voor doortrekkende zwarte zee-eenden. Tijdens de T0 seizoenen is dit alleen in het voorjaar vastgesteld. Tijdens de T0 seizoenen werden seizoensmaxima in twee opeenvolgende seizoenen in het voorjaar vastgesteld.
Tijdens de T1 seizoenen werd de Voordelta aanvankelijk minder intensief door zwarte zee-eenden gebruikt dan tijdens de T0-seizoenen. In de periode 2009 t/m 2013 is sprake van een toename van het aantal vogeldagen (Figuur 4.33). Dit kwam doordat in het laatste telseizoen (2012/2013) een opvallend hoog aantal vogeldagen werd bereikt (totaal 673.123 vogeldagen). Tijdens het eerste T1-winterhalfjaar bleek het totaal aantal vogeldagen gedaald te zijn ten opzichte van de T0-winterhalfjaren. In de daaropvolgende T1 winterhalfjaren lag het aantal vogeldagen weer hoger met uiteindelijk een absoluut maximum in het winterhalfjaar van 2012/2013. De verschillen tussen de T0 en T1-winterhalfjaren zijn niet significant. De opvallende toename van het aantal vogeldagen in het winterhalfjaar 2012/2013 ligt deels verscholen in de voorjaarspiek die zijn aanvang in maart aankondigde.

Gebruik rustgebieden
Het aandeel vogeldagen dat binnen de begrenzing van de rustgebieden werd vastgesteld bedroeg tijdens de T0 winterhalfjaren respectievelijk 30% en 24% van het totaal aantal vogeldagen voor de gehele Voordelta. Tijdens de T1 winterhalfjaren varieerde dit aandeel van 10% in het winterhalfjaar van 2010/2011 tot 47% in het winterhalfjaar van 2012/2013. Binnen de rustgebieden werd zowel in de T0 seizoenen als in de T1 seizoenen het merendeel van de vogeldagen van de zwarte zee-eend in het rustgebied van de Bollen van de Ooster (BVO) en de Bollen van het Nieuwe Zand (BVNZ) vastgesteld.

Gedrag overdag
Zwarte zee-eenden die overdag in het Brouwersdamgebied verblijven gebruiken dit gebied om te foerageren, waarbij de tijd van het jaar, het moment van de dag, het getij, windrichting, windsnelheid of temperatuur geen aantoonbare invloed hebben op het al dan niet benutten van aanwezige voedselbronnen.

Gedrag ‘s nachts
Zwarte zee-eenden die overdag in het Brouwersdamgebied foerageren verlaten na zonsondergang in een aantal waarnemingen het gebied om elders de nacht door te brengen. Dit gedrag is uitsluitend in de mid-wintermaanden (december-januari) vastgesteld. Wanneer zwarte zee-eenden ’s nachts het Brouwersdamgebied verlaten, gebeurt dit ruim na zonsondergang in kleine groepjes of solitair. Wanneer zwarte zee-eenden ’s ochtends in het Brouwersdamgebied arriveren is dat doorgaans rond zonsopkomst in grote groepen. De reden waarom zwarte zee-eenden in mid-winter ’s nachts uitwijken naar andere gebieden is niet met zekerheid te zeggen.

Voedsel
Het voorkomen van *Spisula* schelpenbanken was in het verleden kenmerkend voor het voorkomen van grote aantallen zwarte zee-eenden in de Nederlandse kustzone

(Camphuysen & Leopold 1994). Dit blijkt tijdens de T1 seizoenen in de Voordelta niet het geval te zijn. De verspreiding van zwarte zee-eenden is niet één op één gecorreleerd aan één of meerdere voedselbronnen (kleine tweekleppige schelpdieren). Op veel locaties waar tijdens de T1 seizoenen veel zwarte zee-eenden verbleven was de totale hoeveelheid eetbare biomassa (som van *Spisula*, *Abra* en/of *Ensis*) wel relatief hoog. Dit is echter niet alle jaren het geval en op veel locaties die gekenmerkt werden door een hoge eetbare biomassa van deze soorten verbleven zelden of nooit zwarte zee-eenden. De verspreiding van zwarte zee-eenden wordt waarschijnlijk mede door andere factoren bepaald, zoals waterdiepte, verstoring en stroomsnelheid. Potentieel geschikte foerageerlocaties blijven onbenut wanneer deze gekenmerkt worden door een hoge mate van verstoring en/of een hoge stroomsnelheid. De zwarte zee-eenden concentreren zich op 1) verstoringsluwe locaties met 2) een beperkte stroomsnelheid en 3) een hoog aanbod aan kleine tweekleppigen.

4.7.1.1 Relatie voedsel en eenden:

Hypothese1: Het aantal (dichtheid) zwarte zee-eenden op een locatie (overdag of 's nachts) wordt bepaald door de aanwezigheid (biomassa, grootte, dichtheid) van geschikt voedsel.
De geschiktheid van tweekleppige schelpdieren als prooi voor zwarte zee-eenden wordt in eerste instantie bepaald door de inslikbaarheid. *Ensis* als tegenwoordig meest voorkomende potentiële voedselbron in de Voordelta kan alleen ingeslikt worden als deze kleiner is dan 9 cm. Daarnaast is er ook een minimumgrootte aan te geven. Deze minimumgrootte wordt bepaald door de efficiëntie in combinatie met de minimum dichtheid waarbij prooien door een vogel opgenomen kunnen worden zodanig dat de minimaal benodigde netto opname van energie wordt bereikt. In de magen van dood gevonden zwarte zee-eenden ligt de minimum grootte van verschillende kleine tweekleppigen rond de 15 mm en die van *Ensis* rond de 40 mm. Voor de statistische analyse van het voorkomen van zwarte zee-eenden is als covariaat de biomassa bepaald van energie-economische, *profitable* prooien, waarbij bovengenoemde minimum en maximum grootte is aangehouden. Deze covariaat bleek in samenhang met de factoren diepte en stroomsnelheid van het water op de bodem, een belangrijke, statistisch significante verklaringsfactor. De twee genoemde factoren spelen een rol bij het al dan niet efficiënt kunnen oogsten van prooien door zwarte zee-eenden van de zeebodem.

Hypothese 2: Er is een toename van het geschikte voedselaanbod binnen het bodembeschermingsgebied na instelling van het bodembeschermingsgebied, met inachtneming van de veranderingen in de (controle)gebieden erbuiten.
Uit de bevindingen van Perceel Benthos zijn geen aanwijzingen verkregen dat met de instelling van het bodembeschermingsgebied het voedselaanbod is toegenomen. Wel zijn er fluctuaties waargenomen die een ecologische achtergrond kennen, met name de variatie die ontstaat door de afwisseling van broedval en het na enige jaren afsterven van oudere individuen, maar ook de invloed van koude periodes en stormen waardoor extra uitval ontstaat. Dit geldt in hoge mate voor *Ensis*, de schelpdiersoort die de laatste jaren de dominante bodemfaunasoort is in de Voordelta. Hoewel aangetoond is dat zwarte zee-eenden overgeschakeld zijn op deze prooisoort, zijn er voldoende aanwijzingen verkregen dat *Ensis* als dominant voorkomende prooisoort een suboptimale prooi is voor zee-eenden. Naast de ongemakkelijke vorm, waardoor het inslikken bemoeilijkt wordt, en op basis van waarnemingen dat vogels proportioneel veel met Ensis boven komen, wat duidt op inefficiënt foerageren, is dit vooral ingegeven door de waarneming dat sinds enkele jaren in 2013 zich weer een groot deel van de rond de 10.000 aanwezige zwarte zee-eenden zich een aantal weken achter elkaar heeft opgehouden op een plek waar juist veel kleine tweekleppigen in de bodem zaten. Het ging hierbij vooral om *Abra alba* en *Spisula subtruncata*. Ook is er buitengaats voor de Kop van Schouwen een plek geïdentificeerd waar het voorkomen gerelateerd lijkt aan het voorkomen van met name *Abra alba*. Statistisch gezien kon deze

relatie niet hard gemaakt worden, vanwege aan de ene kant het beperkte aantal waarnemingen en aan de andere kant de specifieke opzet van het monitoringprogramma van het Perceel Benthos dat er vooral op gericht was om een gewogen monitoring van het benthos in de Voordelta te waarborgen (en dus niet specifiek gericht was op de bemonstering van de exacte foerageerplekken van de zee-eenden).

Het aanvullende werk met duikers, die wel specifiek deze plekken bezochten om de bodemfauna te bemonsteren, heeft de (anekdotische) bevestiging opgeleverd dat het waarschijnlijk vooral de kleine tweekleppigen zijn geweest die als voedsel hebben gediend voor de zwarte zee-eend tijdens de genoemde aantalspiek in het voorjaar van 2013. In een jaar met een minimaal aanbod van geschikte benthosprooien heeft het duikwerk echter ook het nieuwe inzicht opgeleverd dat zwarte zee-eenden ook van zeer grote *Ensis* kunnen leven; namelijk afstervende, adulte exemplaren. Doordat de schelpen onder water openstaan, kunnen de vogels onder water direct het vlees verorberen. De plek waar een beperkte groep van een paar honderd zee-eenden voor een paar weken op deze bron heeft gefoerageerd betrof een relatief ondiep en tevens luw gebied, wat betreft stroming en golfslag, voor de Brouwersdam. Door zichtwaarnemingen vanaf de kant van foeragerende zee-eenden die boven kwamen met grote stukken vlees waar nog een stuk schelp aan vastzat, konden de bevindingen van de duikers bevestigd worden. Onbekend is of in het buitengaatse milieu deze voedselbron ook aanwezig en beschikbaar is, en wat eventueel verminderde bodemberoering door visserij van invloed kan zijn op deze potentiële voedselbron voor zee-eenden. Dit type voedsel is vanzelfsprekend zeer rendabel te oogsten, aangezien er geen schelpmateriaal hoeft te worden ingenomen. Echter, deze voedselbron is mogelijk in deze vorm maar beperkt in tijd en ruimte beschikbaar voor de zee-eenden. Voorwaarde is dat de *Ensis* lokaal massaal afsterven. Dit fenomeen is niet zeldzaam, aangezien *Ensis* gevoelig is voor vorst. Wanneer Ensis afsterft zullen de afgestorven individuen in het grootste deel van de Voordelta door de sterke stromingen snel uit de bodem worden geweekt, waardoor in de Voordelta bij tijd en wijle zeer grote hoeveelheden dode Ensis op het strand aanspoelen.

Hypothese 3: Er is een toename van het aantal zwarte zee-eenden binnen het bodembeschermingsgebied na instelling van het bodembeschermingsgebied, met inachtneming van de veranderingen in de (controle)gebieden erbuiten.
Het aantal zwarte zee-eenden binnen het bodembeschermingsgebied lijkt na instelling van het bodembeschermingsgebied verder te zijn afgenomen. Hetzelfde geldt ook voor de als rustgebied ingestelde zones en voor de overige gebieden in de Voordelta. Opvallend is dat de functie van overwinteringsgebied is afgenomen, maar met name ook het gebruik in het zomerhalfjaar. Deze trend geldt overigens voor de gehele Voordelta. Er was al een tendens tijdens de T0 zichtbaar dat de grootste aantallen vooral in het voorjaar voorkwamen. Deze tendens is versterkt door met name het plotseling voorkomen van grote aantallen in het voorjaar van 2013. Deze trend wijkt af van het referentiegebied Waddenzee, waar de grootste aantallen in midwinter voorkomen. Opmerkelijk was dat in het Waddengebied ook in het voorjaar van 2013 voor de kust van Texel een afwijkend grote concentratie zwarte zee-eenden voor enkele weken aanwezig was, een deelgebied dat niet vaak door enkele tienduizenden zee-eenden gebruikt wordt. De grootste aantallen zee-eenden zitten langs de Noordzeekust van de Waddeneilanden doorgaans voor de oost-west georiënteerde strook voor Terschelling tot en met Rottum. Extra benthosbemonsteringen bij Texel hebben overigens geen inzicht opgeleverd in de voedselbron die door deze eenden werd benut. In het gebied voor de kust van Terschelling tot en met Rottum werd *Spisula* vrijwel niet gevonden. In aanvulling op de kleine *Ensis* was ook een aanzienlijke hoeveelheid *Macoma* beschikbaar welke een additionele voedselbron geweest kan zijn, hoewel dit een relatief

kleine prooisoort is. Of de eenden daadwerkelijk de aanwezige *Ensis* aten en daarbij wellicht ook nog *Macoma* kon voor de Noordzeekust van de Wadden niet bevestigd worden.

Hypothese 4: Er is herstel van de potentiële functie van de Voordelta voor de zwarte zee-eend in termen van voedselbeschikbaarheid en deze is vergelijkbaar met de situatie van voor de aanleg van Maasvlakte2.
Het is moeilijk om een goede vergelijking tussen T0 en T1 te maken omdat tijdens de T0 geen informatie over lengte van het benthos is verzameld en het daarmee niet mogelijk is om voor de T0 de biomassa van het voor zee-eenden geschikte en beschikbare voedsel te bepalen. De totale biomassa kan wel tussen de T0 en T1 vergeleken worden. Zie verder perceel Benthos.

4.7.1.2 Relatie abiotiek en eenden:

Hypothese 5: Er is een (cor)relatie tussen abiotische parameters van het water of het sediment en de verspreiding van de zee-eenden.
Door een uitgebreide statistische analyse is bevestigd dat de covariaten diepte en snelheid van het water op de bodem beide significant bijdragen als verklaring voor het voorkomen van zwarte zee-eenden. De aanname is dat beide factoren een rol spelen bij de efficiëntie waarmee potentieel geschikte prooidieren met een bepaalde dichtheid geoogst kunnen worden. Diepte spreekt voor zich, aangezien vogels eerst naar de bodem moeten duiken om bij het voedsel te komen. Hoe dieper de vogels moeten duiken des te minder tijd hebben de vogels om op de bodem voedsel te zoeken, waardoor het rendement afneemt. Hetzelfde geldt echter ook voor de watersnelheid op de bodem die bepaald wordt door een combinatie van de werking van golfslag en stroming (onder andere door getij). Hierbij geldt overigens dat er deelgebieden zijn binnen de Voordelta waarbij deze twee factoren onderling gecorreleerd zijn, maar vanwege de grote variatie in onderwaterstructuren en de dynamiek van de Voordelta is dat zeker niet overal het geval. Uit de statistische analyse bleek deze intercorrelatie in ieder geval niet van zodanige grootte dat beide factoren als inwisselbaar moesten worden beschouwd.

Hypothese 6: Er is een (cor)relatie tussen abiotische parameters van het water of het sediment en het aantal vogeldagen van de zee-eenden.
De abiotische factoren die een rol spelen bij het voorkomen van zwarte zee-eenden spelen zijn vooral sturend voor de verspreiding binnen de Voordelta. De variatie in vogeldagen tussen jaren lijkt toch vooral in eerste instantie bepaald te worden door het voedselaanbod.

Relatie menselijk verstoring en eenden:

Hypothese 7: Zee-eenden vliegen of zwemmen weg bij aanwezigheid van verschillende vormen van recreatie en beroepsvisserij op xx meter afstand , en keren bij verstoring na xx uur terug.
In de onderhavige studie is aangenomen dat zwarte zee-eenden bij benadering van gemotoriseerd vaarverkeer als verstoringseffect op één kilometer afstand opvliegen en dat het minimaal één uur na passage duurt voordat het gebied weer in gebruik genomen wordt door de lokaal verstoorde zee-eenden. Beide schattingen zijn expertschattingen op basis van veldwaarnemingen tijdens de T0 toen onderzoek vanaf het schip werd uitgevoerd in de Voordelta en tegelijkertijd vanaf het land.
Uit de statistische analyse is naar voren gekomen dat bij gelijkblijvende omstandigheden er een sterk verband bestaat tussen de gemiddelde verstoringsduur (berekend met bovenstaande aannames) en het effect van deze verstoring op de aantallen zee-eenden (Figuur 11.16 Zuur *et al.* 2014). Op basis van de huidige aannames van verstoringsafstand in combinatie met hersteltijd komen er niet of nauwelijks zee-eenden voor in gebieden die een

gemiddelde verstoringintensiteit kennen van 2,5 uur per dag in het winterhalfjaar. Dit is een relatief laag getal, wat er op zou kunnen wijzen dat het voor een zwarte zee-eend al snel niet meer lonend wordt om te foerageren als er regelmatig verstoring optreedt, waardoor het energiebudget niet in balans gehouden kan worden.

Hypothese 8: In de rustgebieden is de dichtheid van zwarte zee-eenden in de voor hun relevante periode hoger dan voor de instelling van de rustgebieden. Dit alles relatief ten opzichte van de veranderingen die daarbuiten zijn opgetreden.
Ook binnen de rustgebieden is de trend van de zwarte zee-eenden negatief, met uitzondering van de plotseling aantalspiek in voorjaar 2013 (Figuur 4.6). De aantallen in beide rustgebieden zijn gedurende de T1 eigenlijk alleen maar afgenomen, behoudens de opleving in aantallen in het voorjaar van 2013. De invloed van voedselbeschikbaarheid lijkt de meeste variatie te verklaren, maar er zijn aanwijzingen dat verstoring ook een rol speelt bij de negatieve tendens (zie uitkomsten statistische analyses in paragrafen 4.6.2 en 4.6.3). De verwachting dat aantallen toe zouden nemen na instelling van de gebieden als rustgebied gaat uit van de veronderstelling dat verstoring in die gebieden verminderd zou worden. Hier zijn geen aanwijzingen voor verkregen (zie hoofdstuk Menselijk gebruik). Hierbij moet bedacht worden dat de rustgebieden ingesteld zijn op basis van de concentratiegebieden zoals die tijdens de T0 zijn vastgesteld. Binnen de rustgebieden zouden de condities dus verbeterd moeten zijn om hogere aantallen zee-eenden te verkrijgen. Uit de statistische analyse is naar voren gekomen dat deze gebieden van het meest rustig en ondiep zijn ten opzichte van overige gebieden binnen de Voordelta. Vermoedelijk was dit ook het geval tijdens de T0, maar voor deze periode zijn geen vergelijkbare gegevens over verstoring beschikbaar.

4.7.1.3 Relatie externe factoren en eenden:

Hypothese 9: Er vinden van jaar tot jaar (of evt. zelfs binnen een jaar) duidelijke verschuivingen plaats in verspreiding en aantal vogeldagen van de zwarte zee-eend binnen de Voordelta, binnen Nederland of binnen Europa.
In sommige jaren lijkt er sprake van verschuivingen, zoals uitwisseling van vogels die in de Voordelta voorkomen en van vogels voor de kust van België. Veel vaker komt het voor dat op de regionale schaal van Nederland en België parallelle patronen in voorkomen optreden. De aantalspiek in het voorjaar 2013 is daar een voorbeeld van. Met de opleving van de aantallen in het voorjaar van 2013 lijkt het erop dat er zoveel migratie en doorstroom is van vogels, dat door deze uitwisseling eventuele gunstige, lokale voedselsituaties in de Voordelta snel ontdekt worden en daarmee ook snel de draagkracht hiervan door de zwarte zee-eenden wordt benut. Niet alleen werden toen verhoogde aantallen zwarte zee-eenden in de Voordelta vastgesteld, maar ook in de Belgische kustwateren en voor de kust van Texel. Voor de kust van Texel lag toen een opvallende concentratie *Ensis*; ander potentiële voedsel werd bij de jaarlijkse schelpdierenbemonstering nauwelijks aangetroffen (Goudswaard *et al.* 2013)

Voor het beantwoorden van de MEP-vragen ten behoeve van de zwarte zee-eend zijn de volgende specifieke onderzoeksvragen geformuleerd:

1. Waar en waarom komt de zwarte zee-eend voor in de Voordelta? Belangrijke parameters hierbij zijn de verspreiding, het gedrag, de voedselkeuze en de populatie-ontwikkeling in het bodembeschermingsgebied, de rest van de Voordelta en daarbuiten.

De ondiepe kustzone van de Voordelta is een belangrijk gebied voor zwarte zee-eenden binnen Nederland. De combinatie van geschikt voedsel in voldoende hoge dichtheden,

ondieptes en relatieve rust maakt het gebied uitermate geschikt als vaste pleisterplaats in vergelijking tot kustgebieden in de buurt.

2. Wat kenmerkt de plekken waar de zwarte zee-eend foerageert in de Voordelta, zoals gebleken uit de nulmeting en onderhavige compensatiemonitoring? Hoe is het hier gesteld met het dieet en de voedselbeschikbaarheid (biomassa, verspreiding, dichtheid, leeftijd/grootte van prooisoorten), het gebruik (visserij inclusief schelpdiervisserij en ander gebruik) en de abiotiek (waterdiepte, golfslag, stromingsluwe gedeelten, kustmorfologie, weersomstandigheden zoals wind)?

Binnen de Voordelta komen zwarte zee-eenden in de meest ondiepe en luwe delen (relatief weinig golfslag en stroming) voor waar geschikt voedsel ligt. Dit betekent dat niet diep naar het geschikte voedsel gedoken wordt en dat door de geringe diepgang, waardoor het vaarverkeer beperkt wordt, ook weinig verstoring optreedt door met name gemotoriseerd vaarverkeer.

3. Waarom foerageert de zwarte zee-eend niet of nauwelijks op andere plekken binnen de Voordelta? Wat zijn de belangrijkste randvoorwaarden voor de locatiekeuze, zoals voedselbeschikbaarheid, gebruik en abiotiek?

De meeste diepe gebieden in de Voordelta worden gemeden door zwarte zee-eenden. Er zijn vele tientallen vierkante kilometers in het diepe deel van de Voordelta waar zowel tijdens de T0 als de T1 nooit een zwarte zee-eend is gezien. Bij de statistische analyse hebben deze nulwaarnemingen een grote rol gespeeld. Statistisch gezien zijn grote aantallen nulwaarnemingen die ook nog eens ruimtelijk aan elkaar gecorreleerd zijn moeilijk te analyseren. Er is een drietal factoren aan te wijzen die deze nullen kunnen verklaren. Het kan er te diep zijn om het eventueel aanwezige potentiële voedsel dat er op de zeebodem ligt efficiënt op te duiken. Het kan er ook te hard stromen met hetzelfde gevolg. Het kan er ook te druk zijn met scheepvaartverkeer, waardoor de zee-eenden te vaak verstoord worden en waardoor het niet mogelijk is om het enegiebudget neutraal te houden. Met de huidige aannames is een grens van tweeënhalf uur verstoring gevonden, waarboven geen zee-eenden meer voorkomen. Alle drie de hier genoemde factoren kunnen dus een verklaring zijn voor het niet-voorkomen van zwarte zee-eenden. Echter, aangezien er geen gradatie in veel nullen zit, is het statistisch niet mogelijk een onderscheid te maken tussen deze factoren. Ecologisch gezien is het daarom interessant een vergelijking te maken met het voorkomen van de vele tienduizenden zwarte zee-eenden voor de Noordzeekust van de Waddeneilanden, die daar in veel dieper water voorkomen. Mogelijk heeft dit toch te maken met een verschil in fysische omstandigheden van de meer geëxponeerde noord-zuid kustlijn van de Voordelta in combinatie met de sterkere stroming door getij (immers dichter bij de trechter van het Kanaal) in vergelijking tot de fysisch meer luwe oost-west gerichte kustzone van Terschelling tot en met Rottum, waar de meeste zwarte zee-eenden voorkomen. Een alternatieve verklaring kan zijn dat de verstoringsintensiteit langs de Noordzeekust van de Wadden veel lager is dan in de Voordelta. De visserij-intensiteit voor de kust van de Wadden kan intensief zijn, maar een groot verschil is mogelijk het vaarverkeer dat alleen op grote afstand passeert. Gezien het sterke verband tussen verstoringsintensiteit en het niet-voorkomen van zwarte zee-eenden gevonden in de Voordelta en het voorkomen van zee-eenden voor de Noordzeekust van de Wadden in diepere delen, zou mogelijk verstoring de belangrijkste factor kunnen zijn voor het niet voorkomen van zee-eenden in de Voordelta in de diepere delen. Dit zou door een experiment nader onderzocht kunnen worden, waarbij een nieuw rustgebied wordt ingesteld in een diep gebied in de Voordelta waar geschikt voedsel

voorkomt. Ondanks de grotere duikdiepte zouden de vogels door het ontbreken van verstoringen toch voldoende voedsel kunnen binnen krijgen om een neutraal energiebudget te handhaven.

4.7.2 Hoofdvraag MEP evaluatievraag 2 (zwarte zee-eenden)

2. Wordt het verlies aan foerageergebied van de zwarte zee-eend als gevolg van de aanleg en het gebruik van Maasvlakte 2 voldoende gecompenseerd?

b. Leidt het instellen van het bodembeschermingsgebied tot een gelijkblijvende potentiële functie van de Voordelta voor de zwarte zee-eend in termen van voedselbeschikbaarheid?

i. Treden veranderingen op in verspreidingspatronen en het aantal vogeldagen van de zwarte zee-eend t.o.v. de situatie van vóór de aanleg van Maasvlakte2?

ii. Zijn deze veranderingen toe te schrijven aan (veranderingen in) de voedselbeschikbaarheid (zie 2a) of zijn andere factoren van (groter) belang?

c. Draagt het instellen van de rustgebieden specifiek voor de zwarte zee-eend bij aan een gelijk-blijvende potentiële functie van de Voordelta als foerageer- en rustgebied?

i. Treden verandering op in verspreidingspatronen en het aantal vogeldagen van de zwarte zee-eend t.o.v. de situatie van vóór de aanleg van Maasvlakte2?

ii. Zijn deze veranderingen toe te schijven aan de aanwezigheid van de rustgebieden die voor zwarte zee-eenden zijn ingesteld of ook aan andere factoren?

Antwoord op subvraag b; Het instellen van het bodembeschermingsgebied is waarschijnlijk niet voldoende om een gelijkblijvende potentiële functie van de Voordelta voor de zwarte zee-eend in termen van voedselbeschikbaarheid te waarborgen.

i. Er zijn op vogelseizoenjaarbasis substantiële veranderingen opgetreden in het aantal vogeldagen van de zwarte zee-eend ten opzichte van de situatie vóór de aanleg van Maasvlakte 2 binnen het bodembeschermingsgebied. In de loop van de tijd zijn de aantallen zwarte zee-eenden in bodembeschermingsgebied verder afgenomen, maar juist in het laatste voorjaar van 2013, waren onder invloed van het aanbod van kleine tweekleppigen weer relatief grote aantallen binnen de Voordelta aanwezig.

ii. Zowel de negatieve als de positieve veranderingen zijn waarschijnlijk voornamelijk toe te schrijven aan fluctuaties in voedselbeschikbaarheid. Dit heeft vooral te maken met het feit dat de vogels als voedsel slechts de keus hebben uit één dominante benthossoort, die alleen oogstbaar is door de eenden wanneer deze in een bepaalde grootteklasse beschikbaar is (Tulp *et al*. 2010). Alternatieve prooidieren zijn in de meeste jaren niet of nauwelijks aanwezig. Indien deze wel aanwezig zijn, zoals in het voorjaar van 2013, kunnen de aantallen zwarte zee-eenden snel op een hoog niveau geraken (in het voorjaar van 2013 zelfs op het niveau van het instandhoudingsdoel voor het Natura 2000-gebied Voordelta). Andere factoren spelen bij de beschikbaarheid ook een rol, zoals diepte en stroomsnelheid, en ook verstoring, maar de langjarige trendmatige verandering die zich al voor aanleg van de Tweede Maasvlakte heeft ingezet, heeft mogelijk met de variatie in voedselbeschikbaarheid te maken. Niettemin zou het zo kunnen zijn dat het menselijk gebruik zoals de visserijactiviteiten en ander scheepvaartverkeer ook een rol heeft gespeeld in het voorkomen en verspreiding van zwarte zee-eenden. Deze verstoring zou dan vooral een rol kunnen spelen in de gebieden buiten de nu ingestelde rustgebieden die van zichzelf relatief rustig zijn door hun ondiepte, waardoor daar weinig tot geen scheepvaartverkeer voorkomt. We hebben wel gezien dat door de complexiteit van met name de

ruimtelijke patronen en de vele nulwaarnemingen de invloed van verstoring moeilijk statistisch hard te maken is. Een doorrekening laat echter zien dat een extra rustgebied wel een positief effect op het voorkomen van de zwarte zee-eend in de Voordelta kan hebben, indien de overige factoren die van belang zijn voor het voorkomen van zwarte zee-eenden gunstig zijn.

Antwoord op subvraag c; De instelling van rustgebieden draagt in principe bij aan de potentiële functie van de Voordelta als foerageer- en rustgebied. De begrenzingen van de nu ingestelde rustgebieden komen echter niet meer overeen met het huidige voorkomen van zwarte zee-eenden.

i. Ja, er zijn substantiële veranderingen opgetreden in het aantal vogeldagen van de zwarte zee-eend ten opzichte van de situatie van vóór de aanleg van Maasvlakte 2 binnen de aangewezen rustgebieden. Zowel absoluut als relatief zijn in de loop van de tijd de aantallen zwarte zee-eenden in de daarvoor aanwezen rustgebieden afgenomen.

ii. Deze veranderingen zijn zeer waarschijnlijk ook toe te schrijven aan het feit dat de vogels afhankelijk zijn geworden van een dominante benthossoort, die alleen oogstbaar is door de eenden wanneer deze in een bepaalde grootteklasse beschikbaar is. Het voorkomen van geschikt voedsel is van jaar tot jaar variabel en houdt zich niet aan de begrenzingen van de rustgebieden voor de zwarte zee-eenden.

Het antwoord op de hoofdvraag 'Wordt het verlies aan foerageergebied van de zwarte zee-eend als gevolg van de aanleg en het gebruik van Maasvlakte 2 voldoende gecompenseerd?' kan op basis van de antwoorden op de subvragen voorlopig als volgt worden beantwoord; Er zijn geen aanwijzingen verkregen dat met de ingestelde maatregelen de voedselbeschikbaarheid voor of het voorkomen van zwarte zee-eenden op enige wijze zijn beïnvloed. De autonome ontwikkeling van met name het voedselaanbod is vermoedelijk dominant in het kustecosysteem van de Voordelta ten opzichte van de effecten van de compensatiemaatregelen in het kader van de Tweede Maasvlakte.

4.8 REFERENTIES

Anonymus 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. BirdLife Conservation Series No. 12. Birdlife International, Cambridge, Cambridge.

Arts F.A. 2013. Midwintertelling van zee-eenden in de Waddenzee en de Nederlandse kustwateren, januari 2013. Rapport RSW Waterdienst BM 12.18.

Baptist H. 2000. Voordelta van Zuidwest Nederland; Aanwijzing vogelrichtlijn. Vereniging Natuurmonumenten.

Baptist M.J. & Leopold M.F. 2009. The effects of shoreface nourishments on *Spisula* and scoters in The Netherlands. *Marine Environmental Research* 68: 1-11.

Beauchamp G. 1992. Diving behavior in Surf Scoters and Barrow's Goldeneyes. *Auk* 109: 819-827.

Bolker B. M., Mollie E. Brooks, Connie J. Clark, Shane W. Geange, John R. Poulsen, M. Henry H. Stevens and Jada-Simone S. White, 2008. Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends in Ecology and Evolution* Vol.24 No.3

Bolker B. M., Beth Gardner ,Mark Maunder, Casper W. Berg ,Mollie Brooks, Liza Comita, Elizabeth Crone, Sarah Cubaynes, Trevor Davies, PerrydeValpine, Jessica Ford, OlivierGimenez, Marc Kery, Eun Jung Kim, Cleridy Lennert-Cody, Arni Magnusson, Steve Martell, John Nash, Anders Nielsen, JimRegetz, Hans Skaug and Elise Zipkin, 2013. Strategies for fitting nonlinear ecological models in R, AD Model Builder, and BUGS, *Methods in Ecology and Evolution* 4, 501–512

Brinkman A.G., Ens B.J. & Kats, R. 2003. Modelling the energy budget and prey choice of eider ducks. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 839. 134p.

Camphuysen C.J. & Leopold M.F. 1994. Atlas of seabirds in the southern North Sea. IBN Research report 94/6, NIOZ Report 1994-8, Institute for Forestry and Nature Research, Netherlands Institute for Sea Research and Dutch Seabird Group, Texel.

Camphuysen K.C.J. Barreveld H., Dahlmann G. & van Franeker J.A. 1999. Seabirds in the North Sea demobilized and killed by Polyisobutylene (C4H8)n (PIB). *Marine Pollution Bulletin* 38: 1171-1176.

Craeymeersch J.A. & Perdon J. 2004. De halfgeknotte strandschelp Spisula subtruncata, in de Nederlandse kustwateren in 2003. RIVO rapport C040/04.

Craeymeersch J.A., Leopold M.F. & van Wijk M.O. 2001. Halfgeknotte strandschelp en Amerikaanse zwaardschede: een overzicht van bestaande kennis over visserij, economische betekenis, regelgeving, ecologie van de beviste soorten en effecten op het ecosysteem. RIVO rapport C033/01, 34p.

Dekinga A. & Piersma T. 1993. Reconstructing diet composition on the basis of faeces in a mollusc-eating wader, the Knot *Calidris canutus*. *Bird Study*, 40, 144-156.

Delany S. & Scott D. 2006. Waterbird Population Estimates. Fourth Edition. Wageningen, Wetlands International.

Dirksen S., Witte, R.H., & Leopold M.F. 2005. Nocturnal movements and flight altitudes of common scoters *Melanitta nigra*. *Research north of Ameland and Terschelling, February 2004.*

Durinck J., Christensen K.D., Skov H. & Danielsen F. 1990. Diet of Common Scoter *Melanitta nigra* and Velvet Scoter *M. fusca* wintering in the North Sea. *Ornis Fennica* 70: 215-218.

Feys S. 2007. Distribution of wintering seaducks in Belgian marine waters based on aerial surveys. MareLac Thesis UGent, Gent.

Goudswaard, P.C., Perdon K.J., Jol J. , van Asch M. & Troost K. 2013. Het bestand aan commercieel belangrijke schelpdiersoorten in de Nederlandse kustwateren in 2013 . IMARES Rapport C133/13.

Hastie T. & Tibshirani R., 1990. Generalized Additive Models, Chapman and Hall.

Heunks C., Leopold, M., Poot, M.J.M., Lilipaly, S.J., & Beuker D. 2009. Trend, current status and ecology of common scoters *Melanitta nigra* in the Voordelta, the Netherlands. Abstract of poster in: Stienen Eric, Norman Ratcliffe, Jan Seys, Jurgen Tack, Jan Mees and Ingrid Dobbelaere (Eds). 2009. Seabird Group 10th International Conference. Provincial Court, Brugge, 27-30 March 2009. Book of abstracts - VLIZ Special Publication 42. Communications of the Research Institute for Nature and Forest – INBO.M.2009.1. Research Institute for Nature and Forest (INBO), Brussels, Belgium –Flanders Marine Institute (VLIZ). Oostende, Belgium. viii + 68p.

Hoekstein M.S.J., Lilipaly, S.J., & Meininger P.L. 2003. Vliegtuigtellingen van watervogels en zeezoogdieren in de Voordelta, 2002/2003 met gegevens van zeehonden in de Oosterschelde en Westerschelde. Rapport RIKZ/2003.046. Rijksinstituut voor Kust en Zee / RIKZ, Middelburg.

Houziaux J.-S., Craeymeersch J., Merckx B., Kerckhof F., Van Lancker V., Courtens W., Stienen E., Rabaut M., Perdon J., Goudswaard P.C., Van Hoey G., Vigin L., Hostens K., Vincx M. & Degraer S. 2011. 'EnSIS' - Ecosystem Sensitivity to Invasive Species. Final Report, Belgian Science Policy, Brussels: Research Programme Science for a Sustainable Development.

Kaiser M.J., Galanidi M., Showler D.A., Elliott A.J., Caldow R.W.G., Rees E.I.S., Stillman R.A. & Sutherland W.J. 2006. Distribution and behaviour of Common Scoter *Melanitta nigra* relative to prey resources and environmental parameters. *Ibis* 148S1: 110-128.

Krijgsveld K.L. , Smits R.R. & van der Winden J. 2009. Verstoringsgevoeligheid van vogels. Update literatuurstudie naar de reacties van vogels op recreatie. Rapport 08-173, Bureau Waardenburg, Culemborg.

De Leeuw J. 1997. Demanding divers - Ecological energetics of food exploitation by diving ducks. PhD-thesis, University of Groningen, 178 p.

Lengkeek W., Didderen K., Bouma S. & M.J.M. Poot, 2014. Onderzoek naar voedsel van zwarte zee-eenden in de Voordelta. Inventarisatie van benthos door duikers. Rapport 13-284. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Leopold M.F., Baptist H.J.M., Wolf P.A. & Offringa H. 1995. De zwarte zeeëend Melanitta nigra in Nederland. *Limosa* 68: 49-64.

Leopold M.F. 1996. Spisula subtruncata als voedselbron voor zee-eenden in Nederland. BEON Rapport nr. 96-2 BEON project IBN 95 V29. BEON, Den Haag.

Leopold M.F. 2002a. Nulmeting vogels en benthos in de Texelse vooroever (KUSTADV*NH). Alterra-Texel, ungepubl. rapport.

Leopold M.F. 2002b. T-1 meting benthos en vissen in de Texelse vooroever (KUSTADV*NH), september 2002. Alterra-Texel, ungepubl. rapport.

Leopold M.F. & Wolf P. 2003. Zee-eenden eten ook Ensis. Nieuwsbrief Nederlandse Zeevogelgroep 4(3): 5.

Leopold M.F., Baptist, H.J.B., Wolf, P. & Ofringa H.R. 1995. De Zwarte Zeeëend *Melanitta nigra* in Nederland. *Limosa* 68: 49-64.

Leopold M.F., Spannenburg, P.C., Verdaat, H.J.P. & Kats R.K.H. 2007. Identification and size estimation of *Spisula subtruncata* and *Ensis americanus* from

shell fragments in stomachs and faeces of Common Eiders *Somateria mollissima* and Common Scoters *Melanitta nigra*. Hoofdstuk 4 in: R.K.H. Kats. Common Eiders *Somateria mollissima* in the Netherlands. The rise and fall of breeding and wintering populations in relation to the stocks of shellfish. PhD Univ. Groningen, pp 63-85.

Leopold M.F, Verdaat, H., Spierenburg, P. & Van Dijk J. 2010. Zee-eendenvoedsel op een recente zandsuppletie bij Noordwijk. IMARES Rapport C021/10, 30 pp.

Leopold M.F., van Bemmelen R., Perdon J., Poot M., Heuks C., Beuker D., Jonkvorst R.J. & de Jong J. 2013. Zwarte Zee-eenden in de Noordzeekustzone benoorden de Wadden: verspreiding en aantallen in relatie tot voedsel en verstoring. IMARES Rapport C023/13.

Lewis T.L., Esler D., Boyd W.S. & Zydelis R. 2005. Nocturnal foraging behavior of wintering Surf Scoters and White-winged scoters. *Condor* 107: 637-647.

Marc Kery,2010, Introduction to WinBUGS for Ecologists: Bayesian approach to regression, ANOVA, mixed models and related analyses

Nehls G. 1989. Occurrence and food consumption of the Common Eider, *Somateria mollissima*, in the Wadden Sea of Schleswig Holstein. *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 43: 385-393.

Nehls G., Ketzenberg C. 2002. Do common Eiders *Somateria mollissima* exhaust their food resources? A study on natural mussel *Mytilus edulis* beds in the Wadden Sea. *Dan. Rev. Game Biol*. 16:47–61.

Petersen I.K., Christensen T.K., Kahlert J., Desholm M. & Fox A.D. 2006. Final results of bird studies at the offshore wind farms at Nysted and Horns Rev, Denmark. NERI Report, commissioned by DONG energy and Vattenfall A/S.

Petersen I.K. & Nielsen R.D. 2011. Abundance and distribution of selected waterbird species in Danish marine areas. Report commissioned by Vattenfall A/S. National Environmental Research Institute, Aarhus University, Denmark, 62p.

Poot M.J.M., Heunks, C., Prinsen, H.A.M., van Horssen, P.W. & Boudewijn T.J. 2006. *Zeevogels in de Voordelta in 2004/2005 en 2005/2006*. Nulmeting in het kader van Monitoring en Evaluatie Programma, Project Mainport Rotterdam - MEP MV2; Perceel 4: Vogels. Bureau Waardenburg bv, Culemborg.

R Core Team (2013). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL http://www.R-project.org/.

Rue H., Martino, S. and Chopin, N. (2009). Approximate Bayesian inference for latent Gaussian models using integrated nested Laplace approximations. *Journal of the Royal Statistical Society, Series B* 71, 319-392.

Smit C.J. & de Jong M. 2011. Aantallen en verspreiding van Eiders, Toppers en zee-eenden in de winter van 2011 – 2011. IMARES Rapport C196/11.

Swennen C. 1976 Populatie-structuur en voedsel van de Eider *Somateria m. mollissima* in de Nederlandse Waddenzee. *Ardea* 64: 311-371.

Swennen C. & Duiven A.G. 1989. Eidereend *Somateria mollissima* gestikt in Amerikaanse zwaardscheden. *Limosa* 62: 153-154.

Swennen C., Leopold M.F. & Stock M. 1985. Notes on growth and behaviour of the American razor clam *Ensis directus* in the Wadden Sea and the predation on it by birds. *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 39: 255-261.

Tulp, I.Y.M., Craeymeersch J.A.M., Leopold M.F., Damme C.J.G. van, Fey F. & Verdaat J.P. 2010. The role of the invasive bivalve *Ensis directus* as food source for fish and birds in the Dutch coastal zone. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 90 (3): 116 - 128.

Wickham, H. 2009. ggplot2: elegant graphics for data analysis. Springer New York.

Wolf P.A. & Meininger P.L. 2004. Zeeën van zee-eenden bij de Brouwersdam. Nieuwsbrief Nederlandse Zeevogelgroep 5(2): 1-2.

Zuur A.F., Ieno, E.N. & Smith, G.M. 2007. Analysing Ecological Data. Springer, New York.

Zuur A.F., Ieno, E.N., Walker, N.J., Saveliev, A.A. & Smith, G. 2009. Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R. Springer, New York.

Zuur A.F., Ieno E.N. & Elphick C.S. 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution* 1(1): 3–14.

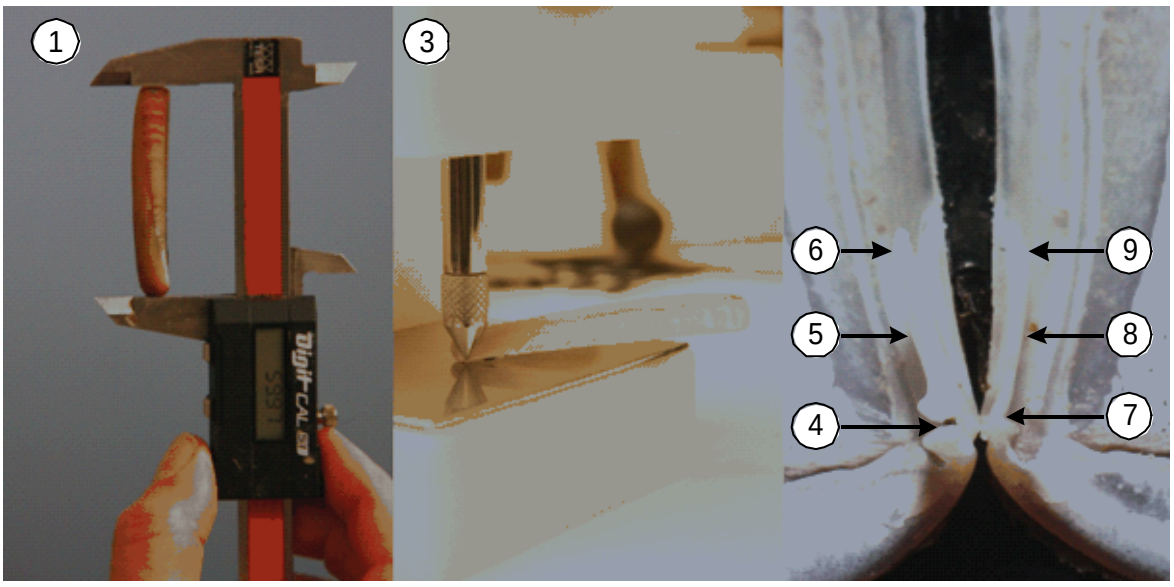
Zuur A.F., Saveliev, A.A. & Ieno E.N. 2014. Beginner's Guide to Generalized Additive Mixed Models with R. Highland Statistics.

Bijlage 1: Reconstructie dieet zwarte zee-eenden op basis van schelpfragmenten in dood gevonden vogels

Reconstructie grootte van gegeten Ensis

Omdat het onderzoek zich toespitste op een reconstructie van de grootte van de gegeten *Ensis*, is aan deze soort nadere aandacht besteed. We konden al beschikken over een methode om slotjes van *Ensis* die nog intact in de maag aanwezig waren, te gebruiken voor een reconstructie van de geconsumeerde schelplengte. Ook kon de dikte van de schelpfragmenten hiervoor worden gebruikt. Beide methoden hadden echter nadelen. Het aantal slotjes dat nog ongeschonden in de magen zat, was echter erg laag, terwijl schelpdiktemetingen minder nauwkeurige schattingen opleverden van de schelplengtes (Leopold *et al.* 2007). In het huidige onderzoek werden beide methoden gecombineerd: de schelpdikte werd gemeten naast het slot, op een zestal specifieke plaatsen. Zodoende konden ook beschadigde slotjes worden gebruikt, zolang er nog een fragment van de schelp naast het slot aanwezig was. Dit vergrootte zowel het aantal bruikbare fragmenten sterk, als de precisie van de schelplengteschattingen.

Om deze schattingen te kunnen doen, was nieuw referentiemateriaal nodig. In de winter van 2010/2011 zijn daarom in verschillende maanden verse *Ensis* verzameld op diverse stranden langs de kust en in de Voordelta zelf (benthos monsters beschikbaar gesteld door Onno van Tongeren. De schelpdikte werd op zes standaard plaatsen naast het slot gemeten, met een hiervoor speciaal ontwikkeld meetinstrument en de schelplengte werd gemeten (Figuur B-1.1, Tabel B-1.1), volgens een standaard protocol (Tabel B-1.2).



Figuur B-1.1 Het meten van de lengte en van de schelpdikte in Ensis. Nummers in de Figuur corresponderen met die in Tabel B-1.1.

Tabel B-1.1 Regressie parameters per slotlocatie (zie Figuur B-1.1) voor het model: schelplengte = aX + b, met X = schelpdikte in Ensis directus, van slot fragmenten. Schelplengte en –dikte in mm.

	Slotlocatie	a	b	St.dev.	n	R^2
#1	Linksonder	122,326	1,099	6,21	818	0,932
#2	Links-midden	106,492	2,496	5,58	822	0,945
#3	Linksboven	86,756	8,018	6,29	817	0,930
#4	Rechtsonder	138,701	1,221	5,83	821	0,940
#5	Rechts-midden	107,478	4,201	4,18	824	0,948
#6	Rechtsboven	84,662	8,472	5,17	819	0,952

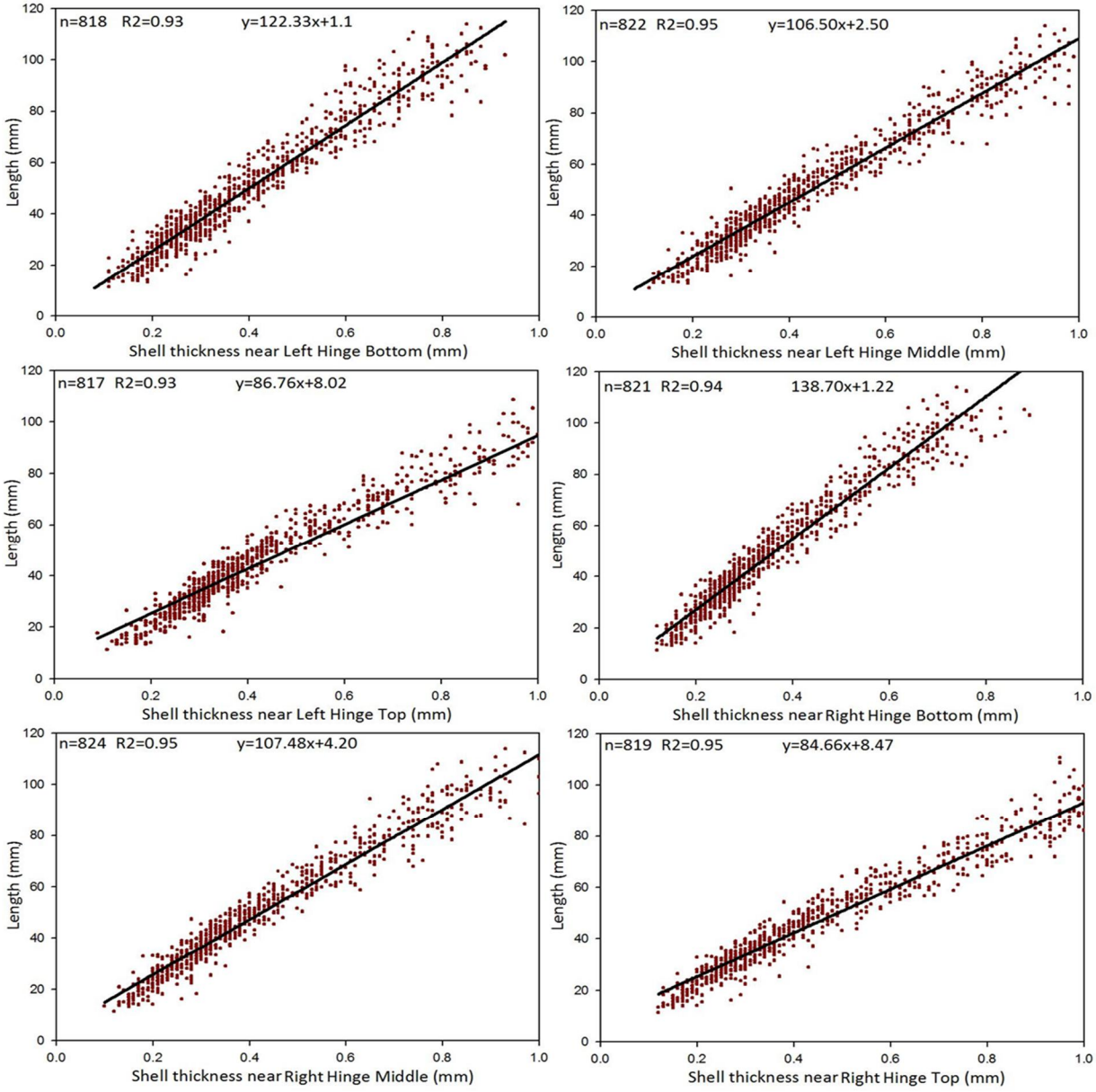
Tabel B-1.2 Protocol voor het meten van schelplengte en –dikte in Ensis directus.

Protocol voor het meten van schelpdikte in *Ensis directus*.
Meet de schelplengte zoals aangegeven in Figuur B-1.1.
Scheid de twee kleppen om aan iedere klep de dikte nauwkeurig te kunnen meten.
Houd de linker klep onder een hoek van circa 45 graden op de bodemplaat van de diktemeter, zodat diktes correct, rekening houdend met de bolling van de schelp, gemeten worden.
Meetlocatie “linksonder”. Plaats de punt van de meter tegen en tussen de tanden van het slot en meet de schelpdikte.
Meetlocatie “links-midden”. Plaats de punt van de meter tegen de rand van het slot, ter hoogte van het midden van het slot.
Meetlocatie “linksboven”. Plaats de punt van de meter tegen de linkerbovenkant van het slot.
Meetlocatie “rechtsonder”. Plaats de punt van de meter tegen de rand van het slot, “in de hoek”.
Meetlocatie “rechts-midden”. Plaats de punt van de meter tegen de rand van het slot, ter hoogte van het midden van het slot.
Meetlocatie “rechtsboven”. Plaats de punt van de meter aan de top van het slot, bij schelpen kleiner dan ca 6 cm tegen het slot aan, bij grotere schelpen direct achter de verdikking die zich tegen het slot aan bevindt. Deze verdikking is niet meetbaar in kleinere schelpen, maar maakt deze meting in grotere exemplaren lastig.

Tabel B-1.3 Alle onderzochte eenden met vindplaats en vinddatum. In de laatste kolom staan de nummers van de eenden die konden worden gebruikt voor onderzoek aan de gegeten Ensis.

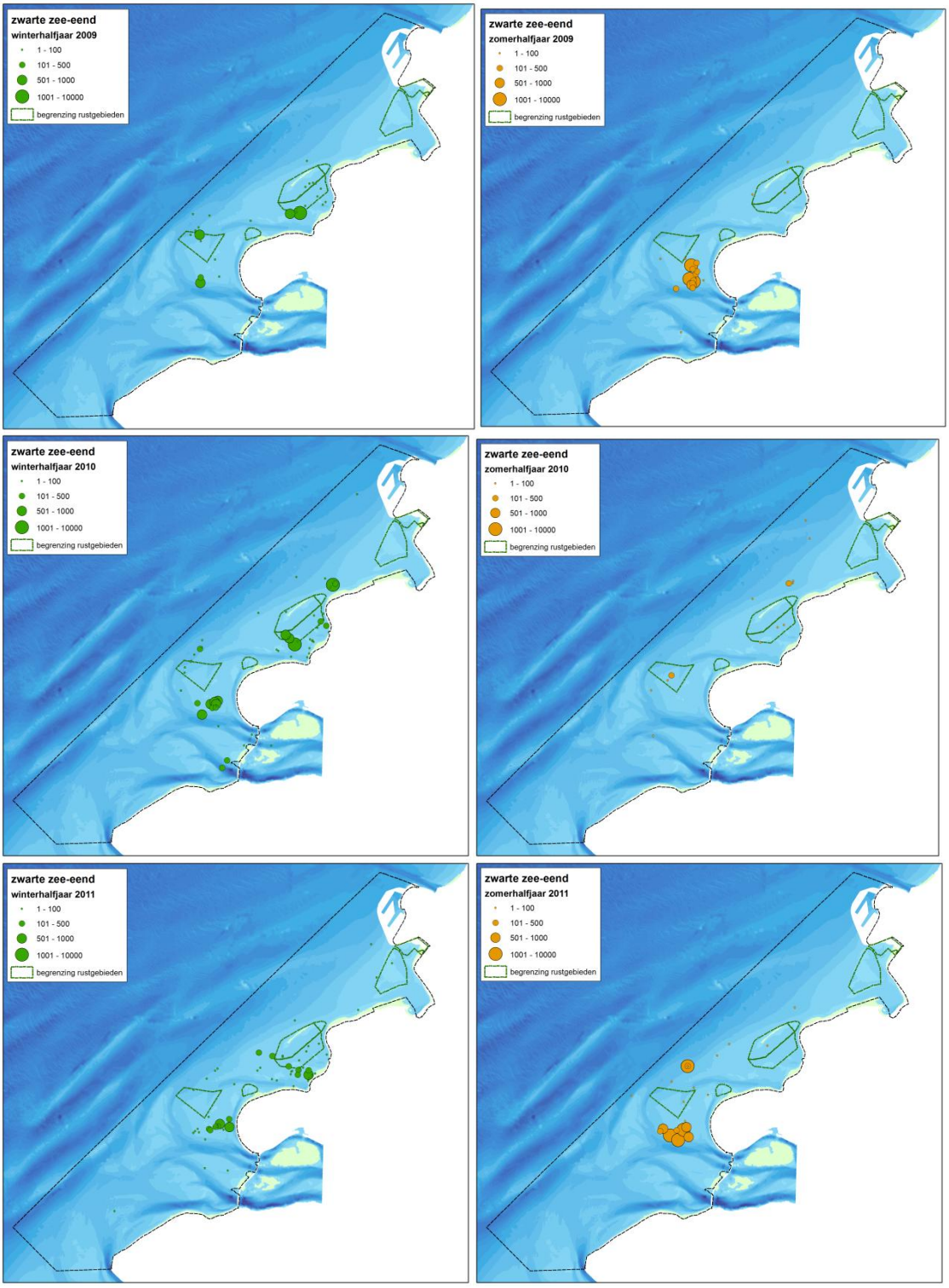
Locatie	Datum	Persoon	Tabel Y nummer
Texel, NIOZ haven	29-7-2005	Maarten Brugge	
Texel, strandpaal 11	16-11-2007	Maarten Brugge	
Groote Keeten, p11	4-5-2009	Arnold Gronert	
Brouwersdam, Schaar va Renesse	11-12-2009	Bureau Waardenburg	#1
Noordwijk, paal 79.5	2-1-2010	Kees Kooimans	#2
Ameland, paal 12.8	15-1-2010	Anja Cervencl	
Ameland, paal 14.4	15-1-2010	Anja Cervencl	
Ameland, paal 3	20-1-2010	J. Huizenga, SBB	#5
Ameland, westpunt	Feb-10	J. Huizenga, SBB	
Ameland, westpunt	Feb-10	J. Huizenga, SBB	
Brouwersdam	13-2-2010	Ruben Fijn	#6
Texel, paal 12	15-2-2010	Anja Cervencl	
Texel, Hors	19-3-2010	Maarten Brugge	
Texel, Hors	19-3-2010	Maarten Brugge	
Schiermonnikoog, paal 10	14-5-2010	Rob van Bemmelen	#3
Ameland, paal 12	17-5-2010	Johan Krol	#4
Ameland, paal 8	1-12-2010	Krijn Buijtelaar & Peter Pruisscher	
Zandvoort	3-1-2011	Vogelklas Karel Schot	
Ameland, paal 20	10-1-2011	Johan Krol	
Brouwersdam	19-1-2011	Krijn Buijtelaar & Peter Pruisscher	
Brouwersdam-zuid	19-1-2011	Krijn Buijtelaar & Peter Pruisscher	
Schiermonnikoog-Noordzeestrand	25-1-2011	Krijn Buijtelaar & Peter Pruisscher	
Schiermonnikoog-Noordzeestrand	1-2-2011	Krijn Buijtelaar & Peter Pruisscher	#7
Renesse, Zeeland	1-2-2011	Krijn Buijtelaar & Peter Pruisscher	
Texel, Slufter	14-2-2011	Krijn Buijtelaar & Peter Pruisscher	
Texel, Waddijk, tussen Ceres e Amalia	18-2-2011	Jan Andries van Franeker	
Renesse, Zeeland	2-3-2011	Krijn Buijtelaar & Peter Pruisscher	#8
Renesse, Zeeland	2-3-2011	Krijn Buijtelaar & Peter Pruisscher	#9
Texel, Hors	4-3-2011	Ben Krause & Mardik Leopold	
Rottumeroog	6-3-2011	Tim van Nus	
Texel, Hors, paal 7	8-3-2011	Ben Krause	
Texel, tussen paal 20 en 25	22-3-2011	Edward Soldaat	
Texel, Noordzeestrand	28-3-2011	Ecomare	
Texel, thv Teso haven	1-4-2011	Ecomare	#10
Petten	25-11-2011	Arnold Gronert	
Vlieland, wadkant	13-2-2012	Carl Zuhorn	
Brouwersdam	15-2-2012	Pim Wolf	

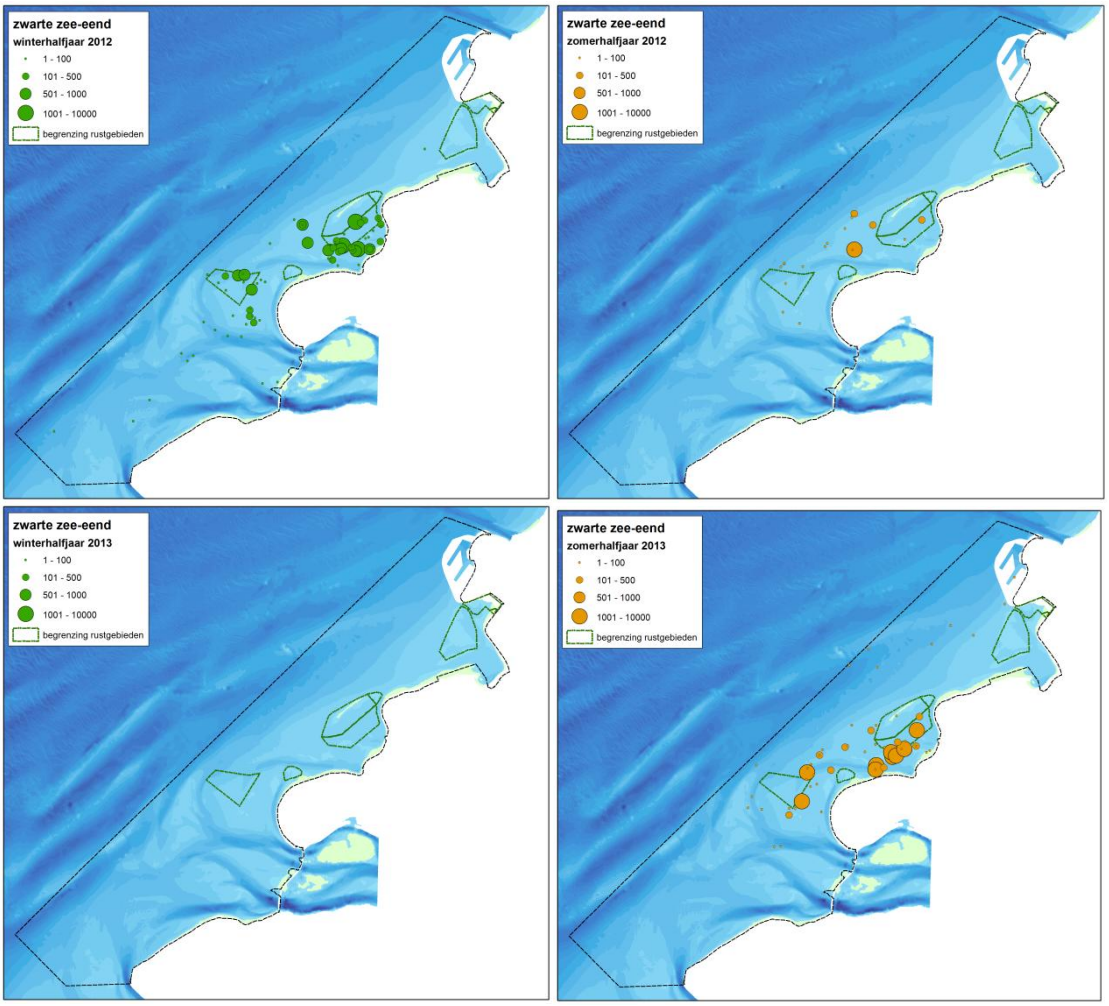
De zes meetlocaties naast het slot (Figuur B-1.1) gaven alle betrouwbare schattingen voor de schelplengte (Tabel B-1.1). Verschillen tussen de verschillende locaties langs de kust en tussen verschillende maanden waren, mede door de grote aantallen gemeten schelpen, statistisch significant, maar verder onbetekenend omdat verschillen in de voorspelde lengtes op grond van referentiemateriaal afkomstig van verschillende plaatsen/locaties elkaar nooit meer dan 2 mm (schelplengte) ontliepen (Figuur B-1.2). Om deze reden zijn alle referentie-schelpen samengenomen voor één voorspellend model.



Figuur B-1.2 Het verband tussen de schelpdikte, op zes standaard locaties langs het slot gemeten, en de schelplengte.

Bijlage 2: Verspreiding van zwarte zee-eend tijdens de T1 seizoenen




zwarte zee-eend
winterhalfjaar 2012
1 - 100
101 - 500
501 - 1000
1001 - 10000
begrenzing rustgebieden
zwarte zee-eend
zomerhalfjaar 2012
1 - 100
101 - 500
501 - 1000
1001 - 10000
begrenzing rustgebieden
zwarte zee-eend
winterhalfjaar 2013
1 - 100
101 - 500
501 - 1000
1001 - 10000
begrenzing rustgebieden
zwarte zee-eend
zomerhalfjaar 2013
1 - 100
101 - 500
501 - 1000
1001 - 10000
begrenzing rustgebieden

Bijlage 3: Zwarte zee-eenden met vogel-tuberculose

Bij een eerste verkennende snijsessie op Texel bleek een aantal eenden zwaar te zijn geïnfecteerd met iets dat op een schimmel leek. Omdat niet meteen duidelijk was of deze infecties ook voor de onderzoekers schadelijk zouden kunnen zijn, en omdat meer duidelijkheid verkregen moest worden over aard en incidentie van deze infecties, zijn de secties in 2011 uitgevoerd aan de Rijksuniversiteit Utrecht, Faculteit Diergeneeskunde, Dutch Wildlife Health Centre (DWHC), onder leiding van patholoog dr. J. IJzer. De “schimmel” bleek een *Mycobacterium*, een bacteriële infectie. Omdat er meerdere soorten bestaan, is materiaal op kweek gezet. De uitslag van de kweek leverde de diagnose Vogel-tuberculose op (*Mycobacterium avium*). *Mycobacterium avium* is algemeen in de natuur aanwezig, maar zal vooral toeslaan bij al eerder verzwakte vogels. Bij 3 van 13 onderzochte eenden in 2010/2011 werd *Mycobacterium* als doodsoorzaak vastgesteld. In de winter van 2009/2010 was de incidentie nog hoger (8 van de 11). Dit wijst mogelijk op een populatie eenden in slechte conditie, met name in de eerste winter. In 2012 konden slechts vier vogels uit de winter 2011/12 worden onderzocht, plus een vogel uit 2005. Geen van deze vogels had een zichtbare infectie met Vogel-tuberculose. Een zwarte zee-eend die in september 2011 werd gevonden op Sylt, Duitsland bleek echter wel zwaar geïnfecteerd: het pathogeen was dus nog geenszins uit het milieu verdwenen maar werd in het kleine aantal onderzochte eenden uit Nederland niet aangetroffen.

Bijlage 4: Verspreiding en aantalsverloop van eiders

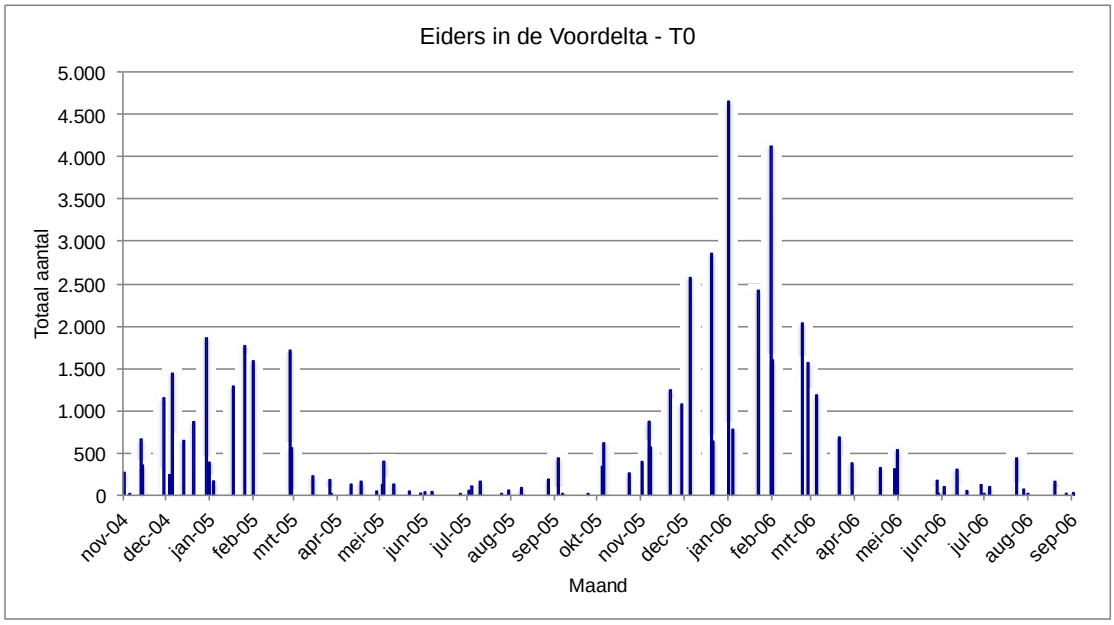
1. Aantallen

Seizoensmaxima

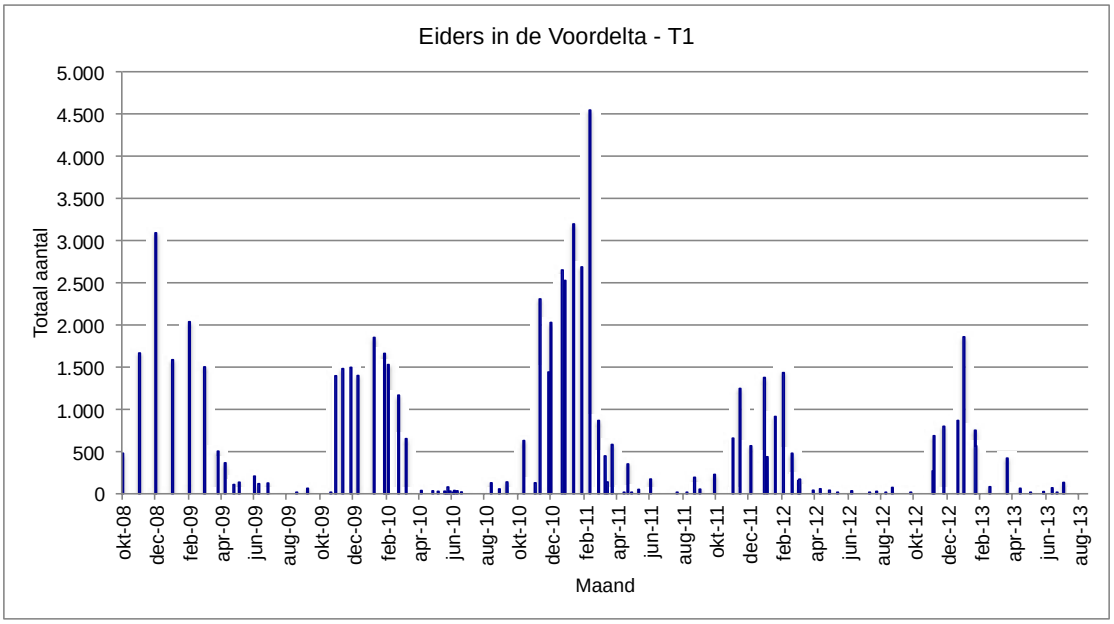
Het aantal eiders dat in de periode van november 2008 t/m augustus 2012 in de Voordelta verbleef bedroeg maximaal ca. 4.500. Sezoensmaxima schommelden van jaar op jaar van ca. 1.500 tot 4.500. Dit is vergelijkbaar met de T0 seizoenen. In seizoen 2010/2011 was de soort het meest talrijk. In de twee daaropvolgende seizoenen was het aantal meer dan gehalveerd.

Seizoensverloop

Eiders arriveren in oktober in de Voordelta. Het aantal eiders nam tijdens alle T1 seizoenen na oktober snel toe tot het maximum in midwinter (januari/februari). In maart en april verlaat het gros van de eiders de Voordelta. In geen enkel seizoen was sprake van een najaars- of voorjaarspiek.



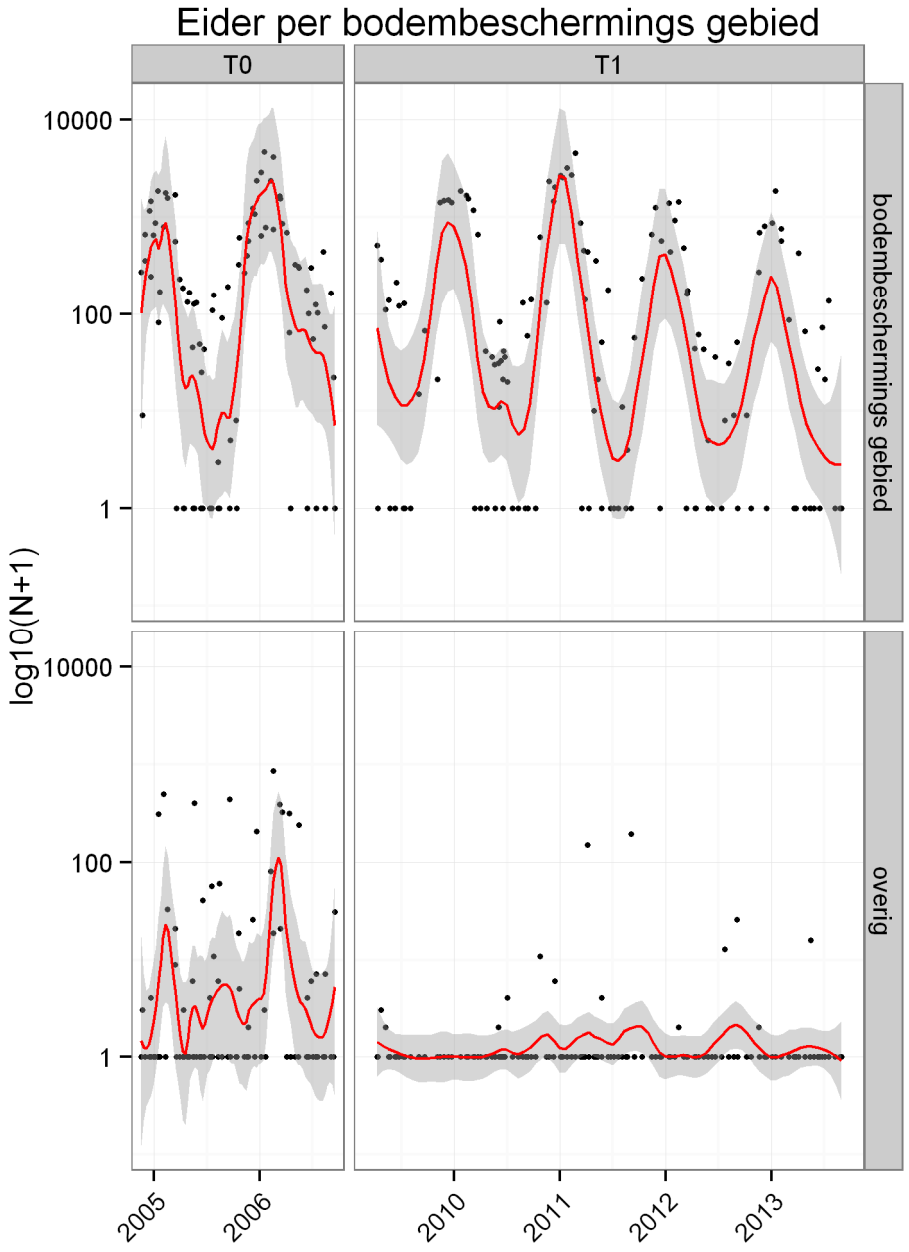
Figuur B-4.1 Aantalsverloop van eiders in de Voordelta in de periode november 2004 t/m augustus 2006 (bron: alle vliegtuigtellingen T0 uit desbetreffende periode)



Figuur B-4.2 Aantalsverloop van eiders in de Voordelta in de periode november 2008 t/m augustus 2012 (bron: alle vliegtuigtellingen T1 uit desbetreffende periode, op basis van een combinatie van tellingen in het kader van de monitoring natuurcompensatie Voordelta en de reguliere RWS Waterdienst MWTL-monitoring).

Trends in Bodembeschermingsgebied

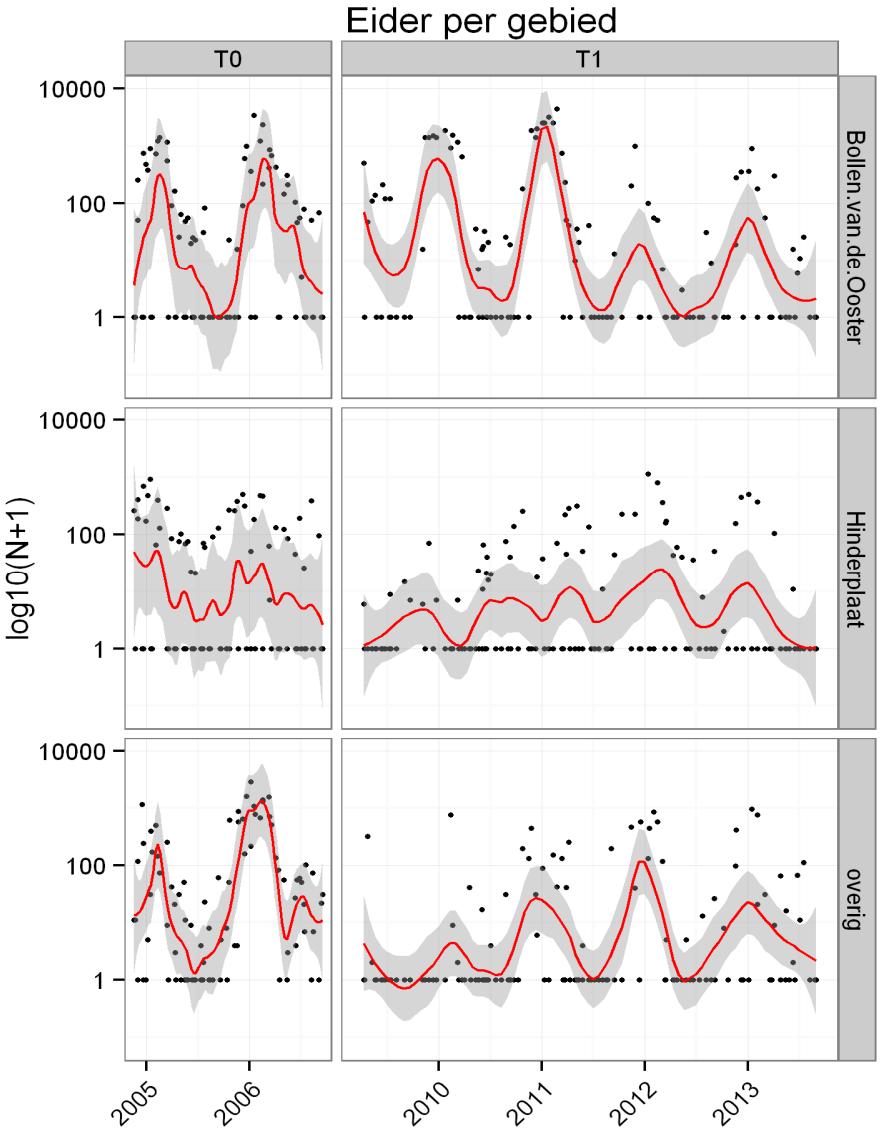
De eerste twee seizoenen van de T1 is het voorkomen van eiders in het Bodembeschermingsgebied van een vergelijkbaar niveau als in de T0, maar daarna lijkt er een afname in te zetten. Deze afname is waarschijnlijk reëel, aangezien er een groot verschil in voorkomen is tussen de T0 en T1 in de overige gebieden in de Voordelta. In de T1 komen eiders dus uitsluitend nog binnen het Bodembeschermingsgebied voor. Ook indicatief is dat het voorkomen in het zomerhalfjaar naar een heel laag niveau gaat (de dalen in Figuur B-4.3).



Figuur B-4.3 Aantalsverloop van eiders in het bodembeschermingsgebied (boven) en in de overige gebieden in de Voordelta in de T0 periode (november 2004 t/m augustus 2006; boven) en de T1 periode (november 2008 t/m augustus 2013; beneden) op basis van alle beschikbare vliegtuigtellingen. Weergegeven is een loesss/lowes smoothing trendlijn met een 95% betrouwbaarheidsinterval (Wickham 2009, Hastie & Tibshirani 1990). De y-as is op log-schaal.

Trends in rustgebieden

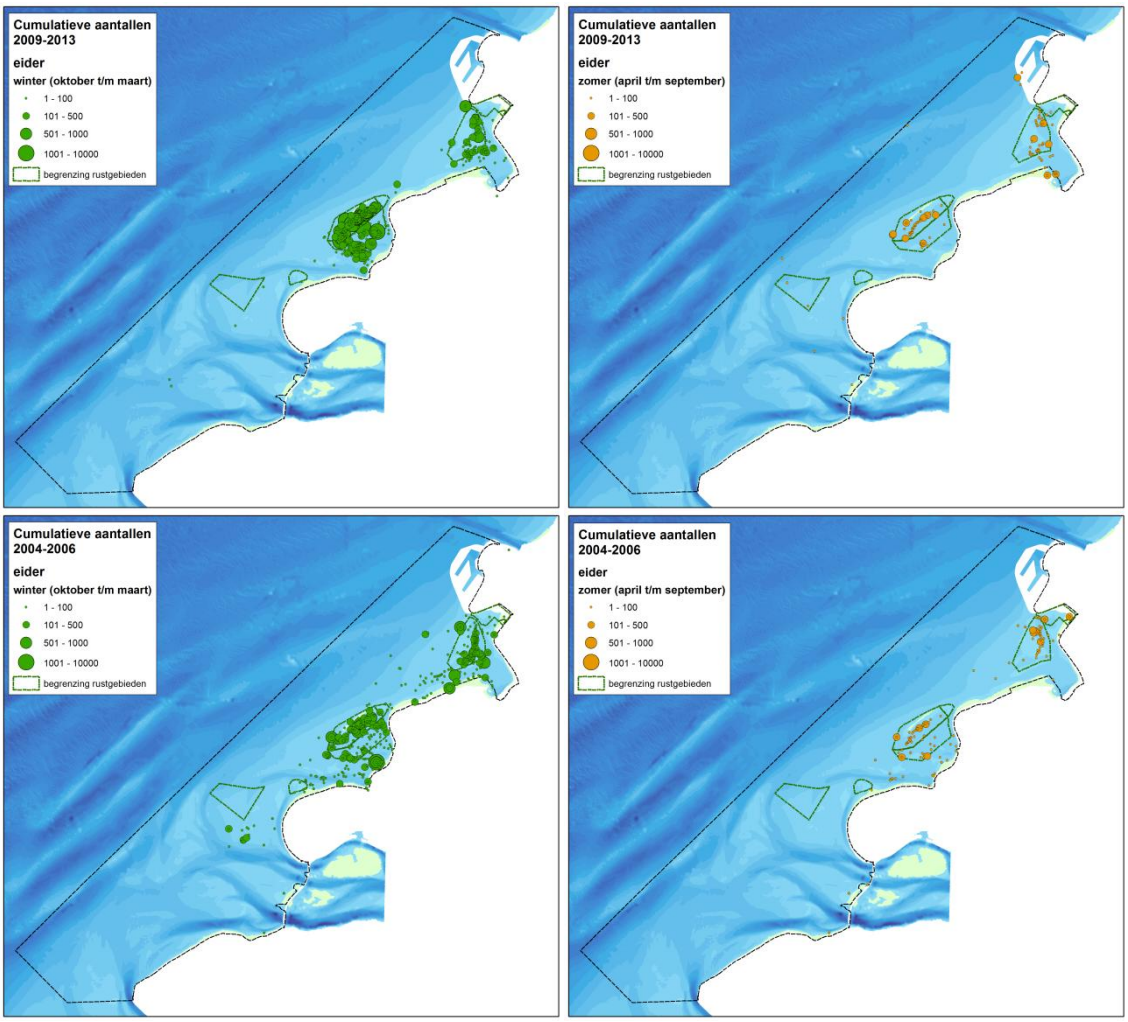
Op basis van Figuur B-4.3 is af te leiden de trends in Figuur B-.4.4 nagenoeg geheel van toepassing is op vogels die binnen de begrenzingen van het Bodembeschermingsgebied voorkomen. In de eerste twee jaren van de T1 heeft er een grote concentratievorming plaatsgevonden waarbij de meeste eiders zich in het gebied bij de Bollen van de Ooster ophielden. Het rustgebied Hinderplaat en de overige gebieden lieten toen lagere aantallen zien. In de laatste twee seizoenen van de T1 ligt het niveau in beide rustgebieden en het overige gebied in de Voordelta op een lager niveau dan in de T0.



Figuur B-4.4 Aantalsverloop van eiders in de twee aangewezen rustgebieden (boven en midden) en in de overige gebieden in Voordelta in de T0 periode (november 2004 t/m augustus 2006; boven) en de T1 periode (november 2008 t/m augustus 2013; beneden) op basis van alle beschikbare vliegtuigtellingen. Weergegeven is een loesss/lowes smoothing trendlijn met een 95% betrouwbaarheidsinterval (Wickham 2009, Hastie & Tibshirani 1990). De y-as is op log-schaal.

2. Verspreiding

De verspreiding van eiders concentreerde zich in de periode april 2009 t/m augustus 2012 rond het Brouwersdamgebied, met grote aantallen rustende vogels op de Bollen van de Ooster en foeragerende vogels in het noordelijke deel van het Brouwersdamgebied (Figuur B-4.5). Op de Hinderplaat en andere kleine zandplaten in het noordelijke deel verbleven in de eerste T1 seizoenen (2008/2009, 2009/2010 en 2010/2011) opvallend weinig eiders. In het winterhalfjaar van seizoen 2011/2012 was het aandeel eiders op de Hinderplaat weer vergelijkbaar of zelfs hoger dan tijdens de T0-seizoenen. Op de Bollen van de Ooster was het aantal eiders in de eerste T1 seizoenen (2008/2009, 2009/2010 en 2010/2011) met de situatie tijdens de T0. In seizoen 2012/2013 was het aantal eiders zowel op de Bollen van de Ooster als bij de Hinderplaat opvallend laag.



Figuur B-4.5 Cumulatieve verspreidingskaart van eiders in de Voordelta tijdens de T1 seizoenen (boven) en de T0 seizoenen (onder). Weergegeven is de verspreiding van zwarte zee-eenden in de maanden oktober t/m maart (links) en de maanden april t/m september (rechts).

3. Voorkomen in vogeldagen

Het gebruik van de Voordelta door eiders (uitgedrukt in vogeldagen) was tijdens de T1 seizoenen minder intensief dan tijdens de T0 seizoenen (Figuur B-4.6). In seizoen 2004/2005 en seizoen 2005/2006 bedroeg het totaal aantal vogeldagen respectievelijk 162.571 en 339.198 (tabel 4.x.c). Tijdens de T1 seizoenen is dit aantal alleen in de eerste twee

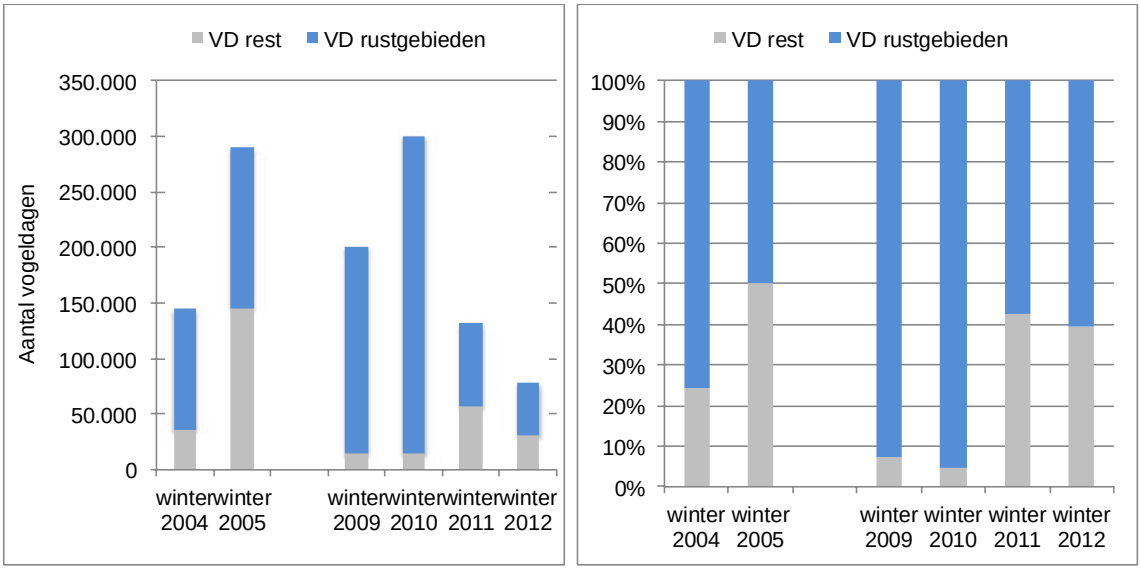
seizoenen (2008/2009 en 2009/2010) nog gehaald (respectievelijk 208.110 en 326.720 vogeldagen). In de daarop volgende seizoenen is het aantal vogeldagen verder afgenomen.
Voor het beantwoorden van de MEP vragen is het ook voor de eider relevant te weten wat het aantal vogeldagen in het winterhalfjaar (oktober t/m maart) bedroeg. Tijdens de T0 winterhalfjaren bedroeg het aantal vogeldagen respectievelijk 145.496 en 293.157 (tabel B-4.1). Alleen tijdens de eerste twee T1 winterhalfjaren (2008/2009 en 2009/2010) is dit aantal gehaald. In de daarop volgende winterhalfjaren daalde het aantal vogeldagen. In het winterhalfjaar van 2012/2013 was het aantal vogeldagen erg laag (77.877). Het aantalsverloop in de T1-seizoenen laat een vergelijkbare negatieve trend zien. Het aantal vogeldagen in de T0-seizoenen is niet significant afwijkend van het aantal vogeldagen in de T1-seizoenen

Het aandeel vogeldagen dat in de rustgebieden werd vastgesteld bedroeg tijdens de T0 winterhalfjaren respectievelijk 76% en 50%. Tijdens de eerste twee T1 winterhalfjaren (met een hoog aantal vogeldagen) liep dit aandeel op tot boven de 90%. In de daaropvolgende winterhalfjaren nam het aandeel af tot het niveau van de T0 winterhalfjaren (respectievelijk 59% in 2011/2012 en 61% in 2012/2013). Binnen de rustgebieden werd zowel in de T0 seizoenen als in de T1 seizoenen het merendeel van de vogeldagen van de eider in het rustgebied van de Bollen van de Ooster (BVO) en de Hinderplaat (HIN) vastgesteld. Figuur B-4.7 laat zien dat de verdeling van het aantal vogeldagen over deze twee rustgebieden van jaar op jaar sterk schommelt. In de eerste twee T1-winterhalfjaren pleisterden nagenoeg alle eiders in het rustgebied Bollen van de Ooster. In het noordelijke deel van de Voordelta verbleven deze winterhalfjaren nagenoeg geen eiders. In de laatste twee T1-winterhalfjaren waren de eiders weer meer gelijkmatig verdeeld over beide rustgebieden.

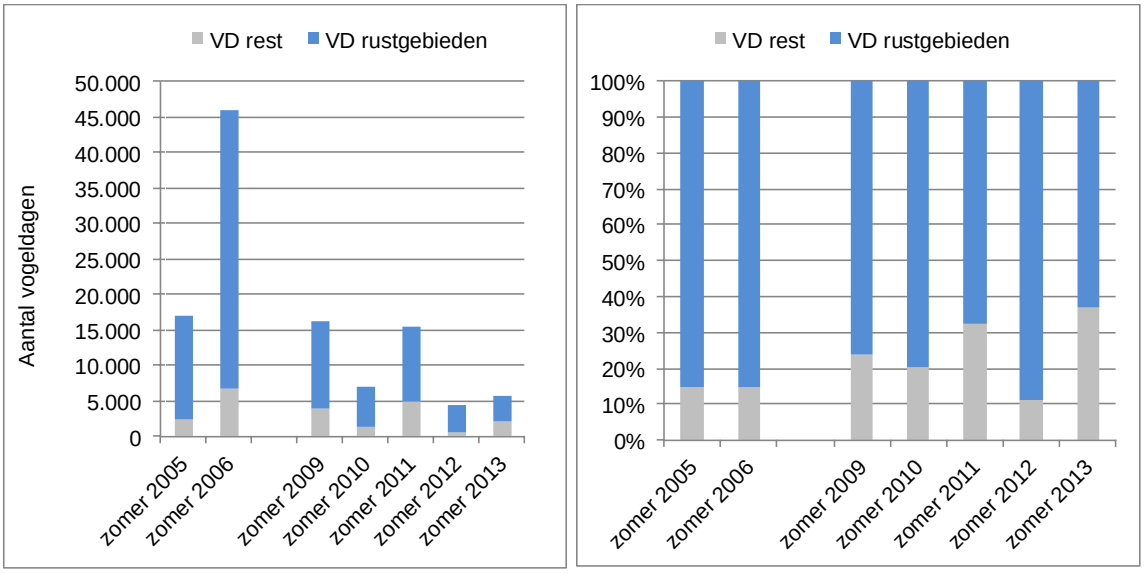
*Tabel B-4.1 Totaal aantal zee-eenddagen voor de **eider** in de Voordelta tijdens de T0 seizoenen (periode 2004-2006) en de T1 seizoenen (periode 2009-2013). Er wordt onderscheid gemaakt tussen de verschillende rustgebieden 'Bollen van het Nieuwe Zand' (BVNZ), 'Bollen van de Ooster' (BVO) de 'Hinderplaat' (HIN), de 'Slikken van Voorne' (SV) en de 'Verklikkerplaat' (VK) die voor de zee-eenden in het beheerplan van de Voordelta zijn begrensd.*

Winterhalfjaar (oktober t/m maart)							
(okt t/m mrt)	**BVO**	**BVNZ**	**HIN**	**SV**	**VK**	**Rest VD**	**Totaal VD**
winter 2004	78.427	0	31.355	0	158	35.556	145.496
winter 2005	109.812	0	35.726	25	644	146.950	293.157
winter 2009	185.243	0	1.317	0	0	14.401	200.961
winter 2010	285.873	0	7.950	0	20	17.490	311.333
winter 2011	23.711	0	58.120	75	0	56.370	138.276
winter 2012	25.419	0	21.699	0	0	30.759	77.877

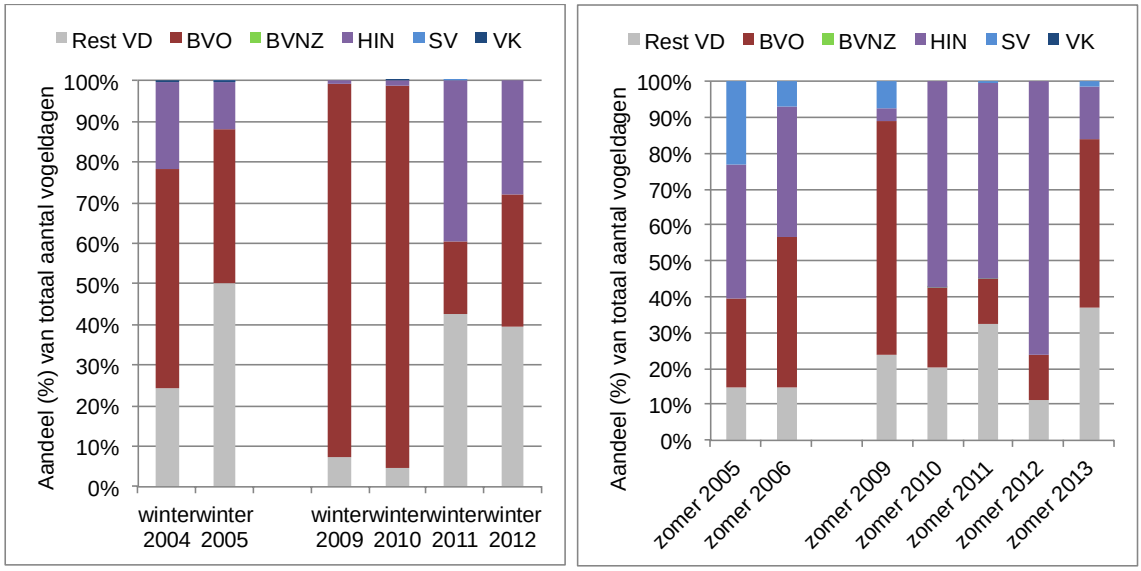
Zomerhalfjaar (april t/m september)							
(apr t/m sep)	**BVO**	**BVNZ**	**HIN**	**SV**	**VK**	**Rest VD**	**Totaal VD**
zomer 2005	4.163	0	6.398	3.969	0	2.545	17.075
zomer 2006	19.241	0	16.735	3.180	0	6.885	46.041
zomer 2009	10.541	0	593	1.200	0	3.880	16.214
zomer 2010	1.607	10	4.092	0	0	1.440	7.149
zomer 2011	1.898	12	8.440	27	0	5.010	15.387
zomer 2012	560	0	3.424	0	0	504	4.488
zomer 2013	2.745	0	875	70	0	2.184	5.874



*Figuur B-4.6 Overzicht van het aantal (links) en aandeel (rechts) vogeldagen van de **eider** in de Voordelta tijdens de T0-winterhalfjaren (periode 2004-2006) en de T1-winterhalfjaren (periode 2009-2013). Het winterhalfjaar loopt van oktober t/m maart. Er wordt onderscheid gemaakt tussen vogeldagen in binnen de rustgebieden di e voor de zee-eenden in het beheerplan van de Voordelta zijn begrensd (VD rustgebieden) en de vogeldagen elders in de Voordelta (VD rest).*

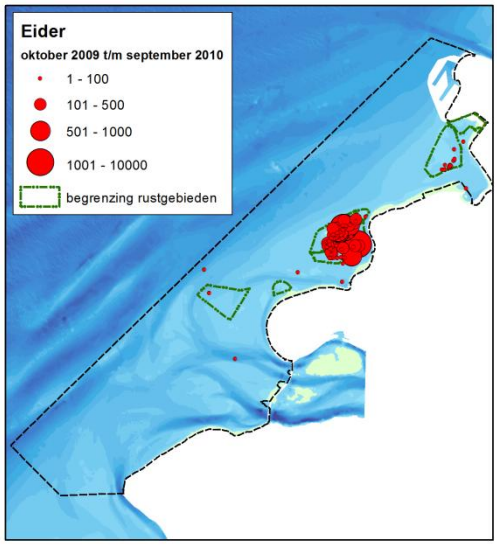


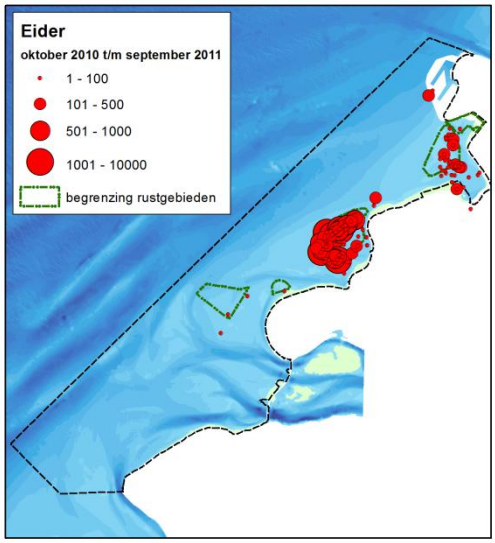
Figuur B-4.6 idem voor zomerperiode (april t/m september)

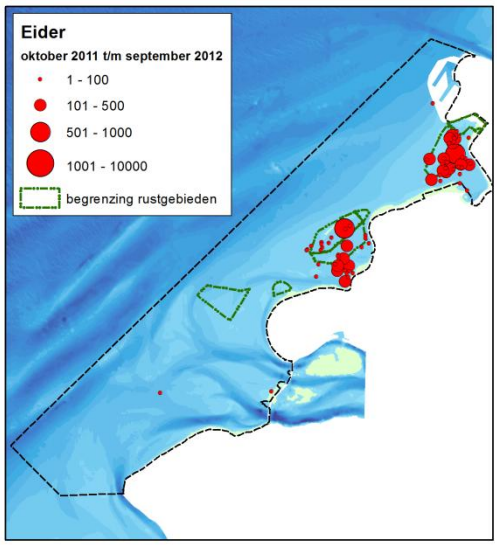


Figuur B-4.7 *Overzicht van het aandeel (%) van alle vogeldagen van de eider dat binnen de afzonderlijke rustgebieden werden vastgesteld in het winterhalfjaar (**links**) en het zomerhalfjaar (**rechts**). Er wordt onderscheid gemaakt tussen de verschillende rustgebieden 'Bollen van het Nieuwe Zand' (BVNZ), 'Bollen van de Ooster' (BVO) de 'Hinderplaat' (HIN), de 'Slikken van Voorne' (SV) en de 'Verklikkerplaat' (VK) die voor de zee-eenden in het beheerplan van de Voordelta zijn begrensd. De winter loopt van oktober t/m maart; het zomerhalfjaar van april t/m september.*

Bijlage 5: Verspreiding van de eider tijdens de T1 seizoenen.







5 Perceel Vogels – Grote stern en visdief

Auteurs: M.J.M. Poot, R.C. Fijn, T.J. Boudewijn, J. de Jong, P.W. van Horssen, M. Japink, B. van den Boogaard en J. Bergsma (Bureau Waardenburg), E.W.M. Stienen, W. Courtens, N. Vanermen en H. Verstraete (INBO), P.A. Wolf, M.S.J. Hoekstein en S.J. Lilipaly (Delta Project Management).

5.1 INLEIDING

In dit hoofdstuk wordt eerst de achtergrond van het onderzoek met betrekking tot de sterns geschetst. Vervolgens lichten we de meet- en evaluatievragen (MEP-vragen) toe die betrekking hebben op de grote stern en de visdief en vertalen we die naar onderzoeksvragen en werkhypothesen. We besluiten met een leeswijzer waarin het kader en de begrenzingen van de in dit rapport gepresenteerde resultaten worden toegelicht.

5.1.1 Achtergrond

Door de aanleg van de Tweede Maasvlakte is leef- en foerageergebied van de grote stern en visdief verloren gegaan in het Natura 2000-gebied Voordelta. Dit is in de Passende Beoordeling als een significant negatief effect beoordeeld. Om dit negatieve effect te compenseren zijn diverse rustgebieden, en een bodembeschermingsgebied ingesteld. De verwachting was dat door deze twee maatregelen de (potentiële) leef- en foerageerfunctie van de Voordelta voor deze twee soorten worden hersteld naar de situatie van vóór de aanleg van de Tweede Maasvlakte. Om dit te testen is bij de aanvang van het onderzoeksprogramma een set vragen (MEP-vragen) opgesteld voortvloeiend uit de compensatieopgave zoals beschreven in de Natuurbeschermingswetvergunning voor de aanleg van de Tweede Maasvlakte.

Ecologie grote stern en visdief

Sterns komen in grotere aantallen in de periode april – september in de Voordelta voor. Buiten deze periode zijn de aantallen sterns in de Voordelta gering. In dit onderzoek is gericht gekeken naar de grote stern en de visdief. Beide soorten benutten verschillende habitats in het zeegebied, bestaande uit schaars begroeide eilanden voor het broeden en de zone van de branding tot ver uit de kust voor het foerageren. Over het algemeen blijven visdieven dichter bij de kust dan grote sterns. Beide sternsoorten eten vooral pelagische vis, die vlak onder het wateroppervlak tijdens een stootduik wordt gevangen. Ze kunnen grote afstanden afleggen tijdens hun foerageertochten, met name in de periode dat kuikens gevoerd worden. Sterns zijn single-load foerageerders, hetgeen betekent dat de vissen voor de kuikens één voor één in de bek worden aangevoerd vanuit zee. Hierdoor is de voedselkeuze en aanvoer goed te volgen. Zandplaten en stranden fungeren als rustgebied voor en na het broedseizoen, maar worden ook benut tijdens het broedseizoen. Grote sterns broeden in dichte kolonies op enkele eilanden in de gehele Delta (Scheelhoek, Markenje, Flauwers Inlagen, Hooge Platen), eigenlijk altijd in nauw verband met kokmeeuwen. Het risico bestaat dat tijdens de prooiaanvoer naar het kuiken, de prooi afgepakt wordt door kleptoparasiterende meeuwen. Echter de bescherming die de kokmeeuwen bieden ten opzichte van luchtpredatoren zoals roofvogels en grotere meeuwensoorten weegt zwaarder dan dit voedselverlies. De kolonies in het Deltagebied maken onderdeel uit van een grotere (meta)populatie in de zuidwestelijke Delta (inclusief Zeebrugge in België, en mogelijk ook Platier d'Oye bij Duinkerken in Noord-Frankrijk) of nog groter (inclusief de Waddenzeekolonies op Texel, Ameland en Griend). Visdieven broeden in veel meer en vaak

kleinere kolonies tussen de Maasvlakte en de Hooge Platen, en broeden in lagere dichtheden per vierkante meter dan grote sterns. Visdieven kiezen daarbij de minst begroeide plaatsen op, terwijl grote sterns op eilanden de meer begroeide plaatsen voor hun kolonie kiezen, mede ingegeven door de voorkeur van kokmeeuwen om in relatief hoog opgaande vegetatie hun nesten te bouwen.

Het onderzoek beschreven in dit hoofdstuk is bedoeld om het effect van de twee compensatiemaatregelen in de Voordelta (de instelling van de rustgebieden en het bodembeschermingsgebied) op broedende en niet broedende sterns te bestuderen. Hiermee wordt getracht de vraag te beantwoorden of veranderingen in het voorkomen van sterns gerelateerd kunnen worden aan het instellen van de rustgebieden en het bodembeschermingsgebied en de daarmee verondersteld samenhangende vermindering in de verstoring en verbetering in de voedselsituatie.

5.1.2 Monitoring en Evaluatie Programma - vragen uit MEP-MV2

Hieronder worden de twee compensatiemaatregelen nader beschreven. Vervolgens worden de MEP-vragen, die ten aanzien van sterns werden geformuleerd binnen de kaders van het MEP-MV2, gepresenteerd betreffende de effectiviteit van deze maatregelen die richting hebben gegeven aan het onderzoek.

Maatregel instellen rustgebieden

Het instellen van de rustgebieden heeft tot doel binnen de Voordelta de verstoring van de grote sterns/visdieven die op de platen rusten te verminderen, omdat dit mogelijk een van de beperkende factoren is voor het voorkomen en uiteindelijk het jaarlijkse aantal vogeldagen van deze soorten in de Voordelta (als beschermd Natura 2000-gebied). Sterns foerageren op kleine vissen in de Voordelta en daar buiten, en hebben tussen de vluchten een plek zoals een zandplaat of kale grond nodig waar ze kunnen rusten. Broedparen gebruiken voornamelijk de broedkolonie als rustplek, maar niet broedende vogels maken ook gebruik van zandbanken mits deze niet te veel verstoord worden. De verwachting is dat de rustgebieden voornamelijk voor deze laatste groep vogels een positieve uitwerking zal hebben.

Maatregel instellen bodembeschermingsgebied

Het bodembeschermingsgebied heeft als doel het ter plaatse verbeteren van de voedselsituatie voor de sterns, omdat ook dit mogelijk van invloed is op het voorkomen en uiteindelijk het jaarlijkse aantal vogeldagen van de sterns in de Voordelta. Broedende vogels zijn beperkt in de afstand die ze kunnen afleggen om te foerageren, omdat ze gebonden zijn aan de broedkolonie. Vandaar dat naar verwachting voornamelijk voor deze individuen de voedselsituatie in de nabijheid van de kolonie van belang is om niet alleen zelf in goede conditie te blijven, maar ook om jongen groot te brengen. Het bodembeschermingsgebied zal dan vooral effect kunnen hebben in de periode voor en na het broedseizoen en op niet broedende vogels die in de Voordelta verblijven. Mogelijk treedt door een verminderde bodemberoering een positief effect op in het aanbod van zandspiering en daarmee op de grote stern, omdat zandspiering een belangrijke prooisoort voor met name deze sternsoort is.

Hoofdvragen MEP evaluatievraag 3 (grote stern) en 4 (visdief)

De MEP-vragen bestaan uit vier deelvragen. Vraag 1 gaat vooral over de toestand van habitattype 1110, het bodembeschermingsgebied, vragen 2, 3 en 4 gaan voornamelijk over de functie van het gebied voor zee-eenden (vraag 2) en sterns (vraag 3 en 4). Van de set

geformuleerde MEP-vragen zijn voor het Perceel Vogels en specifiek voor de sterns vooral de MEP-vragen 3 en 4 (deel 1c en 1d) van belang.

Evaluatievragen 3/4 b en c betreffen het verband tussen de verspreiding en het aantal vogeldagen in de Voordelta en de ingestelde maatregelen, namelijk het instellen van het bodembeschermingsgebied (vraag b) en de rustgebieden (vraag c). Deelvraag ii richt zich op de oorzakelijke verbanden: voedselbeschikbaarheid, rust of andere factoren. Welke andere factoren dit zijn is tijdens het opstellen van de MEP-vragen niet nader gespecificeerd. Evaluatievraag 3/4 **a** heeft betrekking op de *aanleg* van de Tweede Maasvlakte. Dit valt buiten de scope van dit onderzoek en zal zodoende niet genoemd worden.

b Leidt het instellen van het bodembeschermingsgebied tot een gelijkblijvende potentiële functie van de Voordelta voor de grote stern in termen van voedselbeschikbaarheid?

i. Treden veranderingen op in verspreidingspatronen en het aantal vogeldagen van de grote stern t.o.v. de situatie van vóór de aanleg van de Tweede Maasvlakte?

ii. Zijn deze veranderingen toe te schrijven aan (veranderingen in) de voedselbeschikbaarheid of zijn andere factoren van (groter) belang?

c Leidt het instellen van de rustgebieden tot een toename van het aantal op platen rustende grote sterns en zo ja, is deze verandering toe te schrijven aan de aanwezigheid van de rustgebieden of ook aan andere factoren?

5.1.3 Ingreep-effectrelaties en hypothesen

De voorspelde effecten en de compensatiemaatregelen zijn gebaseerd op ingreep-effect relaties zoals beschreven in RIKZ (2007). De effectketens beschrijven de processen die relevant zijn voor het inzicht in de ingreep-effectrelaties. Het onderzoek en de monitoring in het studiegebied zijn gebaseerd op de verwachte effecten van de compensatiemaatregelen. Op basis van deze verwachtingen is in een Hypothesendocument (Holzhauer *et al.* 2010) een overzicht gemaakt van de verwachte ingreep-effect relaties en de bijbehorende hypothesen zoals afgeleid van de MEP-vragen. Hieronder wordt voor de hoofdvragen toegelicht welke data is verzameld en welke analyses zijn uitgevoerd ter beantwoording van deze vragen. Ook zijn aan iedere hoofdvraag de door Deltares geformuleerde specifieke werkhypothesen toegevoegd die zijn gebaseerd op het hierboven genoemde hypothesendocument.

<u>Evaluatievraag 3/4 b Effect bodembeschermingsgebied</u>

Als gevolg van de aanleg van Maasvlakte2 gaat een deel van het foerageergebied voor sterns verloren. Om dit verlies te compenseren is een bodembeschermingsgebied ingesteld. Het is de vraag of de genomen maatregel er voor zorgt dat de potentiële foerageerfunctie van de Voordelta voor sterns gelijk blijft **(Hypothese 1).** Dit wordt in eerste instantie getest door naar het aantal vogeldagen (aantal vogels dagen aanwezig) en de verspreidingspatronen voor en na de aanleg van de Tweede Maasvlakte en de instelling van de compenserende maatregelen te kijken. Om hier inzicht in te krijgen hebben vliegtuigtellingen en landwaarnemingen van sterns plaatsgevonden (beide leveren data met betrekking tot soort, aantal, gedrag en ruimtelijke verspreiding in de Voordelta). De toetsing van de hypothese vindt plaats door te kijken naar de grootschalige temporele en ruimtelijke patronen van de grote stern en de visdief waarbij de T0 (situatie voor beheersmaatregelen) en T1 (situatie na beheersmaatregelen) vergeleken worden. Ook wordt gekeken naar de gegevens van voor de aanleg van de Tweede Maasvlakte en naar de gegevens van na de aanleg ervan.

Bovenstaande aanpak geeft informatie over het voorkomen van de sterns voor en na het instellen van het bodembeschermingsgebied, maar nog niet over de onderliggende oorzaak of oorzaken van een eventueel verschil tussen de T0 en T1. Om te beoordelen of het gevonden aantal vogeldagen en het verspreidingspatroon gerelateerd zijn aan het voedselaanbod **(Hypothese 2),** is gekeken naar de voedselvoorkeur van de sterns en naar het voorkomen van deze soorten vis (in perceel Vis en dit perceel). De voedselvoorkeur is bepaald door dieetonderzoek te doen aan de hand van faeces van adulte vogels gevonden in broedkolonies en door visuele waarnemingen van het voedsel dat naar de broedkolonie gebracht is (soort/lengte) als voedsel voor de kuikens. Enkele parameters die indicatief zijn voor de relatie met voedselbeschikbaarheid (o.a. legselgrootte, kuikenoverleving en lichaamsconditie van de kuikens) zijn intensief gemonitord in enclosures (afgesloten gebieden) in enkele geselecteerde kolonies in het noordelijke deel van het Deltagebied, het gebied waar ook de meeste vogels voorkomen die in de buurt van de Tweede Maasvlakte foerageren. Al deze factoren zullen gezamenlijk worden geanalyseerd om de opgestelde hypothesen te toetsen en uiteindelijk de onderzoeksvragen te beantwoorden.

Broedkolonies

Het effect van de verbeterde voedselsituatie kan ook gerelateerd worden aan het broedsucces in de broedkolonies. Er zijn verschillende broedkolonies in de Delta en een aantal hiervan is gesitueerd in het kustgebied van de Voordelta. Verwacht wordt dat er een relatie is tussen het voedselaanbod in de Voordelta en het broedsucces in de kolonies (**Hypothese 3)**, maar het kan ook zijn dat het succes in de kolonies voornamelijk bepaald wordt door andere factoren, zoals het beheer van het broedgebied, de mate van predatie of klimaatsfactoren **(Hypothese 4).** Om inzicht te krijgen in de factoren die meespelen bij het broedsucces en daarmee bij de vraag of een mogelijke verandering in het voorkomen van sterns in de Voordelta toe te schrijven is aan een veranderend voedselaanbod, wordt jaarlijks het aantal broedparen in alle Deltakolonies bepaald, dus ook buiten de Voordelta. Hiermee worden eventuele verplaatsingen tussen broedgebieden inzichtelijk gemaakt. Lokale fenomenen in de kolonies zoals predatie door ratten, meeuwen en/of roofvogels, overspoeling ten gevolge van hoge waterstanden en negatieve effecten als gevolg van vegetatiesuccessie zijn daarom ook gemonitord als een alternatieve reden voor veranderend broedsucces. Al deze factoren zullen gezamenlijk worden geanalyseerd om de opgestelde hypothesen te toetsen en uiteindelijk de onderzoeksvragen te beantwoorden.

Deze onderzoeksvragen leiden tot de volgende werkhypothesen, geformuleerd als nulhypothesen:

Hypothese 1: Na instelling van het bodembeschermingsgebied is er geen herstel van het aantal jaarlijkse vogeldagen van de grote stern/visdief in de Voordelta naar het niveau van voor de aanleg van de Tweede Maasvlakte, en geen verandering in het verspreidingspatroon.
Hypothese 2: Het aantal grote sterns/visdieven (adult en/of juveniel) in de Delta is onafhankelijk van het voedselaanbod in de Voordelta
Hypothese 3: Het aantal broedende grote sterns/visdieven en het broedsucces van deze broedparen in de Delta is onafhankelijk van het voedselaanbod in de Voordelta
Hypothese 4: Het aantal broedende grote sterns/visdieven en het broedsucces van deze broedparen in de Delta is onafhankelijk van effecten zoals beheer van het broedgebied, predatie in de kolonie en klimaat invloeden.

Evaluatievraag 3/4 b Effect Rustgebieden

Vraag 3/4 c gaat in op de effectiviteit van de rustgebieden. Leiden deze tot een verandering in het voorkomen en het verspreidingspatroon van de grote sterns/visdieven? Rustende grote sterns en visdieven zijn gevoelig voor verstoring (periode van aanwezigheid loopt van april tot in september) door menselijke activiteiten. De verwachting is dat het uitsluiten van deze activiteiten zal leiden tot meer gebruik van de platen in de rustgebieden door sterns **(Hypothese 5).** Tijdens vliegtuigtellingen is enkel te zien wat de vogels op dat specifieke moment doen. Om meer inzicht te krijgen in het gedrag van de sterns, zijn ook landwaarnemingen uitgevoerd en zijn verschillende adulte sterns gezenderd. Met deze zendergegevens kan over een langere periode inzichtelijk worden gemaakt wat een individu doet (vliegen/rusten) en waar het zich bevindt. Op die manier kunnen rust- en foerageerlocaties worden bepaald en daarnaast is het ook mogelijk om aanvullende informatie te verzamelen zoals tripduur, triplengte, tijdsbudgetten van individuele foerageertochten die een indicatie kunnen geven over de ligging van het foerageergebied en voedselbeschikbaarheid. Daarnaast is in het perceel Gebruik informatie verzameld over het menselijk gebruik van de Voordelta inclusief in de rustgebieden. Door ruimtelijke patronen (in de voor sterns relevante periode) van menselijk gebruik en gebruik van het gebied door de sterns te vergelijken wordt de hypothese getoetst.

Deze onderzoeksvraag leidt tot de volgende werkhypothese, geformuleerd als nulhypothese:

Hypothese 5: Menselijke activiteiten leiden niet tot verstoring van grote sterns/visdieven die de platen gebruiken om te rusten (april-september).

Externe factoren

Naast rust en voedselbeschikbaarheid in de Voordelta, kunnen ook ander factoren van invloed zijn op het voorkomen van grote sterns en visdieven in de Voordelta. Grote sterns en visdieven zijn soorten die op zicht jagen. Een hoge turbiditeit van het water kan het doorzicht verminderen en daardoor het vangstsucces verminderen. De verwachting is dan ook dat als de abiotische omstandigheden in de Voordelta veranderd zijn in de jaren na het instellen van de compensatiemaatregelen, dit het voorkomen van sterns zal beïnvloeden **(Hypothese 6).** Verder foerageren grote sterns en visdieven ook buiten de Voordelta. Zodoende zal de voedselsituatie buiten de Voordelta ook invloed hebben op het voorkomen en de verspreiding binnen de Voordelta **(Hypothese 7)**. Daarnaast is de populatie sterns die zich in de Voordelta bevindt onderdeel van een grotere populatie in Europa/de wereld. Als deze grotere populatie aan veranderingen onderhevig is, zal dit doorwerken op de deelpopulatie van de Voordelta **(Hypothese 8).** De abiotische conditie van de Voordelta is gemeten in Perceel Abiotiek. Deze data is meegenomen in de analyses als verklarende factor. De situatie buiten de Voordelta is voornamelijk door middel van literatuurstudie in kaart gebracht. De toetsing van deze hypotheses is vermoedelijk niet kwantitatief aantoonbaar wegens de complexiteit en vanwege het ontbreken van gegevens. Een complicerende factor in dit onderzoek is dat als externe invloeden dominant zijn ten aanzien van de aantallen en de verspreiding van sterns de relatie met compensatiemaatregelen moeilijk aantoonbaar wordt. Al deze factoren zullen gezamenlijk worden geanalyseerd om de opgestelde hypothesen te toetsen en uiteindelijk de onderzoeksvragen te beantwoorden.

Deze onderzoeksvragen leiden tot de volgende nulhypothesen:

Hypothese 6: Er is geen (cor)relatie tussen abiotische parameters van het water of het sediment en de verspreiding van de grote sterns/visdieven.
Hypothese 7: Er is geen relatie tussen de voedselsituatie lokaal of elders en het aantal grote sterns/visdieven in de Voordelta
Hypothese 8: Er is geen relatie tussen de veranderingen in de populatiedynamica van de grote stern/visdief elders in hun leefgebieden en het aantal grote sterns/visdieven in de Voordelta.

Bij de beantwoording van de MEP-vragen en de evaluatie van de twee compensatiemaatregelen dient rekening te worden gehouden met soms tegenstrijdige uitkomsten. Een voorbeeld: als wordt vastgesteld dat een toegenomen aantal sterns gebruik heeft gemaakt van de platen, hoeft dit niet te betekenen dat het instellen van de platen tot rustgebied een direct effect heeft. Het kan namelijk ook het gevolg zijn van verslechterde broedresultaten. Vogels waarvan het broedsel is mislukt verlaten de kolonie en verblijven elders, bijvoorbeeld op platen in de Voordelta. Anderzijds kan een verhoogd aantal foeragerende vogels binnen de Voordelta ook duiden op verslechterde omstandigheden, omdat dan de vogels langer moeten foerageren om voldoende voedsel voor zichzelf en de jongen te vinden. Het is belangrijk om onderscheid te maken tussen dit soort aspecten om de vraag te kunnen beantwoorden of de instelling van rustgebieden en het bodembeschermingsgebied een bijdrage heeft geleverd aan het gelijk blijven van de foerageerfunctie van de Voordelta voor de grote stern en de visdief.

5.1.4 Aanpak data verzameling sterns / overzicht onderzoekmodulen

De beantwoording van de hoofd- en subvragen gebeurt aan de hand van specifieke informatie over het voorkomen, verspreiding, gedrag en voedselkeuze van de sterns (dit perceel), en gegevens over vis (Perceel Vis), menselijk gebruik (Perceel Gebruik) en abiotiek (Perceel Abiotiek). Verschillende typen data kunnen bijdragen aan het testen van meerdere hypothesen. Zo dragen de vogeltellingen bij aan zowel de vraag of de foerageerfunctie van de Voordelta gelijk blijft als aan de vraag of de rustfunctie van de Voordelta gelijk blijft. Vandaar dat de data verzameling niet plaats heeft gevonden per hypothese, maar per type dataverzameling.

Bij de monitoring van sterns in de Voordelta gaat het niet alleen om monitoren van de sterns binnen de Voordelta, waarbij er een onderscheid is tussen de vogels die daar komen foerageren en rusten op de platen, maar ook om de monitoring van de aantallen vogels en het gedrag in de broedkolonies in de Delta, de voornaamste herkomstbronnen van de vogels die in de Voordelta voorkomen. Het onderzoek is in verschillende deelmodules opgedeeld die hieronder worden beschreven en waarbij aangegeven is voor welke hypothesen data worden aangeleverd voor de beantwoording:

1. Broedparen/broedsucces in de gehele Delta;
    - het herkomstgebied van een groot deel van de sterns foeragerend en rustend op de platen in de Voordelta (*DeltaProjectManagement/Bureau Waardenburg*)

Hypothesen 1, 4, 7 en 8.

2. Aantallen en verspreiding van sterns in de Voordelta aan de hand van tellingen;
    - vliegtuigtellingen van sterns op zee (*Bureau Waardenburg/DeltaProjectManagement*)

Hypothesen 1, 5* en 6. (* in combinatie met menselijk gebruik)

3. Gebiedsgebruik en foerageergedrag van sterns met zenders en GPS-loggers;
    - individueel volgen van vogels in de Voordelta (en daarbuiten) uit de broedkolonies in de Delta (*Bureau Waardenburg*)

Hypothesen 1 en 2.

4. Gebiedsgebruik juveniele grote sterns op de platen na uitvliegen
    - tellingen van sterns op platen per zodiac (Bureau Waardenburg/Delta ProjectManagement)
    - kleurringonderzoek – ringen van juveniele vogels in een tweetal kolonies

Hypothesen 1 en 7.

5. Gedetailleerd onderzoek broedecologie van sterns in kolonies op de Scheelhoek, Markenje en de Maasvlakte;
    - enclosures om de conditie van de jongen te volgen en het uiteindelijke broedsucces te bepalen (*INBO*)

Hypothesen 3 en 4.

6. Voedselecologie van sterns in onderzoekskolonies op de Scheelhoek, Markenje en de Maasvlakte;
    - waarnemingen van aangevoerde vissen (juveniel dieet) en faeces onderzoek (adult dieet) (*INBO*).
    - Aanvullend onderzoek - pelagische visbemonsteringen op zee; bepaling lengtefrequentieverdeling van visaanbod in bovenste waterlaag (*Bureau Waardenburg*)

Hypothesen 2, 4 en 7.

Achtergrondinformatie over deze onderzoekmodules, en de materialen en methoden die gebruikt zijn om deze modules uit te voeren, wordt in meer detail beschreven in §5.2.

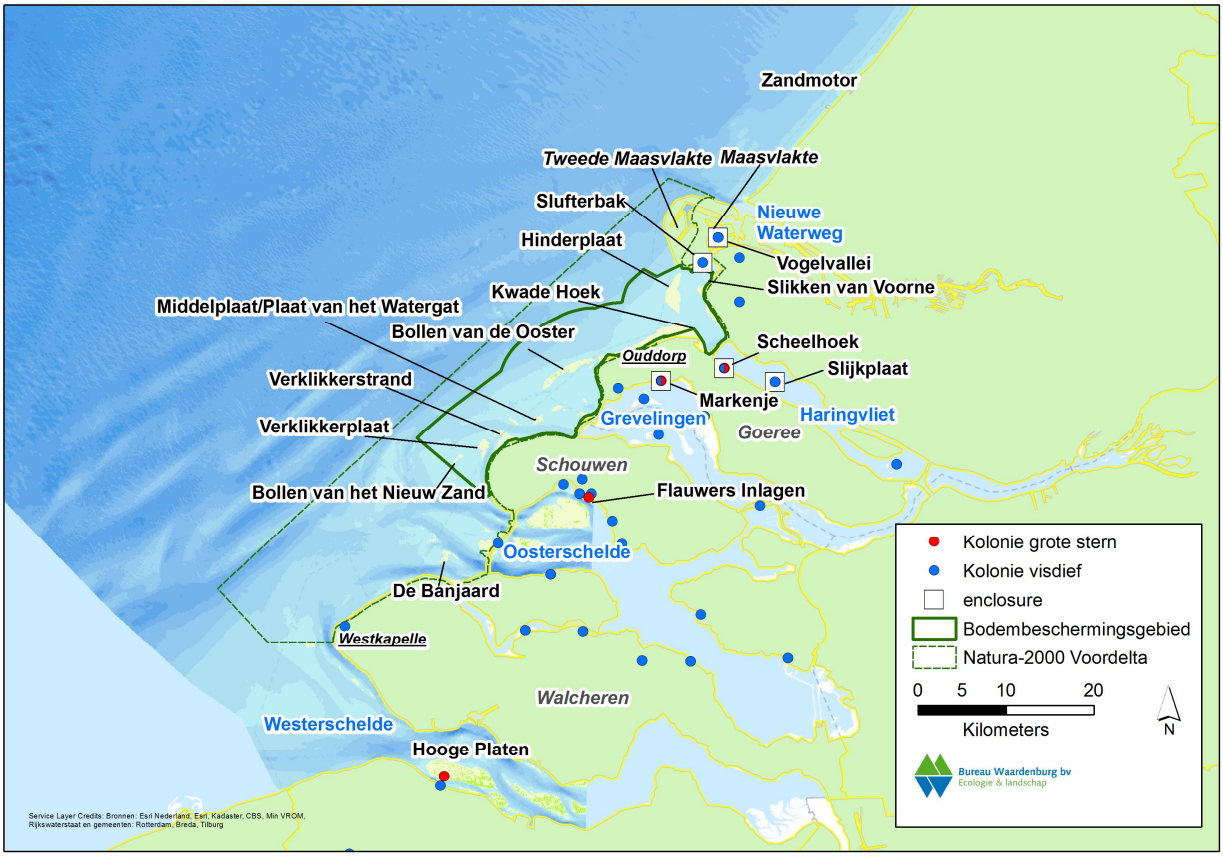
5.1.5 Leeswijzer

Dit rapport is een uitgebreid technisch achtergronddocument waarin gedetailleerd de resultaten van een scala aan verschillende onderzoekmodulen bij de sterns wordt gerapporteerd. In paragraaf 5.2 wordt een beschrijving gegeven van de achtergronden en de methodiek van de verschillende onderzoeksmodules. Vervolgens worden in paragraaf 5.3 allereerst de basisresultaten gepresenteerd. Bij elk onderdeel wordt in de inleiding aangegeven welke data worden gepresenteerd en voor welke hypothesen de data een bijdrage leveren aan antwoorden. Aan het eind van elk resultatenonderdeel worden eerste gevolgtrekkingen ten aanzien van de hypothesen geformuleerd. In paragraaf 5.4 en 5.5 worden de basisresultaten nader uitgewerkt en worden onderlinge verbanden gelegd, ook met de informatie verkregen in de andere onderzoekpercelen (vis, menselijk gebruik en abiotiek). Dit gebeurt in paragraaf 5.4 voor het onderzoek naar het gebiedsgebruik van de Voordelta door sterns op basis van tellingen en het zenderwerk. In paragraaf 5.5 vinden nadere analyses plaats van de resultaten van het detailonderzoek in de kolonies naar de broedecologie en voedselecologie. Aan het eind van elk van deze analyseparagrafen worden alle bevindingen ten aanzien van respectievelijk het onderwerp ‘Gebiedsgebruik Voordelta’

(5.4) en ‘Broedbiologie, dieet en foerageergedrag’ (5.5) samengevat in deelconclusies. Deze vormen samen met de eerste gevolgtrekkingen uit paragraaf 5.3 ten aanzien van de onderzoekhypothesen de basis voor de finale beantwoording van de onderzoekshypothesen die in paragraaf 5.6 plaatsvindt. In paragraaf 5.6 worden ook de overkoepelende MEP-vragen ten aanzien van sterns beantwoord. In paragraaf 5.7 worden tenslotte aanbevelingen gedaan ten aanzien van vervolgonderzoek.

5.2 METHODEN, DATAVERWERKING EN STATISTIEK

In deze paragraaf wordt een overzicht gegeven van de gebruikte methoden om de gegevens benodigd voor het beantwoorden van de onderzoeksvragen, beschreven in §5.1, te verzamelen. Eventuele dataverwerkingsstappen en statistiekmethoden die gebruikt zijn voor vervolganalyses komen in de betreffende sub paragrafen aan bod. Om de leesbaarheid van de kaarten in dit rapport te vergroten is ervoor gekozen om bij de bespreking van de methodiek en resultaten niet of nauwelijks plaatsnamen in figuren op te nemen. In plaats hiervan wordt de topografische ligging van alle genoemde gebieden weergegeven in Figuur 5.1. Daarnaast zijn in dit figuur ook de verschillende sternkolonies in het Deltagebied opgenomen.



Figuur 5.1 *Ligging van gebieden die bij de bespreking van de resultaten aan de orde komen. Tevens is de ligging aangegeven van de kolonies van grote stern en visdief, waar in de periode 2009-2012 onderzoek heeft plaatsgevonden. Hierbij is onderscheid gemaakt tussen de kolonies waar zeer intensief enclosurewerk is verricht en kolonies waar alleen de aantallen broedparen en het overall broedsucces zijn gemonitord.*

5.2.1 Broedparen en broedsucces van sterns in de Delta

Grote sterns en visdieven die potentieel worden beïnvloed door compensatiemaatregelen foerageren in de Voordelta maar broeden daarbuiten in kolonies verspreid over het Deltagebied. Om iets te kunnen zeggen over het reilen en zeilen van de gehele regionale populatie van grote stern en visdief is jaarlijks het aantal broedparen in alle Deltakolonies bepaald, ook om eventuele verplaatsingen tussen broedgebieden inzichtelijk te maken. Dit onderzoek wordt uitgevoerd in het kader van de langjarige MWTL monitoring. Het onderzoek bestaat uit een drietal koloniebezoeken waarbij het totale aantal broedparen wordt bepaald. In het kader van het onderhavige project is dit uitgebreid met meer (visdief)kolonies en het eenmalig inschatten van het *overall* broedsucces van individuele kolonies van zowel grote stern als visdief. Gegevens over het broedsucces van grote sterns in het Haringvliet zijn in de jaren 1999 tot en met 2005 verzameld door Delta Project Management (DPM) in opdracht van het Rijksinstituut voor Kust en Zee. In de periode 2009-2011 is door een samenwerkingsverband tussen het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO), Bureau Waardenburg en DPM onder meer aandacht besteed aan het broedsucces van grote sterns. Bij het schrijven van onderstaande jaaroverzichten is naast de eigen aantekeningen van DPM medewerkers dankbaar gebruik gemaakt van de overzichten die Kees de Kraker jaarlijks in zijn Grevelingenverslag publiceert (De Kraker 2001; De Kraker & Derks 2003-2005; De Kraker 2006-2011). Van de kolonie op de Hooge Platen in de Westerschelde zijn iets minder gegevens voorhanden maar ook hier zijn door de beheerder gegevens over het broedsucces van sterns verzameld. Dankzij een uitgebreid netwerk van correspondenten binnen en buiten de Delta weet Kees de Kraker een goed overzicht te verschaffen van de verspreiding en aantallen broedende grote sterns binnen en buiten het Deltagebied (zie bijvoorbeeld De Kraker 2011).

Gedurende het broedseizoen wordt een zo nauwkeurig mogelijke indruk verkregen van het broedsucces van de grote stern door enkele koloniebezoeken. Na het broedseizoen wordt dit uitgewerkt als het aantal vlieg vlugge jongen per paar, waarbij een schatting wordt gemaakt van het broedsucces. De gehanteerde klasse-indeling bij het omschrijven van het broedsucces per paar per kolonie van kustbroedvogels in het Deltagebied is als volgt; A <0,1 jong, B 0,1- 0,5 jong, C 0,5 - 1 jong, D > 1 jong. Oorzaken van het mislukken van nesten en mortaliteit van jongen worden voor zover mogelijk vastgelegd (predatie, overspoeling, vertrapping door vee etc.). Ook werd tijdens deze bezoeken een inschatting gemaakt van de conditie van de kuikens. In enkele specifieke kolonies is daarnaast in veel groter detail gekeken naar het broedsucces en de kuikencondities (zie §5.2.3).

5.2.2 Aantallen en verspreiding van sterns in de Voordelta

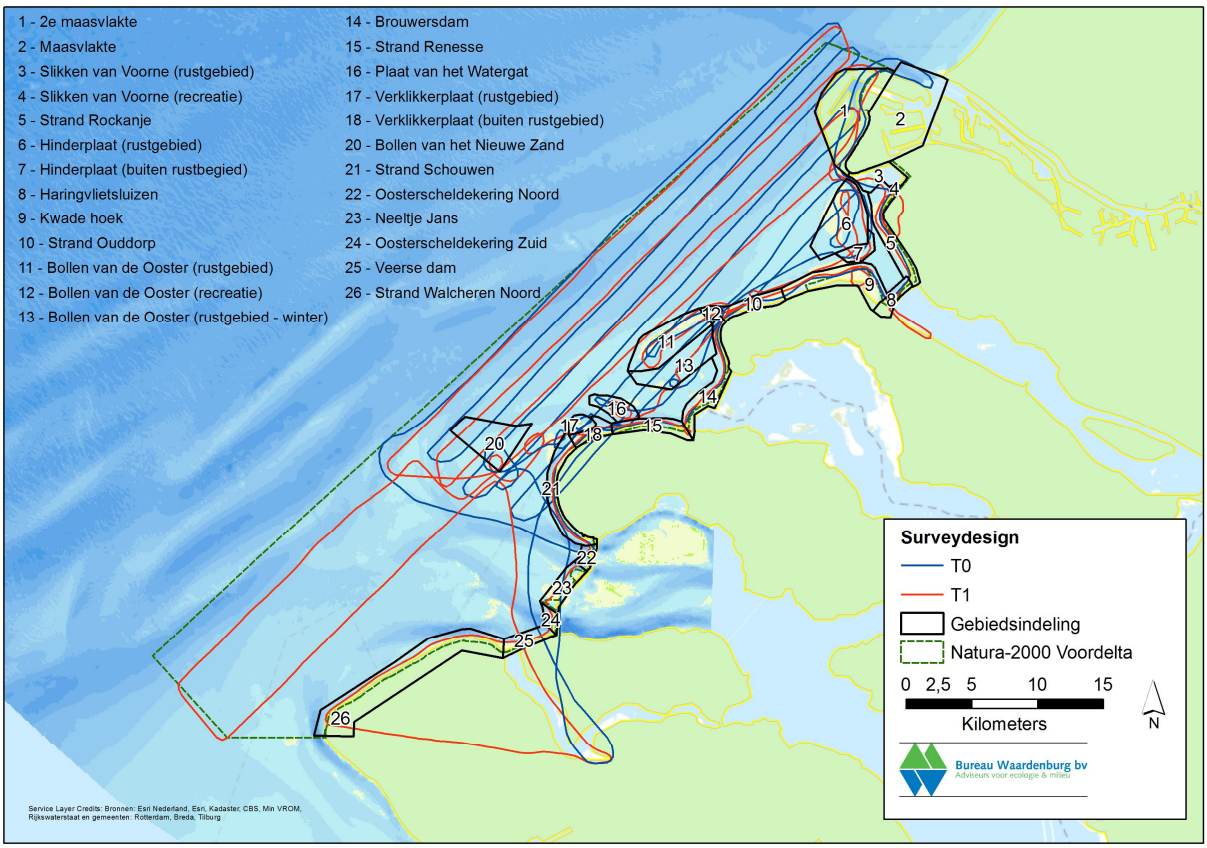
Om de aantallen en verspreiding van sterns in de Voordelta vast te leggen zijn twee onderzoekslijnen gevolgd; vliegtuigtellingen boven de Voordelta en juveniele tellingen op de platen aan het einde van het broedseizoen (§5.2.4). De vliegtuigtellingen werden op vergelijkbare wijze uitgevoerd als tijdens de nulmeting (zie Poot *et al.* 2006). Tijdens de vluchten werd eerst een integrale telling gedaan van de vogels die rusten op platen en stranden en geconcentreerd foerageren langs de kust. Daarna werd een transecttelling (steekproef) gedaan om de vogels die verspreid boven het open water van het zeegebied vliegen te tellen (Figuur 5.2).

De tellingen werden uitgevoerd van april tot en met september en, net als tijdens de nulmeting, alleen tijdens laagwater. Naast de pure aantallen werd ook informatie verzameld over het gebiedsgebruik (rusten, vliegend, foeragerend), met speciale nadruk op het rusten op de platen. In de verspreidingskaarten worden daarom vogels geassocieerd aan de platen

apart onderscheiden. Platen betreffen ‘zandlichamen’ die geen verbinding hebben met de kust en het betreft hier zowel vogels rustend op de platen als vogels foeragerend in de waterlijn of de ondieptes geassocieerd met de platen. Daarnaast worden in de kaarten de vogels vliegend en/of foeragerend op open zee apart weergegeven. Deze vogels zijn waargenomen tijdens het vliegen van de transecten die slechts een steekproef vormen. Deze gegevens worden gebruikt om dichtheden te berekenen en om van daaruit gebruik makend van een extrapolatie tot een totale populatieschatiing voor het studiegebied te komen.

Survey design en veldmethode
Een efficiënte en betrouwbare methode voor het tellen van vogels over een groot oppervlak open water is een telling over meerdere transecten vanuit een vliegtuig (Camphuysen *et al.* 2004). Deze transecten zijn steekproeven waarmee door middel van een statistische exercitie totale aantallen voor een afgebakend studiegebied berekend kunnen worden. Er is een raster gebruikt van een viertal transecten parallel aan de kust, zodat een goede vergelijking mogelijk blijft met de nulmeting. Doordat de transecten op relatief korte afstand naast elkaar liggen, zijn kustdwarse dichtheidseffecten ook met deze opzet op te sporen.

De vluchten met het één-motorig vliegtuig (Figuur 5.3) duurden niet langer dan 3,5 uur; dit is binnen de tijd dat de benodigde concentratie van de waarnemers en de piloot behouden blijft. De gehele vliegtuigtelling werd op 150 m hoogte uitgevoerd, conform de MWTL-surveys van Rijkswaterstaat.



Figuur 5.2 *Survey design van de vliegtuigtellingen in de Voordelta tijdens T0 (2005 en 2006) en T1 (2009 – 2012). Het open zeegebied werd in transecten bemonsterd. De vogels rustend op platen en concentraties aan de kust werden integraal geteld. Op de kaart zijn de onderscheiden deelgebieden weergegeven, waaronder de ingestelde rustgebieden.*

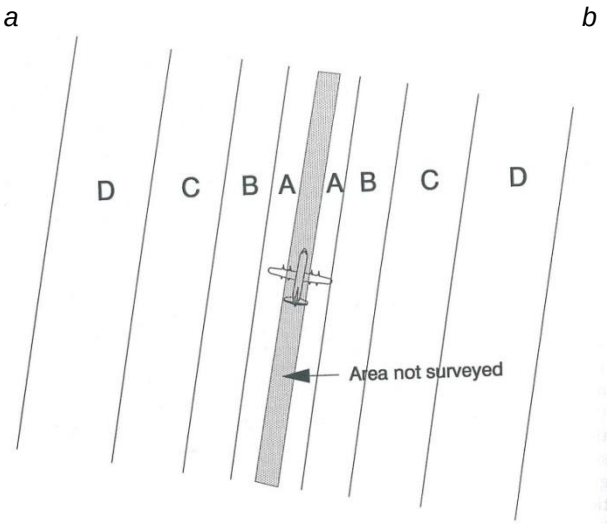


Figuur 5.3 *De eenmotorige Cesna (PH-ADE) waarmee de vliegtuigtellingen in de Voordelta zijn verricht (links), en een waarnemer actief met het inspreken van vogelwaarnemingen in een dictafoon ter hoogte van de Kop van Schouwen (rechts).*

De waarnemingen werden steeds door één waarnemer verzameld, die op de achterbank van de Cesna steeds aan de westzijde van het vliegtuig zat en met het licht mee keek. Alle waarnemingen werden op een dictafoon ingesproken met de bijbehorende tijd op de seconde nauwkeurig. Daarnaast deed een GPS met trackfunctie met een vaste frequentie van elke 10 seconden een plaatsbepaling. In ArcGIS zijn naderhand de tussenliggende posities op seconde niveau lineair geïnterpoleerd. Na de telling werden de waarnemingen afgeluisterd en gedigitaliseerd. Vervolgens werden de waarnemingen op basis van tijd op de seconde aan een locatie gekoppeld waarmee de ruimtelijke verspreiding van vogels gedetailleerd in beeld gebracht kan worden.

De vliegtuigtellingen in de Voordelta werden gedurende het grootste deel van het onderzoek uitgevoerd volgens de internationale ESAS-methodologie (European Seabird At Sea, Camphuysen *et al.* 2004) toegepast voor vliegtuigsurveys (Kahlert *et al.* 2000; Dean *et al.* 2003). De gehanteerde methode heet *Distance sampling*. Het principe van de Distance sampling berust erop dat bij het vastleggen van waarnemingen rekening wordt gehouden met het detectieverlies met toenemende afstand en dat deze vervolgens met Distance analysis statistisch word gemodelleerd. Met name in de waarneemstrips ver van de waarnemer wordt maar een fractie van de werkelijk aanwezige vogels waargenomen (vooral veroorzaakt door het feit dat de waarnemer er naar streeft om alle vogels in de A- en ook B-strip waar te nemen).

Voor iedere waargenomen groep vogels wordt geregistreerd in welke afstand klasse, dwars op de transectlijn/vliegrichting van het vliegtuig, de desbetreffende groep of deel van de groep zich bevindt (Figuur 5.4). De surveys zijn uitgevoerd met een vliegtuig zonder bolramen. Dit betekent dat de waarnemers niet recht naar beneden konden kijken en er onder het vliegtuig een deel van de zee niet bekeken werd. De begrenzingen van de afstandsklassen (Tabel 5.1) zijn tijdens de vlucht gekalibreerd door hoekmetingen met behulp van een clinometer (Figuur 5.5).



Figuur 5.4 *Schematische weergave van de waarneemstrips vanuit het vliegtuig (bovenaanzicht). Direct onder het vliegtuig is een gebied dat niet bekeken kan worden. Figuur overgenomen uit Buckland et al. (2001).*



Figuur 5.5 *Clinometer waarmee hoeken ten opzichte van de horizon kunnen worden bepaald om de waarneemstripbanden af te bakenen. De werking van de clinometer is te vergelijken met die van een waterpas, waarbij de ronde schijf met gradenmarkering onder invloed van de zwaartekracht drijvend in een vloeibaar bad dezelfde horizontale positie blijft vasthouden. Met één oog gericht op een vogel beneden op zee en het andere oog door het kijkgat kan de hoek afgelezen worden waaronder gekeken wordt.*

Distance analyses en het berekenen van vogeldagen

Met behulp van zogenaamde *Distance* analyses worden per soort detectiecurves en een effectieve stripbreedte bepaald. Voor een nadere uitleg van deze analyses verwijzen wij naar bijlage 1. Met de uitgerekende effectieve stripbreedte en transectlengte kan dan een effectief bemonsterd oppervlak worden berekend. De dichtheid wordt berekend door de waargenomen aantallen te delen door dit oppervlak, waarmee vervolgens door een extrapolatie voor het gehele studiegebied of op het niveau van deelgebieden een totale schatting van de populatie van het open zeegebied kan worden gemaakt. De vogels integraal geteld rustend op de platen en geconcentreerd aan de kust kunnen hierbij opgeteld worden om tot een totale populatie aanwezig tijdens de telling te komen.

Tabel 5.1 Begrenzingen, middelpunt en breedte van de verschillende stripbanden op basis van clinometerhoeken op een vlieghoogte van 150 meter.

Strip	clinohoeken	binnengrens (m)	buitengrens (m)	stripbreedte (m)	middelpunt
0	90-65	0	70,0	70	
A	65-55	70,0	105,1	35	88
B	55-40	105,1	178,9	74	142
C	40-25	178,9	322,0	143	250
D	25-10	322,0	856,5	534	589
E	10-4	856,5	2.240,6	1.384	1.549
F	4-0	2.240,6	8.593,5	6.353	5.417

Om het gebiedsgebruik van de Voordelta door sterns te karakteriseren wordt de eenheid vogeldagen gebruikt. Het aantal vogeldagen wordt berekend door het aantal vogels aanwezig in het gebied te vermenigvuldigen met het aantal dagen dat deze vogels aanwezig zijn. Het aantal vogeldagen is een goede ecologische maat om het gebruik uit te drukken, omdat het een product is van aantal en verblijftijd en daarmee een betere relatie met de draagkracht van een gebied heeft dan bijvoorbeeld het maximum aantal vogels aanwezig. Op basis van de beschikbare tellingen zijn per jaar de aantallen vogels vermenigvuldigd met het aantal beschikbare dagen in de genoemde periode.

5.2.3 Gebiedsgebruik en foerageergedrag van sterns

Tijdens de broedseizoenen van 2009 en 2010 is met behulp van radiozenders onderzoek gedaan naar het gebiedsgebruik van broedende visdieven en grote sterns in de Voordelta. De methodiek zoals gebruikt in 2009 en 2010 en de resultaten verkregen door middel van radiozenders worden in bijlage 2 gepresenteerd. In 2011 zijn de eerste testen gedaan om over te schakelen op het gebruik van GPS-loggers. In 2012 en 2013 is deze nieuwe techniek succesvol toegepast. De gegevens verkregen met GPS-loggers leveren dermate meer informatie op dan gegevens van radiozenders dat we ons hier concentreren op het onderzoek met GPS-loggers.

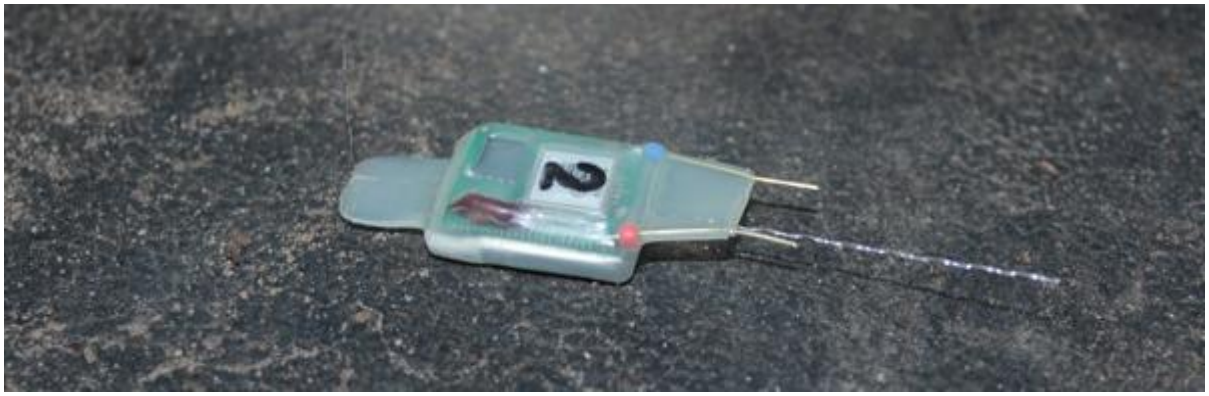
Onderzoek met GPS-loggers in 2012 en 2013

Tijdens het broedseizoen van 2012 en 2013 zijn grote sterns uitgerust met GPS-loggers. Hiermee is het mogelijk om gedetailleerde vliegpaden van individuele grote sterns op te slaan die voedsel voor zichzelf of voor hun kuikens aan het zoeken zijn. Deze loggers nemen op een vast interval een GPS positie op, slaan die op in een intern geheugen, en kunnen deze gegevens naar een ontvanger doorzenden. De loggers slaan tevens de snelheid van de vogel op. Hiermee is het mogelijk om het gedrag van de vogels te interpreteren, waarbij het mogelijk is onderscheid te maken tussen rusten, foerageren en snel vliegen tijdens een

pendelvlucht tussen foerageergebied en kolonie. Ook wordt de hoogte van de logger opgeslagen (minder exact, precieze range onbekend), zodat een idee van de vlieghoogte wordt verkregen. Dit levert aanvullende informatie die van pas komt bij de interpretatie van de positiegegevens (foerageert de vogel langs de rand van de plaat of rust hij daar). Deze dataloggers werden al veelvuldig gebruikt voor grotere vogels (e.g. Steiner *et al.* 2000; Weimerskirch *et al.* 2002; Gremillet *et al.* 2004; Ryan *et al.* 2004; Phalan *et al.* 2007; Weimerskirch *et al.* 2007; Camphuysen 2011; Gyimesi *et al.* 2011), maar zijn nu ook beschikbaar voor vogels ter grootte van een grote stern. In eerder onderzoek zijn vergelijkbare loggers al succesvol gebruikt voor sterns ter grootte van de grote stern (inca stern *Larosterna inca* door Zavalaga *et al.* 2010a; Zavalaga *et al.* 2010b).

In mei en juni 2012 werden 10 adulte kuiken voerende grote sterns uit de kolonie op de Scheelhoek gevangen met behulp van inloopkooien (5 ex. op 23 en 24 mei) en slagnetten (2 ex. op 5 juni en 3 ex. op 11 juni). De vangsten werden in de tijd gespreid om een zo goed mogelijke spreiding tussen vogels van de verschillende broedstadia te krijgen (van zeer jonge tot bijna vlieg vlugge kuikens). In dezelfde periode in 2013 werden zeven adulte vogels gevangen met behulp van slagnetten (2 ex. op 27 mei, 2 ex. op 3 juni, 2 ex. op 10 juni, en 1 ex. op 25 juni). Naast een aluminium ring en een gecodeerde plastic kleurring werden deze vogels alle uitgerust met een Ecotone EP3.8 GPS-logger van 3,8 gram (50 x 15 mm en 8 mm dik, Figuur 5.6). Het gewicht van deze loggers ten opzichte van het lichaamsgewicht van grote sterns ligt ruim binnen de algemeen geaccepteerde gewichtslimiet van 3% (Phillips *et al.* 2003, Vandenabeele *et al.* 2011a) bij grote sterns van gemiddeld 245 gram (~1.8%). Daarnaast werden 3 vogels op 28 mei 2013 uitgerust met eenzelfde logger alleen nu met een zonnepaneel. Hierdoor kan veel langer worden gemeten, echter met een groter interval tussen de fixen.

In 2012 werden zeven van de tien loggers bevestigd met TESA tape (No. 4651; Beiersdorf AG, Hamburg, Germany) op de rug (figuur 5.7) volgens de methode beschreven door Wilson *et al.* (1997). Echter, in de loop van het seizoen bleek dat de sterns de tape te gemakkelijk konden verwijderen, waarbij de eerste vogels zich al binnen enkele dagen van hun logger ontdeden. Op grond van deze ervaringen zijn de vogels vervolgens op een andere manier met loggers uitgerust. De laatste drie aangelegde loggers in 2012 en alle loggers in 2013 werden op de rug van de vogels aangebracht door middel van een harnas van elastische vislijn (Prestion Innovations Slip Elastic, diameter 2,2 mm). De logger werd door de vogels als een rugzakje gedragen waarbij de armen van het harnas zich kruisten op de borst (Figuur 5.8). Hierdoor was het harnas sterk en flexibel, maar het is vanwege de materiaalkeuze onder invloed van zon en zout water niet heel duurzaam, zodat het naar verwachting al na enkele weken zou afvallen als de logger uitgewerkt was. Inmiddels zijn van 13 vogels, die uitgerust waren met een logger, waarnemingen bekend die het afvallen van de logger bevestigen. Grote sterns bleken wel aandacht te besteden aan het harnas maar leken ogenschijnlijk geen last hiervan te hebben zowel zittend alsmede tijdens de vlucht (waarnemingen R. Fijn, M. Poot, W. Courtens & H. Verstraete).



Figuur 5.6 Ecotone EP3.8 GPS-logger met batterij connectoren achterop (gouden pinnetjes) en VHF antennes voor communicatie met het basisstation (metaaldraadjes voor en achter) (Foto R. Fijn).

GPS-loggers nemen nauwkeurige plaatsbepalingen en zijn vooraf door de gebruiker in te stellen op verschillende meetintervals en op tijden dat de loggers actief zijn. Deze instellingen worden via de computer ingeladen als ‘scripts’. De interval lengte tussen fixen bepaalt voor het overgrote deel de levensduur van de batterij. Voor de EP3.8 loggers zouden met volle batterijen zo’n 500 GPS fixen kunnen worden opgeslagen. Door het slim kiezen van intervaltijden en meeturen is geprobeerd om optimaal van dit aantal gebruik te maken (Tabel 1 in bijlage 3). Om geen GPS posities te verspillen aan mogelijk afwijkend gedrag net na de vangst werd de starttijd verlegd naar 12 of 24 uur (2012) of naar 48 uur (2013) na het vrijlaten van de vogels. Hierdoor is het mogelijk om de sterns na de vangst even te laten wennen aan de logger om dan na een dag en een nacht te beginnen met het meten van ‘ongestoord’ gedrag. Naast een GPS module hebben de loggers ook een VHF module waarmee data kunnen worden overgedragen aan een ontvangststation, zodra ze daar in de buurt zijn. Dit ontvangststation stond vanaf het begin van het onderzoek in de kolonie nabij de enclosure.

Automatisch worden dan de verzamelde GPS posities via een antenne verstuurd en opgeslagen in het basisstation (Figuur 5.9). Zodra de logger in de buurt van het ontvangststation is worden ook geen GPS posities meer opgeslagen om batterijcapaciteit te sparen.

In bijlage 4 wordt een gedetailleerde uitwerking gegeven van de prestaties van de GPS-loggers tijdens het onderzoek en potentiële effecten op de vogels.



Figuur 5.7 Tape strips onder veren waarop de GPS-logger gelegd wordt, waarna de strips worden omgevouwen om de logger te bevestigen (inzet) (Foto R. Fijn).



Figuur 5.8 GPS-logger bevestigd met harnas op de rug van een grote stern (Foto R. Fijn).



Figuur 5.9 Basisstation met antenne waarmee zenders automatisch worden uitgelezen en waarin een geheugenkaart zit waarop gegevens worden opgeslagen (Foto R. Fijn).

5.2.4 Tellingen van juveniele sterns op de platen en kleurringonderzoek

Vanuit het vliegtuig is het niet mogelijk om het aantal juveniele sterns dat gebruik maakt van de droogliggende platen nauwkeurig te tellen. Daarvoor zijn tellingen vanaf de grond noodzakelijk. Tellingen vanaf het land (trilling van de lucht) en foto-identificatie vanuit het vliegtuig (beweging) bleken vaak niet goed te werken om het aantal juvenielen op zandplaten te bepalen. Omdat niet alle platen goed te overzien zijn vanaf het land, zijn deze bezocht per Zodiac. Het onderzoek concentreerde zich op de Bollen van de Ooster (Zodiac), Verklikkerplaat (deels vanaf het land, deels per Zodiac), een deel van de Hinderplaat (vanaf de Maasvlakte) en de Kwade Hoek (vanaf het land).

Kleurringen bij juveniele grote sterns om dispersie na het uitvliegen te volgen

Op eigen initiatief is door DPM, INBO en Bureau Waardenburg een extra kleurringactie uitgevoerd in zowel de kolonie van Scheelhoek als van Markenje van juveniele grote sterns (bijna 500 vogels), met toestemming van respectievelijk Staatsbosbeheer en Natuurmonumenten. Doel is om nadere informatie over het dispersiegedrag te verzamelen, en op de langere termijn informatie te verkrijgen over de vestigingspatronen in verschillende kolonies als adulte broedvogels en informatie over de mortaliteit. Al deze informatie is schaars en is relevant voor toepassing in een verklarend populatiemodel.

Al sinds de jaren zeventig worden in de Delta jonge grote sterns van metalen ringen voorzien. Hoofddoel van dit type onderzoek is om meer te weten te komen over waar deze vogels zich vestigen als broedvogel, in hoeverre deze vogels plaatstrouw zijn, waar ze overwinteren, van welke tussenstopgebieden tijdens de trek van en naar Afrika ze gebruik maken en op de lange termijn wat de overleving is. Een terugmelding van een vogel met een metalen ring vindt meestal plaats doordat een vogel dood gevonden wordt of geschoten. Met kleurringen

wordt de kans om terugmeldingen te krijgen vele malen vergroot, omdat waarnemers met telescopen de ringen kunnen aflezen en vervolgens doorgeven. Bovendien vertellen kleurringterugmeldingen een ander verhaal dan de traditionele metalen ring terugmeldingen. Niet langer zijn terugmeldingen beperkt tot een stippenkaart met slechts één punt per individu, maar worden naar verwachting van individuen meerdere waarnemingen bekend.

De laatste jaren zijn er voor grote sterns goed afleesbare en duurzame kleurringen beschikbaar. De aanleiding om in 2012 deze ringactie op te zetten werd ingegeven door het feit dat door het intensieve onderzoek in het kader van de Natuurcompensatie voor de Tweede Maasvlakte de middelen beschikbaar waren (onderzoekers in het veld, enig extra budget, goed materiaal, beschikbare eigen tijd). Binnen het onderzoekskader Natuurcompensatie voor de Tweede Maasvlakte is het belangrijk dat het gebruik van de zandplaten in de Delta door grote sterns en hun juvenielen beter in kaart wordt gebracht en ook op dit punt kunnen de kleuringen aanvullende informatie verschaffen.

Randvoorwaarden
De kleurringcodering is kortgesloten met de Europese kleurringcoördinator, het programma is aangemeld en op internet aangekondigd met referenties. De terugmeldingen zullen de komende jaren met vereende kracht verzameld worden en waarnemers zullen van informatie worden voorzien over de herkomst van de door hen waargenomen vogels. Pim Wolf is als vertegenwoordiger van Ringgroep Delta het eerste aanspreekpunt, waarbij ook de andere personen hand- en spandiensten zullen verlenen. Iedere melding van een gekleurringde grote stern wordt opgeslagen in een speciaal daartoe opgezette database. Het is de bedoeling om bij voldoende terugmeldingen gezamenlijk hierover te publiceren om op die manier de ringaflezers verdere terugkoppeling te verschaffen en de inzichten verkregen uit de terugmeldingen met beheerders en onderzoekers te delen. In bijlage 5 wordt een gedetailleerde beschrijving gegeven van de aanpak en opzet van het kleurringproject.

5.2.5 Gedetailleerd onderzoek broedecologie sterns in kolonies op de Scheelhoek, Markenje, en de Maasvlakte

Grote sterns en visdieven broedend in de Delta, zoals in kolonies in het Haringvliet en de Grevelingen, foerageren voor het grootste deel van de tijd in de Voordelta. Deze vogels worden potentieel beïnvloed door de compensatiemaatregelen getroffen in het kader van de aanleg van Maasvlakte II. Om dit te onderzoeken werd de broedbiologie van deze soorten intensief gevolgd. Enkele parameters zoals legselgrootte, kuikenoverleving en lichaamsconditie van de kuikens, die indicatief kunnen zijn voor de relaties met voedselbeschikbaarheid (e.g. Stienen 2006), werden nauwgezet gemonitord in enclosures. In een aantal andere Deltakolonies werd jaarlijks volstaan met eenmalige metingen van de conditie van kuikens. Daarnaast werd jaarlijks het aantal broedparen in alle Deltakolonies bepaald om eventuele verplaatsingen tussen broedgebieden inzichtelijk te maken. Op deze manier werd informatie verzameld die verschillen met de nulmeting in het gebiedsgebruik van de Voordelta kan uitdrukken in het aantal vogeldagen. Het aantal broedparen in de verschillende Deltakolonies is een eerste belangrijke correctieparameter om het aantal vogeldagen tussen jaren in de Voordelta met elkaar te kunnen vergelijken. Daarnaast is het broedsucces een indirecte parameter voor het gedrag van de ouders op zee. Een goed broedsucces heeft doorgaans een relatie met een goede voedselsituatie en daarmee met efficiënt foerageren van de ouders. Lokale fenomenen als predatie door ratten en roofvogels dienen ook gemonitord te worden om het beeld compleet te maken. Onderstaand protocol voorziet in een programma waarmee gedurende het gehele broedseizoen het reilen en zeilen van de kolonies, zowel ten aanzien van oudervogels als jongen, gevolgd wordt.

Metingen van het broedsucces
In de periode 2009 tot en met 2013 werden in 2 kolonies van grote stern (Scheelhoekeilanden en Markenje) en 5 kolonies van visdief (Scheelhoekeilanden, Markenje, Slijkplaat, Vogelvallei en het Visdiefeiland in de Slufter) onderzoek gedaan naar het broedsucces en de kuikenconditie door middel van enclosures. Hiertoe werd in de onderzochte kolonies een representatief deel van de kolonie (indien mogelijk een gedeelte van de koloniekern en een gedeelte van de rand) ingesloten met behulp van kippengaas zodat de kuikens niet konden weglopen van de nestomgeving. Indien mogelijk werden minstens 25 nesten opgevolgd (grote stern: n = 30-55; visdief: n = 18-58; Bijlage 13). Dit naar analogie van de methodiek gebruikt in de kolonies in de Duitse Banter See, Griend in de Nederlandse Waddenzee en het Belgische Zeebrugge (Becker et al, 1997; Stienen & Brenninkmeijer, 1999; Vanaverbeke et al., 2007).

De enclosures werden zowel tijdens de ei-fase als tijdens de kuikenfase 3 maal per week bezocht. Tijdens deze bezoeken werd telkens het lot van elk ei bepaald waarbij de categorieën ‘bebroed’, ‘rot of verlaten’, ‘uit het nest gerold’, ‘kuiken dood in ei’ en ‘gepredeerd’ werden onderscheiden. Wanneer een ei was gepredeerd werd indien mogelijk de predator bepaald (bruine rat, zwartkopmeeuw, kleine mantelmeeuw etc.).
In de kuikenfase werd tijdens elk bezoek het lot van alle kuikens genoteerd waarbij de categorieën ‘aanwezig’, ‘uitgevlogen’ en ‘gepredeerd’ werden gehanteerd. Alle uitgekomen kuikens in de enclosures werden meteen bij de eerste controle na het uitkomen geringd om ze individueel herkenbaar te maken. Van kuikens die uit de enclosure waren verdwenen werd verondersteld dat ze werden opgegeten door predatoren, tenzij de vleugellengte bij de vorige meting lang genoeg was om te veronderstellen dat het kuiken in de tussenliggende periode zelfstandig kon vliegen. Dode kuikens werden verzameld en de doodsoorzaak werd vastgesteld (verhongering, ziekte etc.).

In het oorspronkelijke plan was voorzien dat voor de grote stern broedsuccesmetingen uitgevoerd zouden worden in de referentiekolonie te Zeebrugge (de kolonie kan beschouwd worden als een kolonie niet-beïnvloed door de natuurcompensatie maar wel met een ligging in dezelfde regio als de Deltakolonies). In zowel 2009 als 2010 bleek deze kolonie niet bezet te zijn en in 2011 was het aantal broedparen beperkt tot 54. Echter, historische gegevens tot en met 2007 voldoen nog steeds als een goede referentie om het succes van de kolonies te duiden. Daarnaast is voor andere kolonies in Nederland (o.a. in de Wadden) nadere informatie over het broedsucces ingewonnen. In de kolonies in de Delta, zowel bij de grote stern als visdief, werd in de periode 2009-2013 jaarlijks het broedsucces vastgelegd. Het welslagen daarvan bleek echter sterk afhankelijk van toestemming van terreinbeheerders en de logistieke mogelijkheden. Van sterns en zeker van grote sterns is bekend dat ze zich een volgend jaar gemakkelijk in een andere kolonie kunnen vestigen. Dat betekent dat potentieel geschikte broedgebieden niet elk jaar bezet hoeven te zijn.

De terreinbeherende instanties Natuurmonumenten (van de Scheelhoek in het Haringvliet) en Staatsbosbeheer (de Slijkplaat in het Haringvliet en Markenje in de Grevelingen) gaven toestemming voor onderzoek na het doorlopen van een Natuurbeschermingswetprocedure in 2009 bij de Provincie Zuid-Holland. Na de ervaringen met het onderzoek in 2009 waarbij terugkoppeling plaatsvond, werd jaarlijks de toestemming verlengd en is in 2010 het onderzoek uitgebreid naar twee andere kolonies in het Deltagebied (Slufterbak en Vogelvallei op de Maasvlakte, waarvoor toestemming werd gekregen van het Havenbedrijf Rotterdam).

Metingen van de kuikenconditie
Bij sterns vormt de relatie tussen de kopsnavellengte en het gewicht een betrouwbare maat voor de conditie van de kuikens. In tijden van slechte voedselomstandigheden investeren kuikens van sterns de meeste energie in structurele groei (botten) en blijft de groei van spierweefsels (massa) achter (Stienen & Brenninkmeijer 2002b). Kuikens in slechte conditie zijn dus herkenbaar aan een relatief grote kop in verhouding tot hun gewicht. Deze verhouding vormt een maat voor de lichaamsconditie van kuikens die onafhankelijk is van hun leeftijd. Alleen bij zeer jonge kuikens (< 3 dagen) is de verhouding kopsnavellengte-gewicht niet bruikbaar als maat voor de conditie omdat ze dan nog teren op de vetreserves uit de dooierzak. Tabel B-14-1 in Bijlage 14 geeft voor elk jaar en elke kolonie waar enclosures werden opgericht het aantal metingen van kuikencondities voor grote stern en visdief.
Bij visdief werd het gemiddelde gewicht van de historische metingen (n=12.795) van random monsters uit het gehele Deltagebied (periode 1991 + 1998-2009) als referentie genomen om de conditie uit te rekenen, bij grote stern zijn de referentiegegevens afkomstig van de kolonie te Zeebrugge uit de periode (1997-2008), dit bij gebrek aan voldoende referentiegegevens uit het Deltagebied bij de start van het onderzoek. Metingen van de kopsnavellengte werden afgerond naar hele millimeters. Vervolgens werd per kopsnavel-lengteklasse het gemiddelde gewicht als referentie (BM_{expect}) gehanteerd.

Voor alle kuikengewichten werd de conditie-index (CI in %) als volgt berekend, waarbij BM het gemeten lichaamsgewicht is:

$$CI = 100 \times \frac{BM - BM_{expect}}{BM} \qquad Vergelijking\ 1$$

In een aantal kolonies in het Deltagebied en in Zeebrugge werden tijdens gerichte acties (die gecombineerd kunnen worden met het reguliere ringwerk aldaar) tenminste 50 kuikens gemeten en gewogen. Per kolonie werd een conditie-index berekend; een procentuele afwijking van een gemiddelde kop : gewicht verhouding. De gemiddelde conditie-index kan statistisch worden vergeleken tussen de kolonies en worden gerelateerd aan fenomenen die in de Voordelta spelen zoals de effecten van de compensatiemaatregelen.

Metingen van de adulte conditie
Het gewicht van adulte sterns die op het nest werden gevangen in de derde en vierde week van mei en de eerste week van juni werd als maat voor de adulte conditie genomen. De vogels werden gevangen met inloopkooien die over het nest werden geplaatst. In 2013 werd ook een aantal vogels gevangen met behulp van een klapnet. Van de gevangen adulten werd het gewicht (g), snavellengte (0,1 mm), kopsnavellengte (mm), gonyshoogte (0,1 mm), tarsuslengte (0,1 mm) en vleugellengte (mm) bepaald. Tabel B-14-1 in Bijlage 14 geeft voor elk jaar en elke kolonie het aantal metingen van adulte conditie voor grote stern en visdief.

Vaststellen van predatie bij sternkuikens
Om na te gaan of predatie een invloed heeft op het broedsucces en/of er een verband is tussen de predatiekans en de conditie van sternkuikens werd de conditie van de kuikens gerelateerd aan het uiteindelijke lot van de kuikens. Zowel voor grote stern als voor visdief werden voor alle jaren en alle onderzochte kolonies alle kuikens uit de enclosure waarvan het lot bekend was (dood gevonden, gepredeerd of vlieg vlug geworden) geselecteerd voor de analyse. Deze metingen werden per jaar (en in het geval van visdief per kolonie) gemiddeld voor de drie onderzochte categorieën.

Kolonieonderzoek regionaal: totaal aantal broedparen en globale broedsuccesmetingen
In alle kolonies in het Deltagebied alsook in Zeebrugge wordt jaarlijks het aantal broedparen bepaald (RWS Waterdienst, terreinbeheerders). In een aantal kolonies wordt tevens het globale broedsucces bepaald door van afstand met een telescoop het aantal (bijna) vlieg vlugge kuikens te tellen of door een kort bezoek aan de kolonie rond het uitvliegen van de kuikens. De zo verkregen verhouding N broedparen/N kuikens is een globale maat voor het broedsucces dat kan worden vergeleken met historische data van Rijkswaterstaat en ook tussen kolonies onderling.

5.2.6 Voedselecologie van sterns in kolonies op de Scheelhoek, Markenje, en de Maasvlakte
Bij voedselspecialisten zoals sterns zijn veranderingen in de dieetsamenstelling, het foerageergedrag of de foerageerduur indicatief voor veranderingen in de voedselbeschikbaarheid in het foerageergebied (o.a. Stienen 2006). De onderzoeksopzet beoogt om seizoensgebonden en jaarlijkse veranderingen in de samenstelling van het voedsel van zowel oudervogels als kuikens te meten, evenals de effecten daarvan op de groei en overleving van de kuikens en het foerageergedrag van oudervogels. Het dieet van sterns en het foerageergedrag van de oudervogels in het ‘beïnvloede gebied’ (waar de natuurcompensatie plaatsvindt) worden telkens vergeleken met het dieet en gedrag in referentiekolonies (o.a. Zeebrugge).

Bepalen van het kuikendieet: samenstellingen foerageerduur
Net voor het uitkomen van de kuikens werd op enkele meters afstand van de enclosures een vaste schuilhut geplaatst. Van hieruit werd vanaf het uitkomen van de eieren tot het uitvliegen van de kuikens 2 tot 5 keer per week de aanvoer van voedsel gemeten. Voor grote stern werden sessies van minstens 8 uur gedaan, dit gezien de tijdspanne tussen het vertrek van een adult en de terugkeer al snel een paar uur bedraagt. Protocollen van visdief waren meestal korter omwille van de vrij korte foerageerduur (meestal enkele minuten tot een uur). Tabel B-14.2 in Bijlage 14 geeft voor grote stern en visdief de waarneeminspanning en het aantal waargenomen prooien weer voor alle onderzochte kolonies en alle jaren.

Bij sterns brengen de oudervogels het voedsel (over het algemeen vis en kreeftachtigen) aan in de snavel waardoor de soort en de grootte van de prooien vanuit de schuilhut met het blote oog of met behulp van een verrekijker kunnen worden bepaald. Om de prooilengte te schatten wordt de snavel van de oudervogel als referentie gebruikt. Bij grote stern komt één snavellengte (SL) overeen met 54,3 mm, bij Visdief is dat 36,2 mm. De prooilengte wordt tot op 0,25 SL nauwkeurig geschat.

In de enclosure werden telkens een 20-tal kuikens per protocol gevolgd. Deze werden hiertoe individueel gemerkt met verfstof (Stienen & Brenninkmeijer, 2002). Om de foerageerduur te meten dienen individueel herkenbare oudervogels te worden gevolgd. Omdat adulte sterns vrijwel identiek aan elkaar zijn, werd telkens net voor het uitkomen van de kuikens een aantal adulten individueel gemerkt met picrinezuur of zilvernitraat. Andere koppels konden soms worden onderscheiden op basis van aan- en afwezigheid van metaalringen of het koppatroon (vooral bij grote stern). Van deze individueel herkenbare vogels en hun partners kon exact worden bepaald op welk tijdstip ze de kolonie verlieten en wanneer ze terugkeerden met een prooi. De duur van de foerageertrip kon vervolgens worden gerelateerd aan de prooilengte en prooisoort. De relatie tussen foerageerduur en prooilengte kan vervolgens statistisch worden vergeleken voor de onderzochte kolonies in de Delta en voor de grote stern ook met Zeebrugge. De foerageerduurmetingen gebeurden gelijktijdig met de voedselprotocollen.

Omdat op Markenje geen toestemming werd verkregen van de terreinbeheerder om een schuilhut te plaatsen, werden om toch een beeld te krijgen van het kuikendieet voedselprotocollen gemaakt vanaf twee plaatsen op de dijk. Hierbij werden de beide belangrijke aanvliegroutes van vogels met voedsel (één over de Brouwersdam, de andere over Ouddorp) gevolgd. Tijdens deze protocollen werden in periodes van telkens een half uur alle aangevoerde prooien gedetermineerd en geteld (zandspiering, haringachtigen en andere vis). Ook werd van zo veel mogelijk vissen de lengte geschat (aantal keer snavellengte, tot op 0,25 SL nauwkeurig).

Als gevolg van de ingeperkte methodiek op Markenje kan er weliswaar iets worden gezegd over de aangevoerde soorten en hun lengte naar het geheel van de kolonie, maar kunnen deze niet gerelateerd worden aan individuele kuikens of de kuikens binnen de enclosure. Hierdoor kan in het beste geval slechts een benadering worden gegeven van de foerageerduur en de aanvoerfrequentie op Markenje.

Bepalen van het adult dieet: samenstelling
Tijdens het broeden defaeceren grote sterns net naast het nest waardoor na verloop van tijd een laag opgehoopte uitwerpselen ontstaat. In deze uitwerpselen zitten resten van het dieet van de adulte vogels. Net voor het uitkomen van de eieren (meestal in de derde of vierde week van mei) werden de uitwerpselen rond een 20-tal nesten verzameld en ingevroren.
De uitwerpselen werden in het laboratorium gespoeld met een NaOH-oplossing om het urinezuur te verwijderen en werden vervolgens onder een microscoop onderzocht. Alle harde voedselresten werden uitgeselecteerd en tot een zo hoog mogelijk taxonomisch niveau gedetermineerd. Tabel B-14.3 in Bijlage 14 geeft een overzicht van de aantallen teruggevonden voedselresten. De meest voorkomende bruikbare voedselresten zijn otolieten (gehoorbeentjes) van vissen. Deze zijn soortspecifiek, bovendien kan aan de hand van de lengte of breedte van de otolieten de lengte van de vis waaruit ze afkomstig zijn worden berekend. Hiertoe werden alle otolieten gefotografeerd en opgemeten onder de microscoop.
Van de gemeten otolieten werd de lengte van de vis waarvan ze afkomstig zijn bepaald via soortspecifieke rekenformules. De gebruikte formules werden afgeleid aan de hand van otolieten die uit vissen waarvan de lengte is gekend werden gesneden (gegevens INBO). De gebruikte formule voor haring *Clupea harengus* is $TL = 1.6945 * e^{1.5164 * OB}$, voor Sprot *Sprattus sprattus* $TL = 1.6346 * e^{1.7352 * OB}$ en voor ongedetermineerde haringachtigen (meestal otolieten die te klein zijn om op soortniveau te herkennen) $TL = 1.5864 * e^{1.6733 * OB}$.
Hierin is TL de totale vislengte in mm en OB de breedte van de otoliet in mm. Voor zandspiering was de gebruikte formule TL= 1.134 + 5.111 * OL. Hierin is OL de lengte van de otoliet in mm.
Verder werden ook kaken van *Nereis* spp. (waarschijnlijk voornamelijk *Nereis virens*) veelvuldig teruggevonden. Ook beenresten indicatief voor bepaalde soorten (b.v. zeenaalden), kaken van inktvissen en resten van kreeftachtigen en insecten werden verzameld.

Deze gegevens laten toe volgende zaken te bepalen:
- **Dieetsamenstelling**: de procentuele samenstelling van dieet van adulte grote sterns
- **Lengte van de prooien**: de lengtefrequentieverdeling per prooisoort in mm

In 2013 werd gestart met een proefproject waarbij stenen schalen tussen de nesten werden gezet die elke 2 à 3 dagen (Scheelhoek) of wekelijks (Markenje) werden gelegd. Op deze

manier kan de samenstelling van het adulte dieet in de tijd worden opgevolgd. Deze gegevens zijn vooralsnog slechts in beperkte mate verwerkt.

In tegenstelling tot grote sterns defaeceren visdieven niet in de onmiddellijke omgeving van het nest. In 2009 werd een proefproject uitgevoerd waarbij individuele faeces van adulte vogels van het slik werden geschraapt. In de daarop volgende jaren werd telkens één of meerdere keren een sample verzameld. Ook deze monsters wachten nog op verwerking.

Bepalen van de energetische samenstelling van het dieet van grote stern
Op basis van de vanuit de schuilhut waargenomen prooivissen en hun respectievelijke lengtes, en de vislengtes berekend uit de uitgeselecteerde resten in de adulte faeces, kan de energetische samenstelling van respectievelijk het kuikendieet en het adulte dieet worden bepaald. Immers, procentuele soortsamenstelling zegt niets over de bijdrage van de verschillende prooisoorten aan het energie-budget.
De energie-inhoud van de verschillende vissoorten werd bepaald aan de hand van de formules in Stienen & Brenninkmeijer (2002). De gebruikte formule voor haringachtigen is $E = 0{,}03571*L^{2{,}996}$ en voor zandspieringen $E = 0{,}01499*L^{2{,}982}$. Hierin is E de energie-inhoud in kJ en L de vislengte in cm. Andere vissoorten hebben een lagere energie-inhoud, hiervoor werd de formule voor zandspieringachtigen toegepast waarna de waarde door 2 werd gedeeld.

De omrekening van de lengte van Nereis-tanden (waarschijnlijk hoofdzakelijk *Nereis virens*) naar wormlengte is momenteel nog niet gebeurd omdat er nog geen goede omrekeningsformule bestaat en omdat de soort nog niet kon worden vastgesteld aan de hand van de kaken. Ondertussen werd wel een eerste inschatting gemaakt van het energiebudget dat (adulte) grote sterns uit Nereis halen op basis van literatuurgegevens. De omrekening van lengte naar ash-free dry weight (AFDW) en naar kJ/g AFDW werd gedaan op basis van Kirstensen (1984) volgens de formule:

$$\text{AFDW (mg)} = 0.668 \times (\text{Lengte (cm)}/1{,}35)^{2.307}$$

Als energie-inhoud van N. virens werd de waarde in Kay & Brafield (1973) van 22,5 kJ/g AFDW genomen. Deze komt overeen met de gemiddelde waarde voor Annelidae (22,3 kJ/g) in Beukema (1997) en met de gemiddelde waarde voor Polychaeta (23,3 kJ/g) in Brey et al. (1988). Gezien de lengte van in het dieet gevonden Nereidae nog niet werd bepaald, werd de gemiddelde energie-inhoud voor wormen van 15 tot 25 cm lengte gebruikt (7,83 kJ).

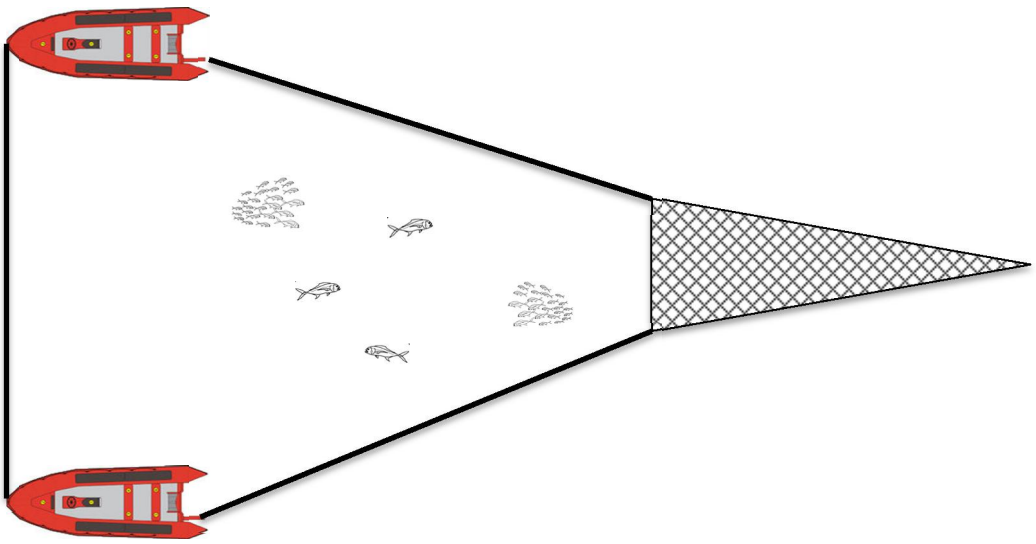
5.2.7 Aanvullend onderzoek voedselecologie – pelagische visbemonsteringen

Achtergrond
Om meer te weten te komen over welke soorten vis en van welke lengteklassen grote sterns en visdieven binnen de begrenzingen van het Natura 2000-gebied vangen en wat er beschikbaar is in de bovenste waterlaag, is er aanvullend op het reguliere monitoringsprogramma van het Perceel vis een extra onderzoeksmodule ontwikkeld. De abundantie van de pelagische vissoorten haring en sprot is van grote invloed op zowel het broedsucces van grote sterns als van visdieven in de Waddenzee (Stienen *et al.* 2009, Dänhardt & Becker 2011). Ook in de Voordelta wordt het broedsucces van sterns voor een belangrijk deel bepaald door de beschikbaarheid van geschikt voedsel voor de kuikens (deze studie). Met de aanvullende onderzoeksmodule wordt het aanbod van relevante prooisoorten voor sterns in de Voordelta inzichtelijk gemaakt, wat een nadere onderbouwing kan geven van relaties tussen het reilen en zeilen van de sterns in de broedkolonies met de veronderstelde ecologische veranderingen in het bodembeschermingsgebied.

Specifieke bemonsteringsmethode pelagische prooivissen sterns
De bemonstering heeft plaats gevonden in dat deel van de waterkolom waarin ook de sterns foerageren. Daarbij moet de bemonstering onder andere ook plaatsvinden in ondiep water, bijvoorbeeld rondom zandplaten in de Voordelta. Tevens moet de methode geschikt zijn om zowel random te bemonsteren als gericht onder actief foeragerende sterns. Tenslotte is het van belang dat wordt bemonsterd in de voor sterns meest relevante en kritische periode, in de vroege zomer, ten tijde van het opgroeien van de jongen.

Om te kunnen monsteren in ondiep water, is een wonderkuil aangepast met drijvers die het net aan de oppervlakte houden wanneer het wordt voortgetrokken door twee kleine boten (voor schematische weergave zie Figuur 5.10 en voor een impressie Figuur 5.11).

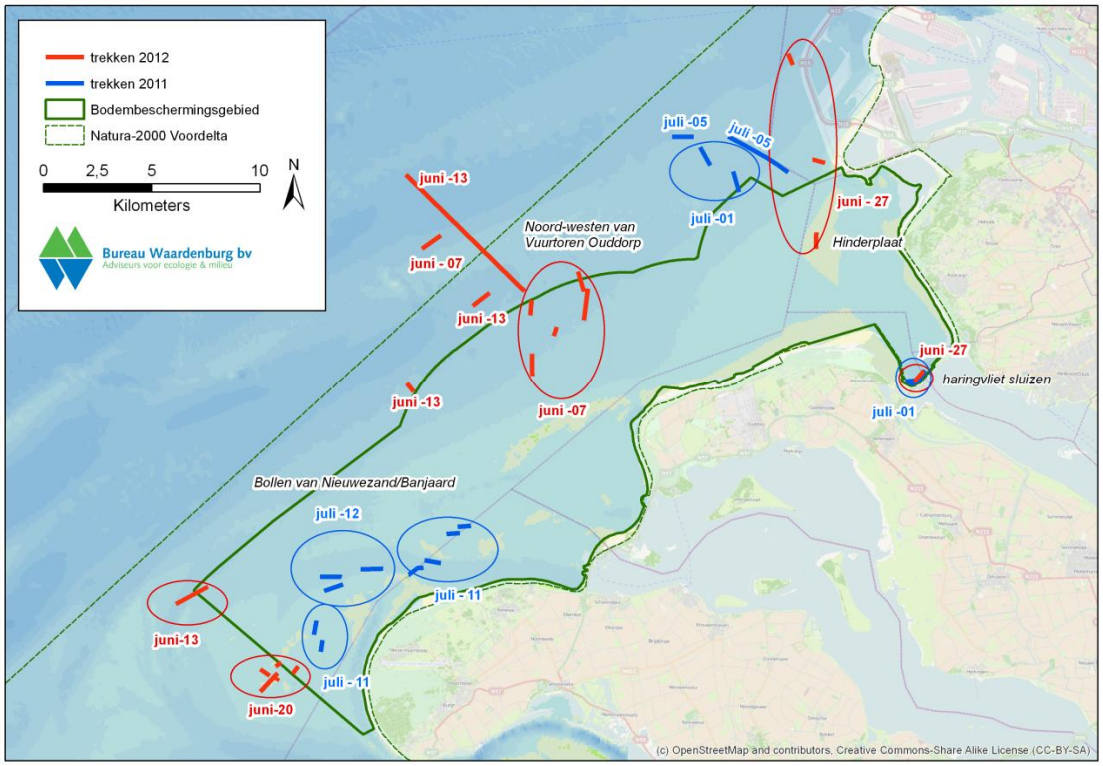
Met het aangepaste net kan in de bovenste anderhalve meter van de waterkolom worden gevist. Bij het onderzoek is gebruik gemaakt van twee zodiac's, één met een vermogen van 150 pk, de andere met een vermogen van 50 pk. De zodiac met 150 pk vermogen zorgt voor de feitelijke trekkracht, de tweede zodiac zorgt er voor dat het net goed open blijft. De wonderkuil is middels twee lange treklijnen bevestigd aan de zodiacs. Het voordeel van werken met zodiac's is dat ze een zeer geringe diepgang hebben en dat ze wendbaar zijn. De aangepaste wonderkuil heeft een netbreedte van 4 meter. De maaswijdte achter in de zak is 14 mm. Er is geprobeerd om tijdens de bemonstering de vaarsnelheid constant te houden, op ongeveer 4 km/h. In 2012 is de vaarsnelheid iets verhoogd naar ongeveer 7 km/h. Dit zijn snelheden waarbij enerzijds vis nog goed is te vangen, maar waarbij voorwaartse stuwing van water (door het fijnmazige net) wordt voorkomen. Indien voorwaartse stuwing optreedt wordt vis feitelijk voor het net uit geduwd.



Figuur 5.10 Schematische weergave van de pelagische visbemonstering.



Figuur 5.11 Pelagische visbemonstering in uitvoering.



Figuur 5.12 De locaties van gerichte vangsten met de wonderkuil onder foeragerende sterns in 2011 en 2012.

Periode en studiegebied

De bemonsteringen zijn in 2011 op 1, 5, 11 en 12 juli uitgevoerd. Er was geen mogelijkheid de bemonstering eerder uit te voeren. Vervolgens waren er begin juli 2011 ook regelmatig dagen met teveel wind, waardoor de bemonstering is gespreid over bijna twee weken. In 2012 is het wel gelukt om in de kuikenperiode van met name grote sterns de bemonsteringen uit te voeren, op respectievelijk 7, 13, 20 en 27 juni (Figuur 5.12). De vangstlocaties werden bepaald op basis van waarnemingen vanuit het vliegtuig en op basis van gegevens die werden verzameld met GPS-loggers op sterns. Het ging hierbij om de ondiepe stukken binnen het bodembeschermingsgebied. Op kleinere schaal werd in het veld gezocht naar foeragerende sterns om daar te gaan vissen. Zoals in eerdere rapportages is geschreven bleek het vissen in andere gebieden dan waar sterns foerageerden niet succesvol.

Databewerkingen en analyses

Van kleine vangsten werden alle vissen in potten meegenomen naar het lab. Bij grote vangsten werd een steekproef genomen en eveneens in potten meegenomen. In het lab zijn de vissen op soort gebracht en tot op de millimeter nauwkeurig gemeten. In dit rapport worden de lengte-frequentie gegevens van gevangen vissen vergeleken met de grootteselectie zoals die gevonden is voor adulte grote sterns (via otolieten teruggevonden in de faeces) en voor juveniele opgroeiende sterns in de kolonie op basis van de aangedragen vis.

5.3 RESULTATEN

Hierna wordt in verschillende subparagrafen de verkregen basisinformatie van de verschillende onderzoekmodules geprestenteerd. Bij iedere subparagraaf wordt aangegeven aan welke hypothese de informatie bijdraagt.

5.3.1 Broedparen en broedsucces van sterns in de gehele Delta

5.3.1.1 Relatie met de onderzoekhypothesen

Het aantal broedparen en broedsucces van grote stern en visdief in de gehele Delta is basisinformatie noodzakelijk voor het beantwoorden van:

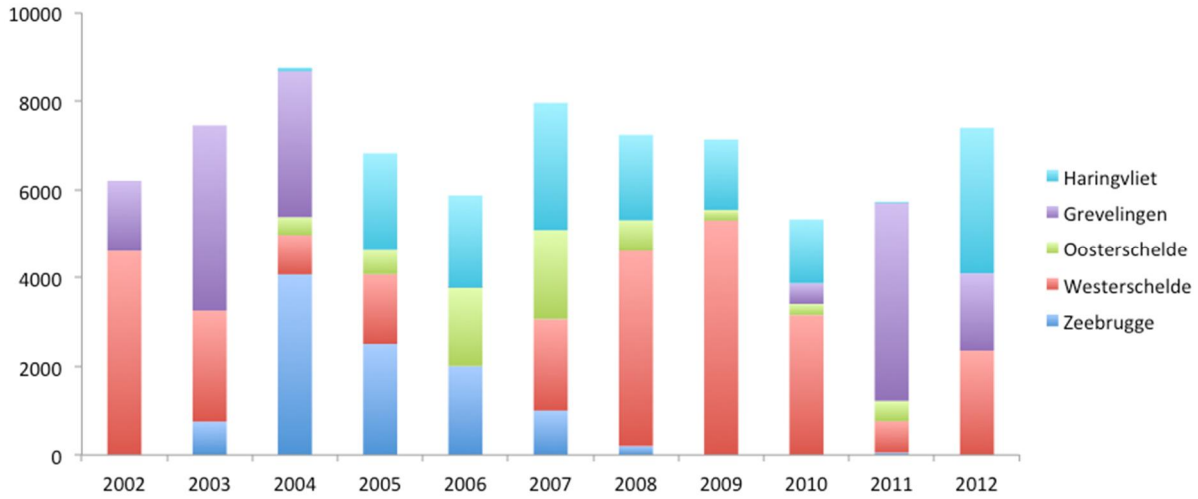
Hypothese 1: Na instelling van het bodembeschermingsgebied is er geen herstel van het aantal jaarlijkse vogeldagen in de Voordelta naar het niveau van voor de aanleg van Maasvlakte2, en geen verandering in het verspreidingspatroon.
Hypothese 4: Het aantal broedende grote sterns/visdieven en het broedsucces van deze broedparen in de Delta is onafhankelijk van effecten zoals beheer van het broedgebied, predatie in de kolonie en klimaatinvloeden.
Hypothese 7: Er is geen relatie tussen de voedselsituatie lokaal of elders en het aantal grote sterns/visdieven in de Voordelta
Hypothese 8: Er is geen relatie tussen de veranderingen in de populatiedynamica van de grote sterns/visdieven elders in hun leefgebied en het aantal grote sterns/visdieven in de Voordelta.

Op basis van ecologische kennis ten aanzien van sterns kan worden aangenomen dat het overgrote deel van de grote sterns en visdieven van kolonies dicht aan de kust in de Delta de Voordelta gebruikt als foerageergebied. Ook bij aankomst na de voorjaarstrek en na het uitvliegen van de jongen maken veel lokale vogels uit de Delta gebruik van de Voordelta. In deze paragraaf wordt een overzicht gegeven van de broedpopulatie en broedsucces van grote sterns en visdieven in de Delta vanaf 2002 tot heden. Dit is van belang omdat aangenomen mag worden dat het aantal vogels dat gebruik maakt van de Voordelta sterk gecorreleerd zal zijn met het aantal broedparen en het broedsucces van de kolonies.
De ontwikkelingen in het Nederlandse Deltagebied kunnen ook niet los worden gezien van de ontwikkeling van de gehele Nederlandse populatie van grote sterns en visdieven. In bijlage 6 wordt ingegaan op de (historische) trend in de Nederlandse populatie en de instandhoudingsdoelen zoals die geformuleerd zijn in het kader van de Natuurbeschermingswet. Dit laatste is van belang omdat de compensatiemaatregelen voor de aanleg van de Tweede Maasvlakte hiermee een relatie hebben.

5.3.1.2 Grote stern

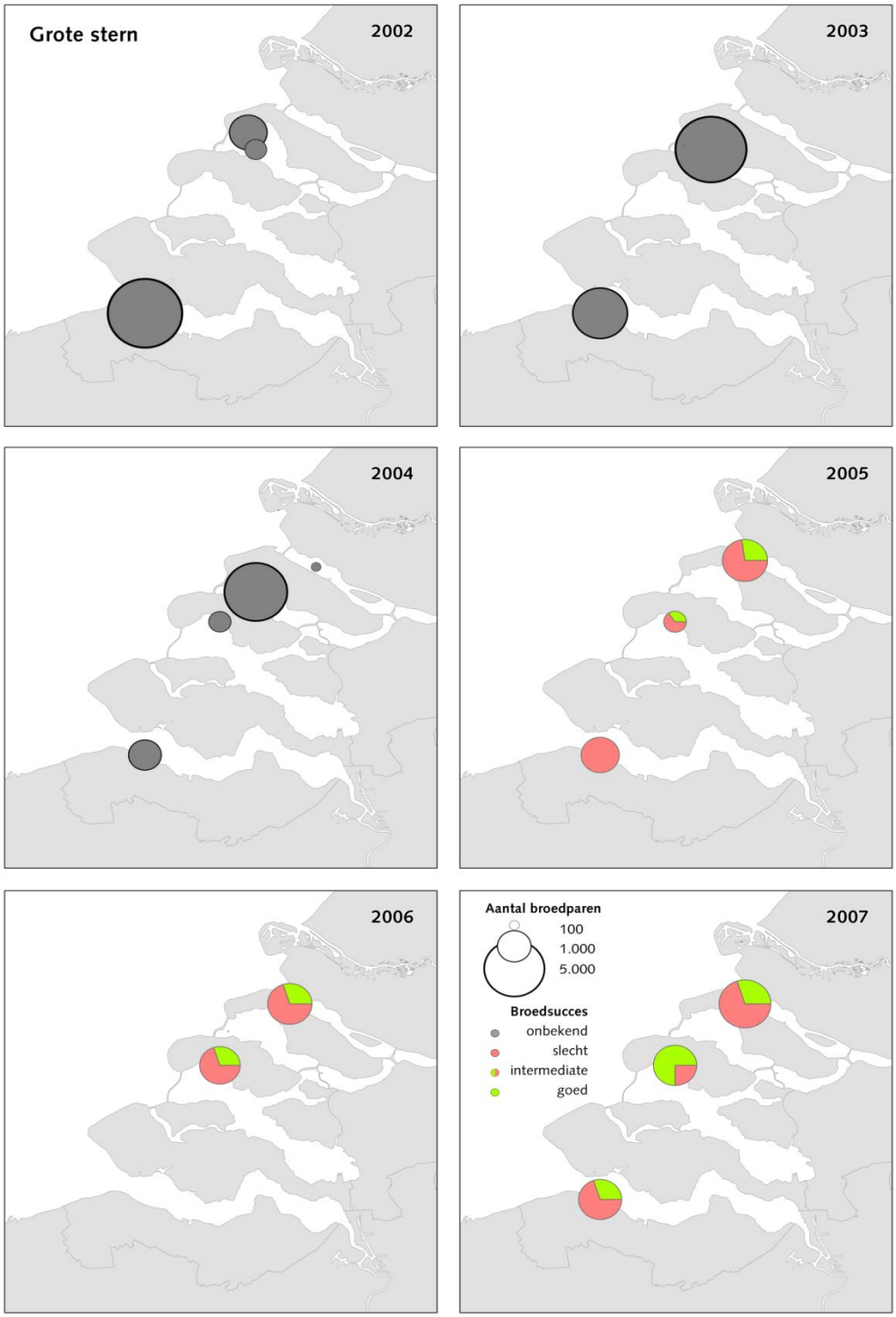
De broedpopulatie van de grote stern in het Deltagebied was eind jaren zeventig en begin jaren tachtig met ca. 4.000 paren lange tijd stabiel. Aan het eind van de jaren tachtig ontstonden nieuwe kolonies op de Hooge Platen in de Westerschelde en nabij Zeebrugge in België. Vooral de kolonie in Zeebrugge groeide snel, deels door immigratie vanuit het Nederlandse Deltagebied, waar het aantal broedparen afnam tot 2.500 paren in 1991 (Meininger *et al.* 2000). De broedaantallen in de Delta bleven vervolgens enkele jaren op een vrij laag niveau, maar vanaf 1993 volgde een periode van herstel en groei (Meininger *et al.* 2000). In de jaren negentig en het begin van de 21^{e} eeuw was het voorkomen in het Nederlandse Deltagebied (vrijwel) beperkt tot twee grote kolonies: de Hompelvoet in het

westelijke deel van de Grevelingen en de Hooge Platen in de monding van de Westerschelde (Strucker *et al.* 2008). In de periode 1999-2003 bleef het aantal broedparen van de grote stern in het Deltagebied weer redelijk stabiel (ca. 6.000 paren) (Strucker *et al.* 2008, 2013). In 2004 brak een nieuwe, meer dynamische periode aan en tussen 2004 en 2012 volgden perioden met hoge aantallen en jaren met lage aantallen elkaar in snel tempo op (Figuur 5.13 en Figuur 5.14). Grote sterns vestigden zich in 2004 voor het eerst sinds decennia weer in kolonies aan het Haringvliet en de Oosterschelde en verlieten in 2005 en masse de Grevelingen. In de periode 2005-2010 wisselden Haringvliet, Oosterschelde en Westerschelde elkaar af als watersysteem met de belangrijkste kolonie. Nadat in 2010 de eerste honderden paren in de Grevelingen terugkeerden (465 paren op Markenje) was de Grevelingen in 2011 met ruim 4.400 paren voor het eerst sinds 2003 weer het belangrijkste broedgebied in het Deltagebied (figuur 5.12). Ook de totale aantallen broedvogels fluctueerden sterk, zoals bijvoorbeeld een opvallende toename tot 7.130 paren in 2009 volgend op de sterke afname in de jaren 2004-2006 (ca. 3.900 paren in 2006). In 2010 en 2011 waren de aantallen weer lager.

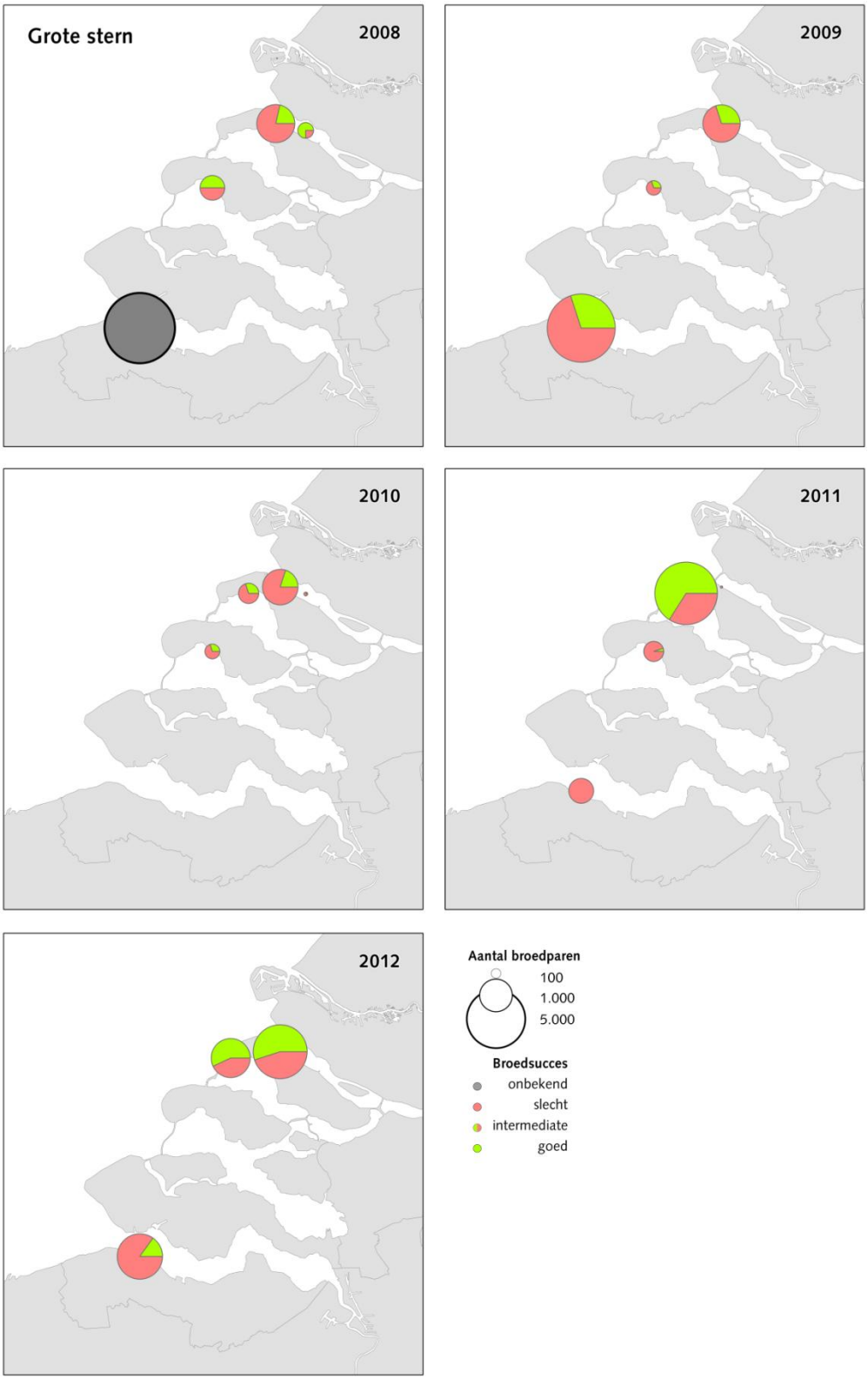


Figuur 5.13 *Het totaal aantal broedparen van de grote stern per waterbekken in het Deltagebied en in Zeebrugge in de periode 2002-2012.*

In vergelijking tot andere kolonies in Nederland doen de kolonies grote sterns in de Delta het middelmatig als we kijken naar het broedsucces (uitgedrukt als aantal vlieg vlugge jongen per broedpaar) maar sterke verschillen tussen kolonies en jaren treden op (figuur 5.14). In sommige jaren en sommige kolonies is het broedsucces uitermate slecht (bijvoorbeeld op de Hooge Platen in 2005 en 2011), maar soms ook uitzonderlijk goed (bijvoorbeeld de kolonies in de noordelijke Delta in 2011 en 2012) (figuur 5.14).



Figuur 5.14a Het aantal broedparen van de grote stern per kolonie in het Deltagebied met een semi-kwantitatieve Indicatie van het broedsucces in de periode 2002-2007. Hoe groener de bol, hoe beter het broedsucces was (zie tekst voor nadere uitleg).

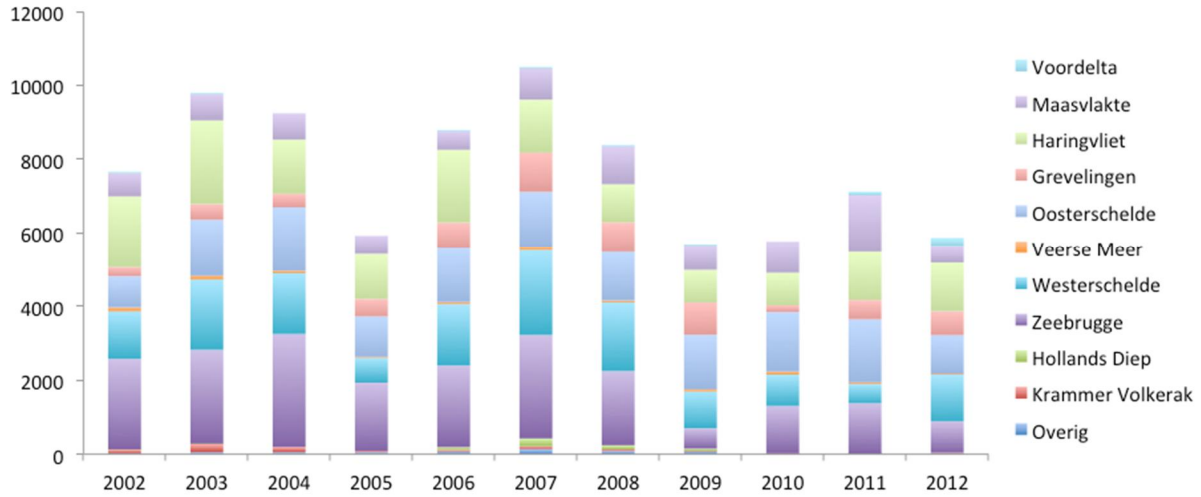


Figuur 5.14b *Het aantal broedparen van de grote stern per kolonie in het Deltagebied met een semi-kwantitatieve indicatie van het broedsucces in de periode 2008-2012. Hoe groener de bol, hoe beter het broedsucces was (zie tekst voor nadere uitleg).*

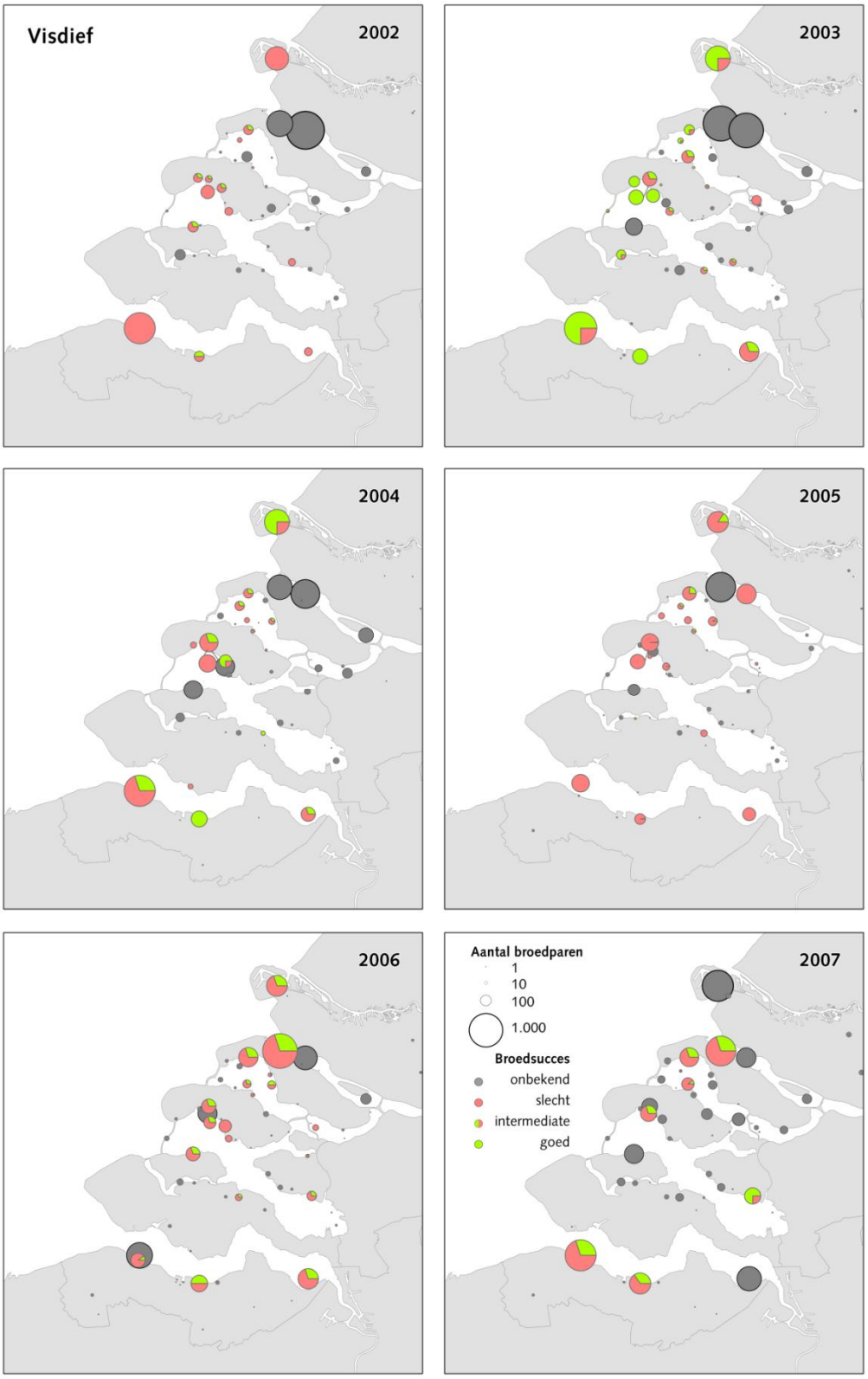
5.3.1.3 *Visdief*

Na een zeer diep dal in de jaren ’60 van de vorige eeuw (van 25.000 paar rond 1930 in de Delta tot maar enkele honderden paren rond 1965) krabbelden de aantallen visdieven op tot een niveau van bijna 6.000 paren begin jaren ’90, waarna de groei afvlakte (Stienen & Brenninkmeijer 1992). In die periode ontstond er echter op korte afstand van het Deltagebied een grote kolonie in Zeebrugge (Vlaanderen). Uit ringonderzoek is gebleken dat visdieven uit de Delta zich vestigden in Zeebrugge en vice versa (Vanaverbeke *et al.* 2007). In 2007 werd een voorlopig Delta-maximum van ruim 7.500 paren bereikt. De jaren daarna is het aantal echter weer gedaald tot onder de 5.000 paren in 2011 (Figuur 5.15, Figuur 5.16). In het Deltagebied zijn uit de jaren ‘80 in totaal zo’n 20-30 kolonies bekend, in de jaren ’90 zijn dit er circa 40 en in de periode 2000-2010 rond de 50 (Meininger *et al.* 2000, Strucker *et al.* 2013). Ook de gemiddelde koloniegrootte is in deze periode toegenomen (Strucker *et al.* 2013). Pas halverwege de jaren ‘80 kwamen kolonies van 400 paren of meer voor, vanaf 1991 zijn er regelmatig kolonies met meer dan 1.000 paren, maar in 2009-2011 is dit niet meer het geval. In de periode 1979-2008 wordt ongeveer de helft van de broedpopulatie gevormd door kolonies van 400 paren of meer. De jaren erna bevindt zich nog maar een kwart van de populatie in de kolonies van deze grootte en broeden de visdieven meer verspreid in kleinere kolonies.

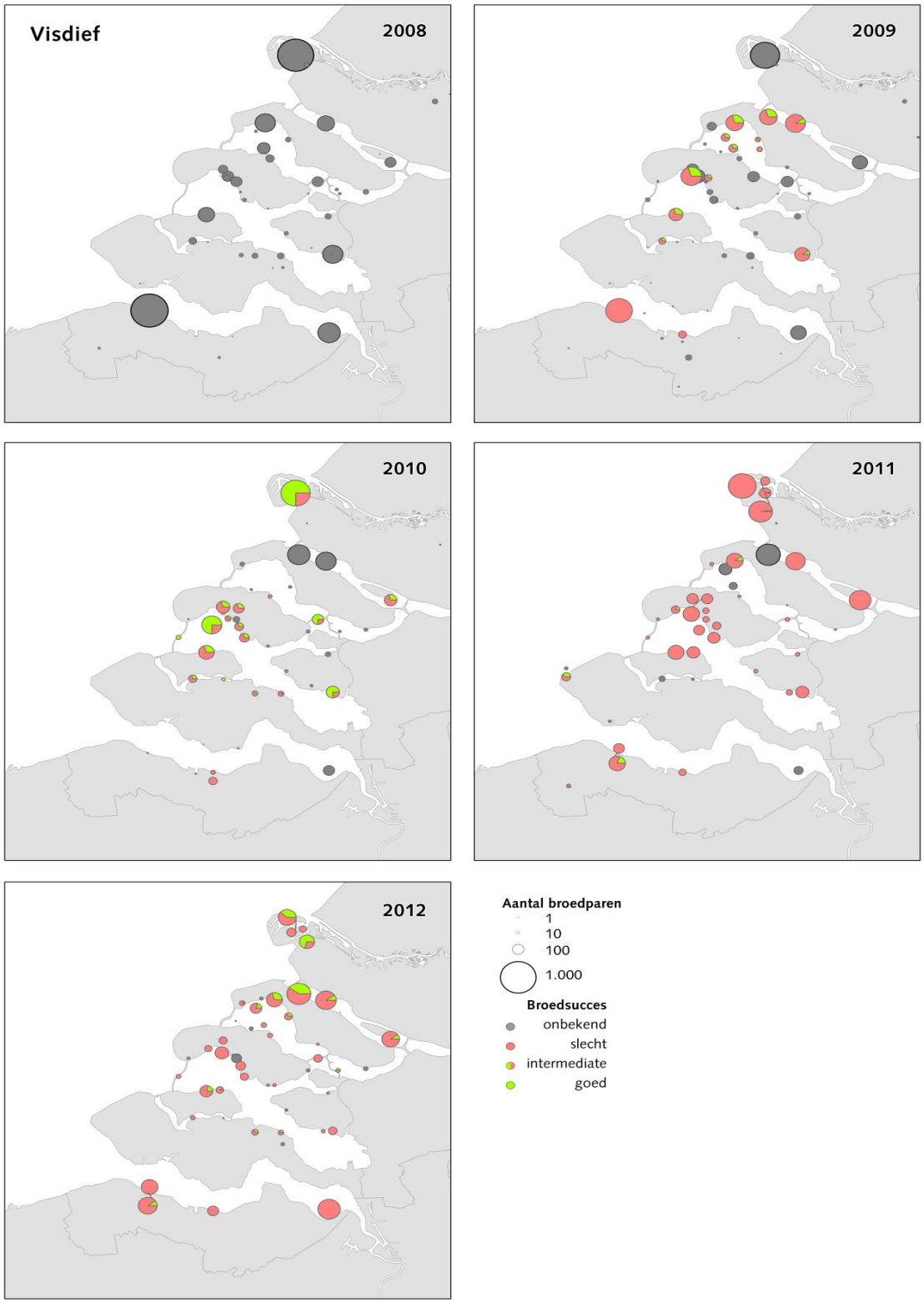
Van een groot aantal kolonies zijn gedetailleerde gegevens met betrekking tot het broedsucces voorhanden uit de periode 2002-2011. Het broedsucces van de soort wisselt sterk van jaar op jaar en tussen verschillende gebieden (Figuur 5.16). In sommige jaren worden bijna geen jongen grootgebracht (2002, 2005, 2011). In andere jaren produceren de meeste kolonies wel veel jongen; goede jaren waren bijvoorbeeld 2003, 2008 (voor zover bekend) en 2010 (Figuur 5.16).



Figuur 5.15 Het totaal aantal broedparen van de visdief per waterbekken in het Deltagebied en in Zeebrugge in de periode 2002-2012.



Figuur5.16a *Aantal broedparen van de visdief per kolonie in het Deltagebied met een semi-kwantitatieve inschatting van het broedsucces voor de periode 2002-2007. Hoe groener de bol, hoe beter het broedsucces was (zie tekst voor nadere uitleg).*



Figuur 5.16b Aantal broedparen van de visdief per kolonie in het Deltagebied met een semi-kwantitatieve inschatting van het broedsucces voor de periode 2008-2012. Hoe groener de bol, hoe beter het broedsucces was (zie tekst voor nadere uitleg).

5.3.1.4 *Eerste gevolgtrekkingen in relatie tot de onderzoekhypothesen*

Op grond van het aantal broedparen en broedsucces van grote stern en visdief in de gehele Delta zijn de volgende eerste conclusies te trekken;

Hypothese 1: Na instelling van het bodembeschermingsgebied is er geen herstel van het aantal jaarlijkse vogeldagen in de Voordelta naar het niveau van voor de aanleg van Maasvlakte2, en geen verandering in het verspreidingspatroon.
Eerste gevolgtrekkingen hypothese 1: Bij zowel grote stern als visdief hebben er tussen de T0 en T1 grote veranderingen in aantallen broedparen en bezetting van kolonielocaties plaatsgevonden, en daarmee ook in het aantal vogeldagen wat is gemeten in de Voordelta.

Hypothese 4: Het aantal broedende grote sterns/visdieven en het broedsucces van deze broedparen in de Delta is onafhankelijk van effecten zoals beheer van het broedgebied, predatie in de kolonie en klimaatinvloeden.
Eerste gevolgtrekkingen hypothese 4: Er is een grote variatie zichtbaar in het aantal broedparen en het broedsucces bij beide soorten sterns, waarbij er synchrone patronen bestaan tussen jaren en in subregio's binnen de Delta. De synchrone patronen tussen jaren kan wijzen op de invloed van grootschalige omstandigheden (zoals voedselomstandigheden op zee, weersomstandigheden, die al dan niet indirect ook van invloed kunnen zijn op voedselbeschikbaarheid). Bij de variatie in subregio's kunnen de lokale factoren als predatie en beheer broedgebied een rol spelen. In een aantal kolonies van grote sterns en visdieven is gedetailleerd onderzoek verricht naar het broedsucces, waarbij verbanden gelegd kunnen worden met het beheer van het broedgebied, predatie in de kolonie en klimaatinvloeden. In paragraaf 5.3.3 worden deze resultaten gepresenteerd en nader geanalyseerd in paragraaf 5.5.

Hypothese 7: Er is geen relatie tussen de voedselsituatie lokaal of elders en het aantal grote sterns/visdieven in de Voordelta
Eerste gevolgtrekkingen hypothese 7: Bij de analyse voor de toetsing van deze hypothese dient rekening gehouden te worden met de aantallen broedparen in de gehele Delta. Waarom?

Hypothese 8: Er is geen relatie tussen de veranderingen in de populatiedynamica van de grote sterns/visdieven elders in hun leefgebied en het aantal grote sterns/visdieven in de Voordelta.
Eerste gevolgtrekkingen hypothese 8: Mede gezien het synchrone, schommelende broedpopulatieverloop van jaar op jaar bij zowel grote stern en visdief in verschillende deelgebieden binnen de Delta en Zeebrugge, en het niet verder groeien van hun populaties kan mogelijk gesproken worden van regionale metapopulaties met mogelijk beperkte uitwisseling (op basis van ringgegevens van de Delta Ringgroep en INBO) en dat deze populaties bij beide soorten tegen hun draagkracht aanzitten (gezien het niet verder groeien van de populaties in de Delta).

5.3.2 Aantallen en verspreiding van sterns in de Voordelta

Relatie met de onderzoekhypothesen

De aantallen en verspreiding van grote stern en visdief in de Voordelta is basisinformatie noodzakelijk voor het beantwoorden van:

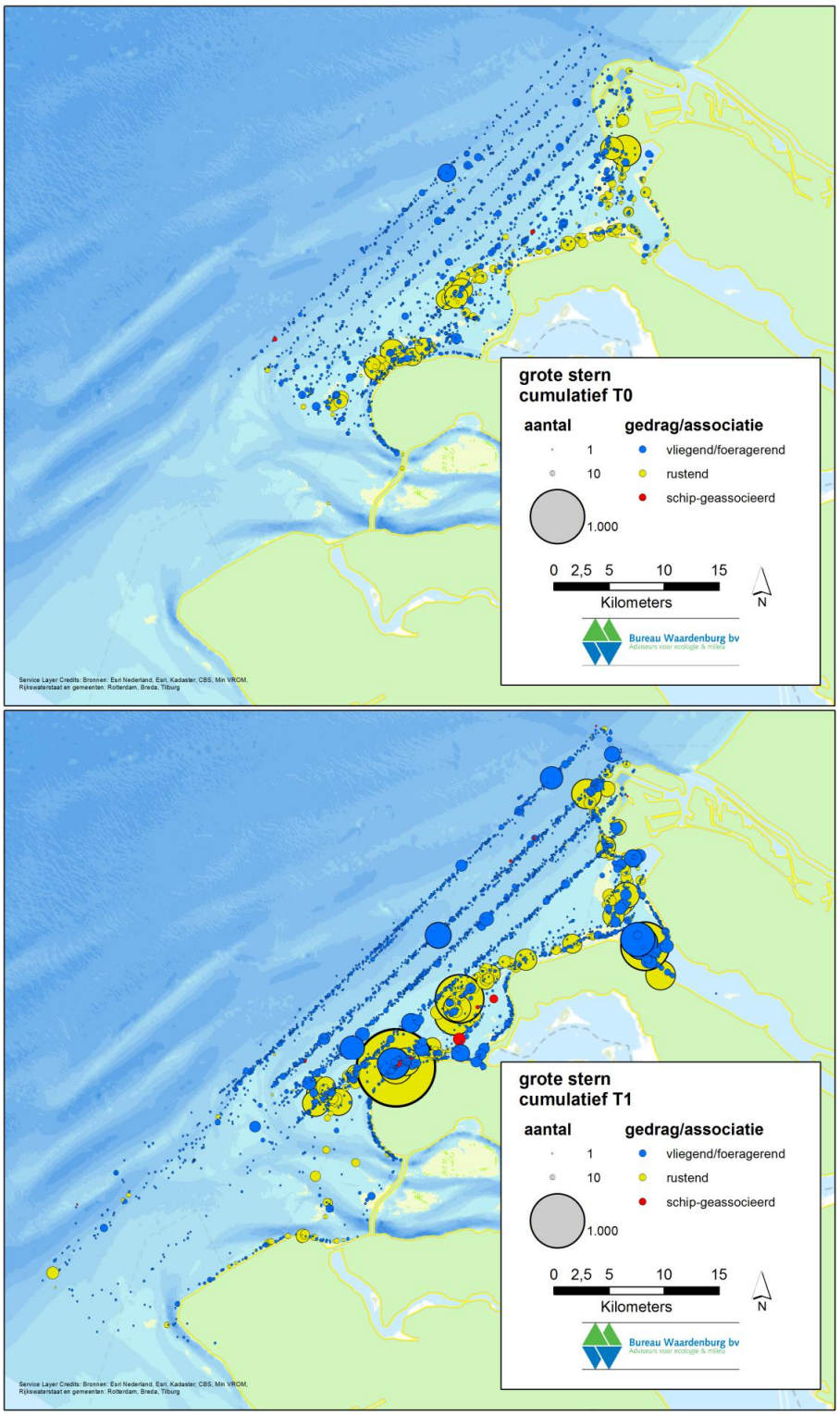
Hypothese 1: Na instelling van het bodembeschermingsgebied is er geen herstel van het aantal jaarlijkse vogeldagen in de Voordelta naar het niveau van voor de aanleg van Maasvlakte2, en geen verandering in het verspreidingspatroon.
Hypothese 5: Menselijke activiteiten leiden niet tot verstoring van grote sterns/visdieven die de platen gebruiken om te rusten (april - september).
Hypothese 6: Er is geen (cor)relatie tussen abiotische parameters van het water of het sediment en de verspreiding van de sterns/visdieven.

5.3.2.1 Algehele verspreiding van grote sterns in de Voordelta

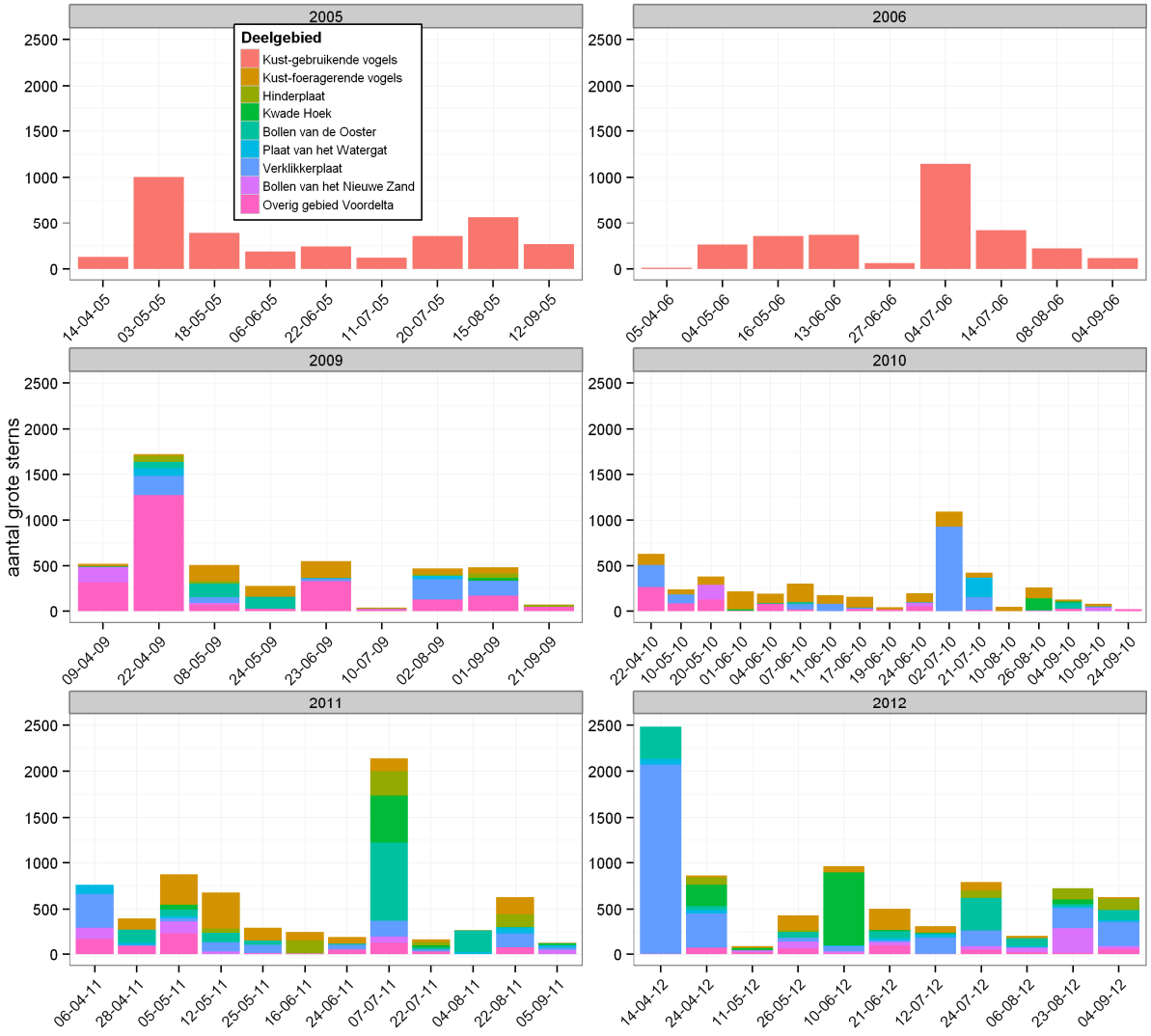
Figuur 5.17 geeft een cumulatief verspreidingsbeeld van het voorkomen van grote sterns in het zomerhalfjaar van de T0 (2005 en 2006) en T1 (2009-2012) op basis van vliegtuigtellingen. In bijlage 7 staan de verspreidingskaarten van de individuele jaren. Hieruit komt naar voren dat het merendeel van de grote concentraties grote sterns in de Voordelta rustende vogels op platen betreft. Gebieden die veel gebruikt worden zijn het Verklikkerstrand, de Bollen van de Ooster, Kwade Hoek en het Hinderplaatgebied. De zandeilanden van de Tweede Maasvlakte werden direct in april 2009 ontdekt en in gebruik genomen. Deze platen waren ook tijdens hoogwater beschikbaar, in tegenstelling tot andere platen als de Bollen van de Ooster, Hinderplaat en met name de Platen bij de Banjaard en die voor de Kop van Schouwen. In 2010 waren er echter zoveel menselijke activiteiten op de Tweede Maasvlakte dat er geen rustconcentraties van grote sterns meer zijn vastgesteld.
In de nazomer kwamen in alle jaren, net als tijdens de nulmeting, relatief grote foerageerconcentraties in het zeegebied voor de Kop van Schouwen voor (deze concentraties vallen weg op de cumulatieve kaartbeelden en hiervoor is geen aparte figuur opgenomen). In april werden in deze regio ook, net na de aankomst van de grote stern, grote concentraties op de platen en stranden waargenomen. Onbekend is of deze nazomer- als voorjaarsconcentraties voor het grootste deel bestaan uit vogels die een binding hebben met de binnendijks gelegen broedkolonies of dat er ook vogels bij zitten die in de Waddenzee of op de Hooge Platen in de Westerschelde broeden. In 2011 en 2012 was dit eerste waarschijnlijk wel het geval, gezien de grotere aantallen op de Bollen van de Ooster in de nazomer van 2011 en 2012 ten opzichte van 2010. Dit kan worden verklaard door de ligging van de bron van deze aantallen; de broedkolonie Markenje in de Grevelingen.

5.3.2.2 Rustende grote sterns op de platen

Rustende grote sterns hebben een duidelijke voorkeur voor specifieke platen en stranden binnen de Voordelta (Figuur 5.18) en maken met name gebruik van de Kwade Hoek, Bollen van de Ooster (ingesteld rustgebied), Plaat van het Watergat (ingesteld rustgebied, echter voor zeehonden), Verklikkerplaat (voormalig ingesteld rustgebied voor zeehonden) en de Bollen van het Nieuwe Zand. Daarnaast wordt in mindere mate gebruik gemaakt van de Hinderplaat (ingesteld rustgebied) en verschillende andere delen van de Voordelta. Rond de Oosterscheldekering en Neeltje Jans ontbreken rustende grote sterns op de stranden, maar wel maken ze gebruik van enkele plaatjes die hier voor de kust liggen en bij laagwater droogvallen (deze vallen in de categorie “Overig gebied Voordelta” in figuur 5.17). In figuur 5.17 is onderscheid gemaakt tussen kust-gebruikende vogels (vogels geteld tijdens de integraaltellingen op platen en langs de kust, alleen tijdens de T0), kust-foeragerende vogels (vogels geteld tijdens de integraaltellingen langs de kust, alleen tijdens de T1) en rustende vogels op de verschillende platen.



Figuur 5.17 *Cumulatieve verspreiding van grote sterns in de zomerhalfjaren van T0 en T1 (april-september). De hoeveelheid data van de perioden verschilt omdat T0 uit twee zomerhalfjaren bestond en T1 uit vijf. N.B. in de T0 was de Tweede Maasvlakte nog niet aanwezig.*



Figuur 5.18 Gesommeerde aantallen rustende grote sterns in de belangrijkste rustgebieden tijdens de vliegtuigtellingen in periode T0 (2005, 2006) en T1 (2009, 2010, 2011 en 2012).

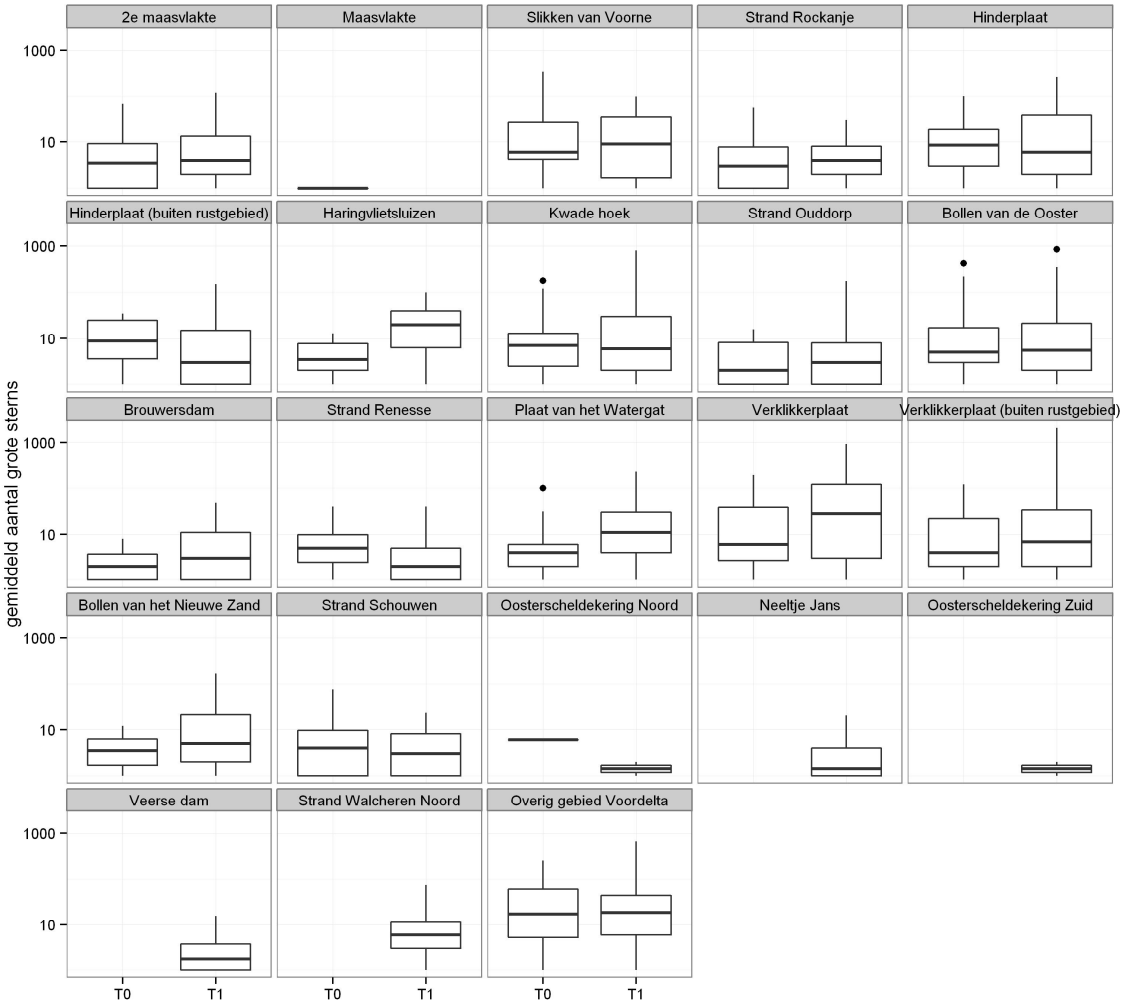
Per telling varieerden de aantallen in de Voordelta tussen de 0 en bijna 2.500 vogels verspreid over de verschillende rustgebieden in de Voordelta (Figuur 5.18), maar het merendeel van de vogels verbleef voornamelijk buiten de ingestelde rustgebieden (Figuur 5.19). Aantalspieken komen vroeg in het seizoen (april/begin mei) voor (door grote aantallen verzamelende broedvogels en doortrekkers uit de Westerschelde, Waddenzee of verder in de Noord- of Oostzee, zie Bijlage 8), maar ook in juli (door ouders met uitgevlogen juvenielen) en september (grote aantallen doortrekkers, zie Bijlage 8) werden verhoogde aantallen rustende grote sterns op de platen geteld.



Figuur 5.19 *Verhouding rustende grote sterns binnen en buiten de aangewezen rustgebieden binnen de Voordelta per telling in 2005, 2006, 2009, 2010, 2011 en 2012. Noot: in 2005 en 2006 hadden deze rustgebieden nog geen beschermde status.*

5.3.2.3 *Vergelijking rustende grote sterns op platen tussen T0 en T1*

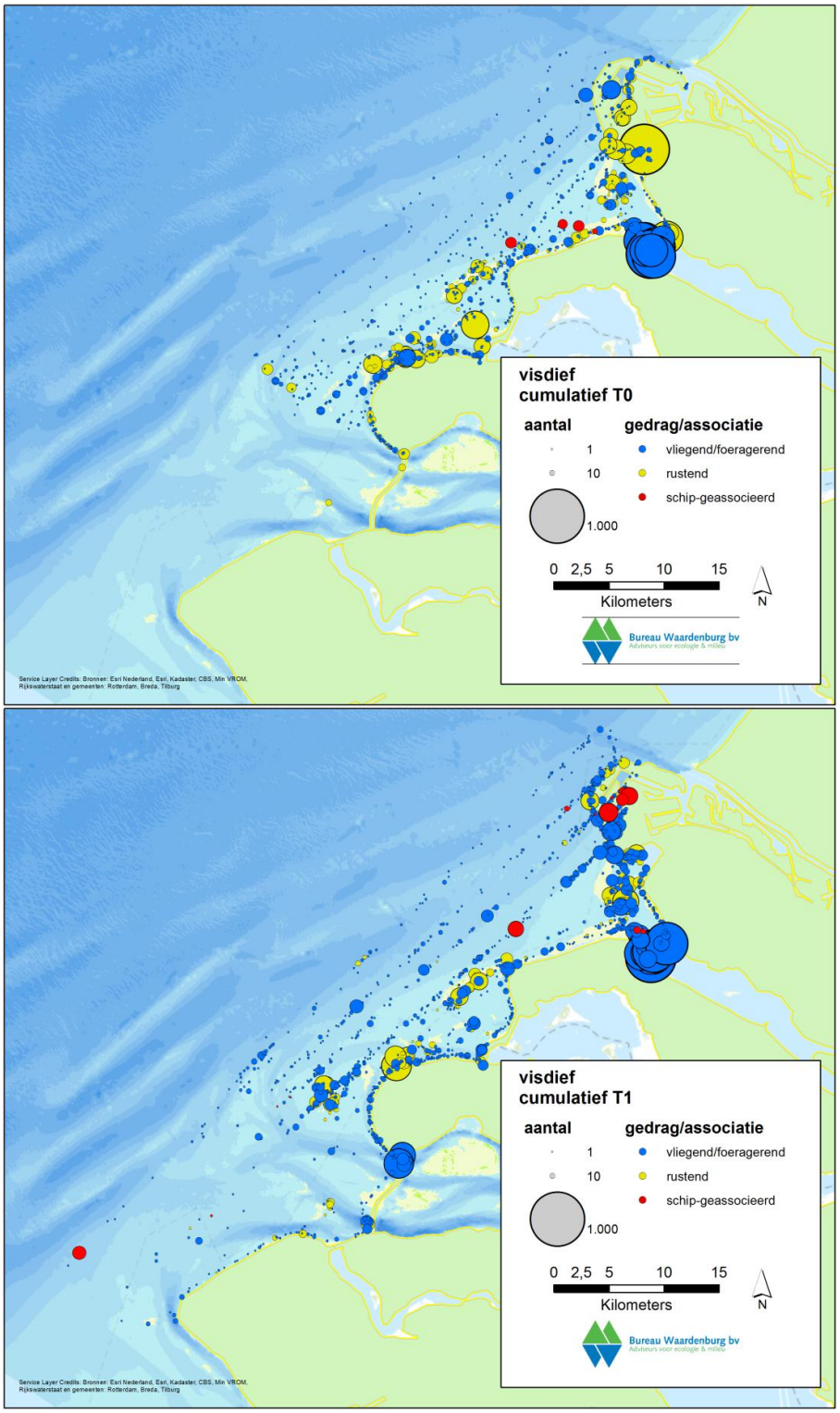
De eerste vergelijking van de resultaten van de sternmonitoring in de Voordelta tijdens de T1 en de T0 heeft een aantal verschuivingen aan het licht gebracht. Opvallend is de verschuiving in het aantal grote sterns dat gebruik maakt van de rustgebieden, met name van de Verklikkerplaat (Figuur 5.20). Hier zijn de aantallen rustende sterns sterk toegenomen tussen T0 en T1. Dit wordt veroorzaakt door de verschuiving in de locaties van de verschillende grote stern kolonies (tussen Scheelhoek, Markenje, Hooge Platen), echter ook andere factoren liggen hier ten grondslag aan (zie §5.4.2).



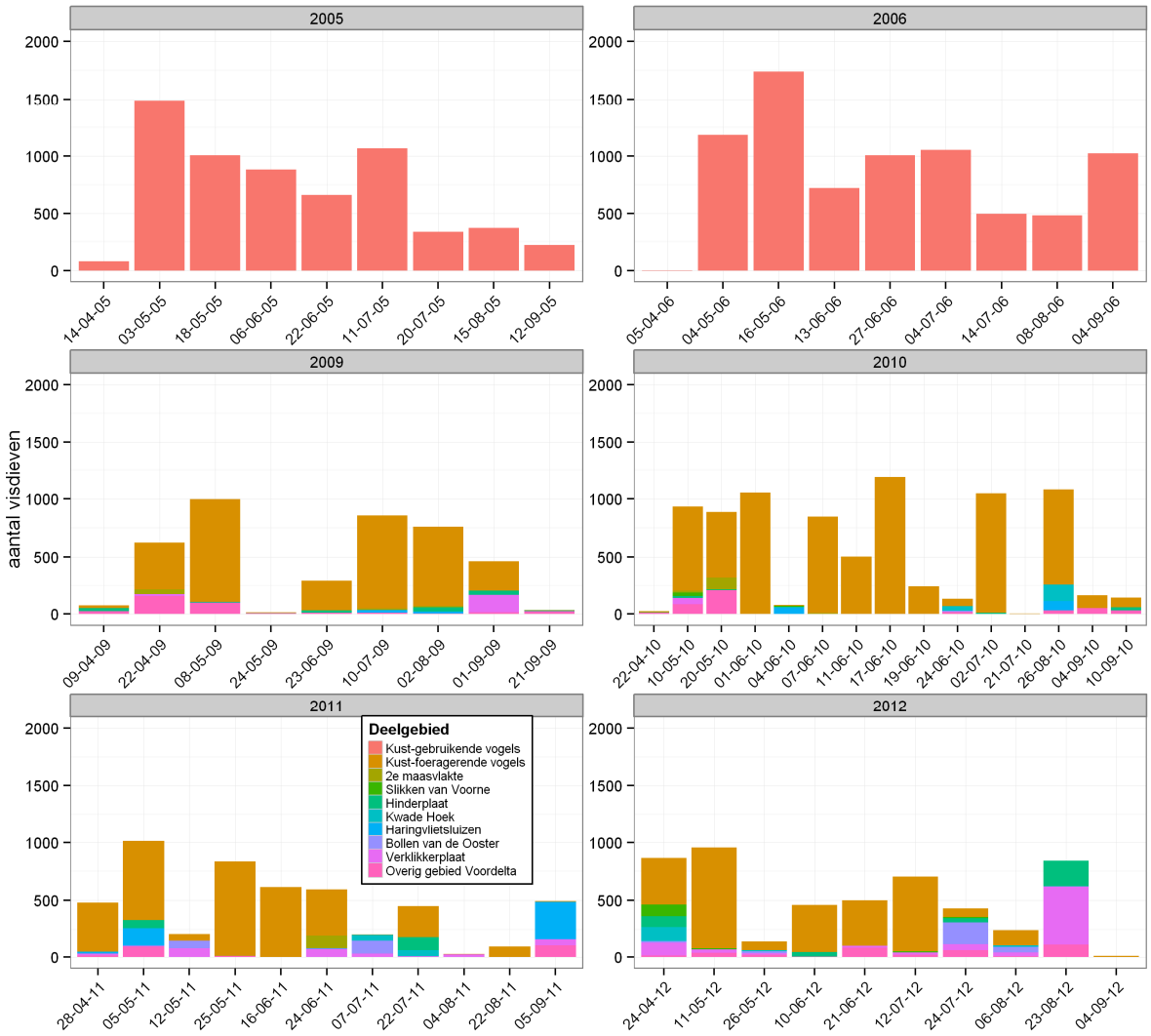
Figuur 5.20 Vergelijking van de aantallen rustende grote sterns in verschillende deelgebieden tijdens de T0 (2005 – 2006) en T1 (2009 – 2012) op basis van alle individuele tellingen. De mediaan is weergegeven met de liggende balk – middelste waarneming van alle individuele tellingen. De box geeft het eerste en derde kwartiel neer (hierbinnen liggen tussen 25 en 75% van de waarnemingen). Deelgebieden aan de kust van Walcheren werden in de T0 niet bekeken. Let op de logaritmische as.

5.3.2.4 *Algehele verspreiding van visdieven in de Voordelta*

Ook voor visdieven is een cumulatief verspreidingsbeeld weergegeven van het voorkomen in de zomerhalfjaren van de T0 (2005 en 2006) en T1 (2009-2012) (Figuur 5.21). In bijlage 7 worden de verspreidingskaarten van de individuele jaren weergegeven. Het merendeel van de visdieven in de Voordelta betreft rustende sterns op de Slikken van Voorne, in het Hinderplaat gebied en rond het Verklikkerstrand. Foerageerconcentraties werden met name gezien voor de Haringvlietsluizen. Het kustgebied ter hoogte van het nieuwe land van de Tweede Maasvlakte bleek ook voor de visdief een aantrekkelijk foerageergebied. Ook werd bij deze soort vastgesteld dat de vogels profiteerden van de zandhoppers. In de troebele wolken achter deze schepen werd soms door tientallen vogels gefoerageerd. Over het algemeen werden foeragerende vogels op zee voornamelijk waargenomen dichter bij de kust, een gebied met troebeler water dan verder naar buiten.



Figuur 5.21 *Cumulatieve verspreiding van de visdief in de zomerhalfjaren van T0 en T1 (april-september). Hoeveelheid data tussen de jaren verschilt omdat T0 uit twee zomerhalfjaren bestond en T1 uit vijf. N.B. in de T0 was de Tweede Maasvlakte nog niet aanwezig.*



Figuur 5.22 *Gesommeerde aantallen rustende visdieven in de belangrijkste rustgebieden tijdens de vliegtuigtellingen tijdens T0 (2005 en 2006) en T1 (2009-2012). Tijdens de T0 behoorde het vastleggen van het gedrag van visdieven niet tot het vaste onderzoeksprotocol, waardoor voor enkele tellingen geen informatie over het gedrag beschikbaar is. Voor deze periode is het daarom alleen mogelijk op tellingniveau het totaal aantal vogels van de kuststrook en platen te laten zien, dus inclusief foeragerende vogels. Voor de vergelijkbaarheid zijn kust foeragerende vogels voor de T1 als aparte categorie toegevoegd aan de rustende vogels.*

5.3.2.5 *Rustende visdieven op de platen*

Rustende visdieven hebben een duidelijke voorkeur voor specifieke platen en stranden binnen de Voordelta (figuur 5.21) en maken met name gebruik van de strekdam naast de Haringvlietsluizen, de Kwade Hoek en de dammen bij de Oosterscheldekering Noord. Het gaat hier dus om eigenlijk twee concentratiegebieden die te maken hebben met het voorkomen van lokaal zeer gunstige foerageeromstandigheden, die gerelateerd zijn aan het spuien van de sluizen. Daarnaast wordt in mindere mate gebruik gemaakt van de Hinderplaat (ingesteld rustgebied) en verschillende andere gebieden in de Voordelta. Visdieven maakten

in mindere mate dan de grote sterns van de eerste zandeilanden van de toekomstige Tweede Maasvlakte gebruik. In Figuur 5.22 is onderscheid gemaakt tussen kust-gebruikende vogels (vogels geteld tijdens de integraaltellingen op platen en langs de kust, alleen tijdens de T0), kust-foeragerende vogels (vogels geteld tijdens de integraaltellingen langs de kust, alleen tijdens de T1) en rustende vogels op diverse verschillende platen.

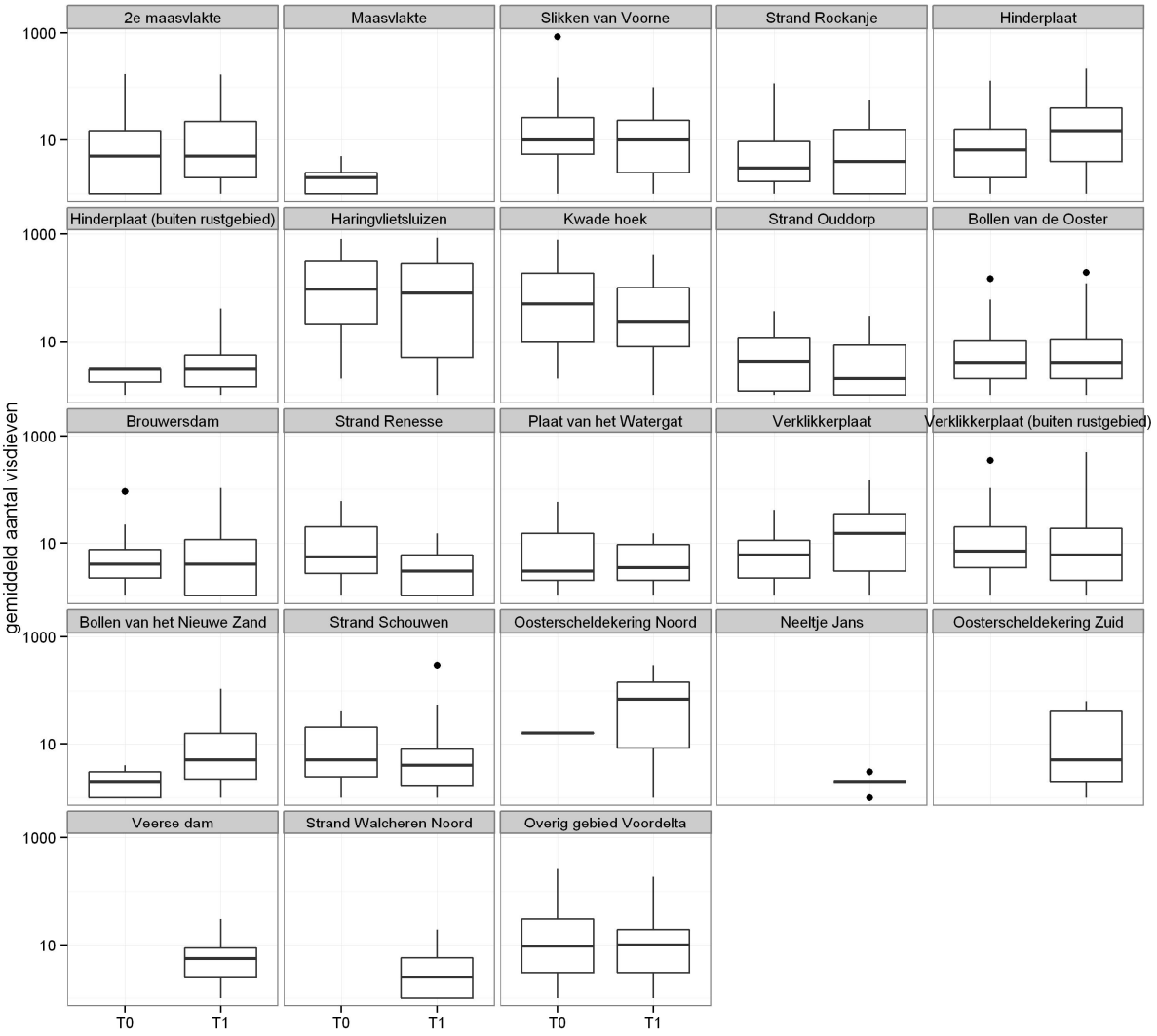
Voor de verschillende rustgebieden hebben we op tellingniveau alleen voor de T1 goede gegevens over het rustgedrag in de rustgebieden en andere deelgebieden. Per telling varieerden de aantallen tussen de 0 en bijna 500 vogels verspreid over de verschillende rustgebieden in de Voordelta (figuur 5.21), maar voornamelijk buiten de ingestelde rustgebieden (Figuur 5.23). Opvallend is dat de twee hoge aantalspieken in de T0 in beide jaren in mei optraden (Figuur 5.22), dat in de T1 jaren de aantallen over het algemeen wel in dezelfde orde van grootte algen als in de T0 maar dat de aantalspiek in mei ontbrak.



Figuur 5.23 *Verhouding rustende visdieven binnen en buiten de aangewezen rustgebieden in de Voordelta per telling in de afzonderlijke jaren (voor 2005 en 2006 op basis van tellingen waarbij wel gedrag is vastgelegd).*

5.3.2.6 *Vergelijking rustende visdieven op platen tussen T0 en T1*

De eerste vergelijking van de resultaten van de sternmonitoring in de Voordelta tijdens de T1 en de T0 laat een aantal verschuivingen zien. Opvallend is de verschuiving in het aantal visdieven dat gebruik maakt van de rustgebieden, met name van de Verklikkerplaat en de Bollen van het Nieuw Zand (Figuur 5.24). Hier zijn de aantallen rustende sterns sterk toegenomen. Een veranderd plaatareaal (bijlage 9) in het zuidelijke deel van de Voordelta (met name de Bollen van het Nieuwe Zand en de Middelplaat/Plaat van het Watergat zijn groter en hoger geworden) ligt mogelijk ten grondslag aan deze verschuiving.



Figuur 5.24 *Vergelijking van de aantallen rustende visdieven in verschillende deelgebieden tijdens de T0 (2005 – 2006) en T1 (2009 – 2012) op basis van alle individuele tellingen. De mediaan is weergegeven met de liggende balk – middelste waarneming van alle individuele tellingen. De box geeft het eerste en derde kwartiel neer (hierbinnen liggen tussen 25 en 75% van de waarnemingen). Deelgebieden aan de kust van Walcheren werden in de T0 niet bekeken. Let op de logaritmische as.*

5.3.2.7 *Eerste gevolgtrekkingen in relatie tot de onderzoekhypothesen*

Op grond van de aantallen en verspreiding van grote stern en visdief in de Voordelta aan de hand van vliegtuigtellingen zijn de volgende eerste gevolgtrekkingen te trekken;

Hypothese 1: Na instelling van het bodembeschermingsgebied is er geen herstel van het aantal jaarlijkse vogeldagen in de Voordelta naar het niveau van voor de aanleg van Maasvlakte2, en geen verandering in het verspreidingspatroon.

Eerste gevolgtrekkingen hypothese 1: Bij zowel grote stern als visdief hebben er tussen de T0 en T1 grote veranderingen in aantallen getelde sterns in de verschillende deelgebieden plaatsgevonden. Daarmee fluctueert ook het aantal vogeldagen wat is gemeten in de Voordelta. Op het eerste gezicht lijkt zowel voor de grote stern als de visdief het gebied rond de Tweede Maasvlakte meer gebruikt dan tijdens de T0. Een afname van beide sternsoorten is niet aan de orde. Factoren die de *overall* schommelingen in aantallen in het gebied veroorzaken zijn in deze paragraaf nog niet besproken.

Hypothese 5: Menselijke activiteiten leiden niet tot verstoring van grote sterns/visdieven die de platen gebruiken om te rusten (april - september).
Eerste gevolgtrekkingen hypothese 5: Het aandeel vogels dat gebruik maakt van de platen die speciaal als rustgebied zijn aangewezen is beperkt. Het merendeel van de vogels maakt gebruik van platen en ook veelvuldig van stranden die niet beschermd zijn en waar dus geen toegangsbeperkingsbesluiten gelden.

Hypothese 6: Er is geen (cor)relatie tussen abiotische parameters van het water of het sediment en de verspreiding van de sterns/visdieven.

Eerste gevolgtrekkingen hypothese 6: Grote sterns hebben in het open zeegebied een wijdverspreide verspreiding en komen van ondiep/meest troebel tot in diep/meest helder water voor. Visdieven hebben een veel meer kustgebonden voorkomen en lijken meer in ondiep en daarmee troebeler water voor te komen. Met name bij visdief is er een duidelijke ruimtelijke foerageercorrelatie te zien in relatie tot het spuien van de Haringvlietsluizen. Hoewel deels een artefact door de teldekking is er ook een correlatie van foeragerende sterns en de smalle kustzone, waar vogels kustparallel in de branding foerageren (grote sterns en visdieven).

5.3.3 Gebiedsgebruik en foerageergedrag van sterns

Relatie met de onderzoekhypothesen
Het individueel volgen van sterns uitgerust met zenders en GPS-loggers genereert basisinformatie over het gebiedsgebruik en foerageergedrag op zee noodzakelijk voor het beantwoorden van:

Hypothese 1: Na instelling van het bodembeschermingsgebied is er geen herstel van het aantal jaarlijkse vogeldagen in de Voordelta naar het niveau van voor de aanleg van Maasvlakte2, en geen verandering in het verspreidingspatroon.
Hypothese 2: Het aantal grote sterns/visdieven (adult en/of juveniel) in de Delta is onafhankelijk van het voedselaanbod in de Voordelta

Tijdens de broedseizoenen van 2009 en 2010 is met behulp van radiozenders onderzoek gedaan naar het gebiedsgebruik van visdieven en grote sterns in de Voordelta (bijlage 2). In

2012 en 2013 is het gebiedsgebruik onderzocht met behulp van GPS-loggers. In 2012 zijn 10 grote sterns gevolgd met GPS-loggers, waarvan 7 vogels, die hun kuikens verzorgden, data hebben opgeleverd (zie verdere details in de bijlagen 3 en 4). In totaal werden 34 foerageertochten vastgelegd waarvan 15 compleet waren. In 2013 zijn 7 grote sterns gevolgd. Hiervan hebben 4 vogels data opgeleverd (zie verdere details in bijlage 4). Waarschijnlijk voerde in dat jaar echter maar één vogel nog een kuiken. In totaal werden 33 foerageertochten vastgelegd waarvan 12 compleet waren. De vogel die een kuiken voerde maakte 15 foerageertochten waarvan er 10 compleet waren. Daarnaast werd in 2013 ook een prototype logger gebruikt, die voor zijn energievoorziening afhankelijk was van zonne-energie. Hiermee zijn 3 vogels uitgerust. Eén logger heeft ook daadwerkelijk gegevens opgeleverd, waarbij zo'n 46 foerageertrips met een lage GPS-fix dichtheid (minder fixen per uur) werden opgenomen. Aangezien een eerste indicatie uit het koloniewerk aangaf dat 2012 en 2013 waarschijnlijk erg verschillend waren in voedselbeschikbaarheid, is ervoor gekozen om beide jaren apart te behandelen in kaarten en berekeningen.

5.3.3.1 *Onderzoek gebiedsgebruik in de seizoenen 2009 en 2010 met radiozenders*

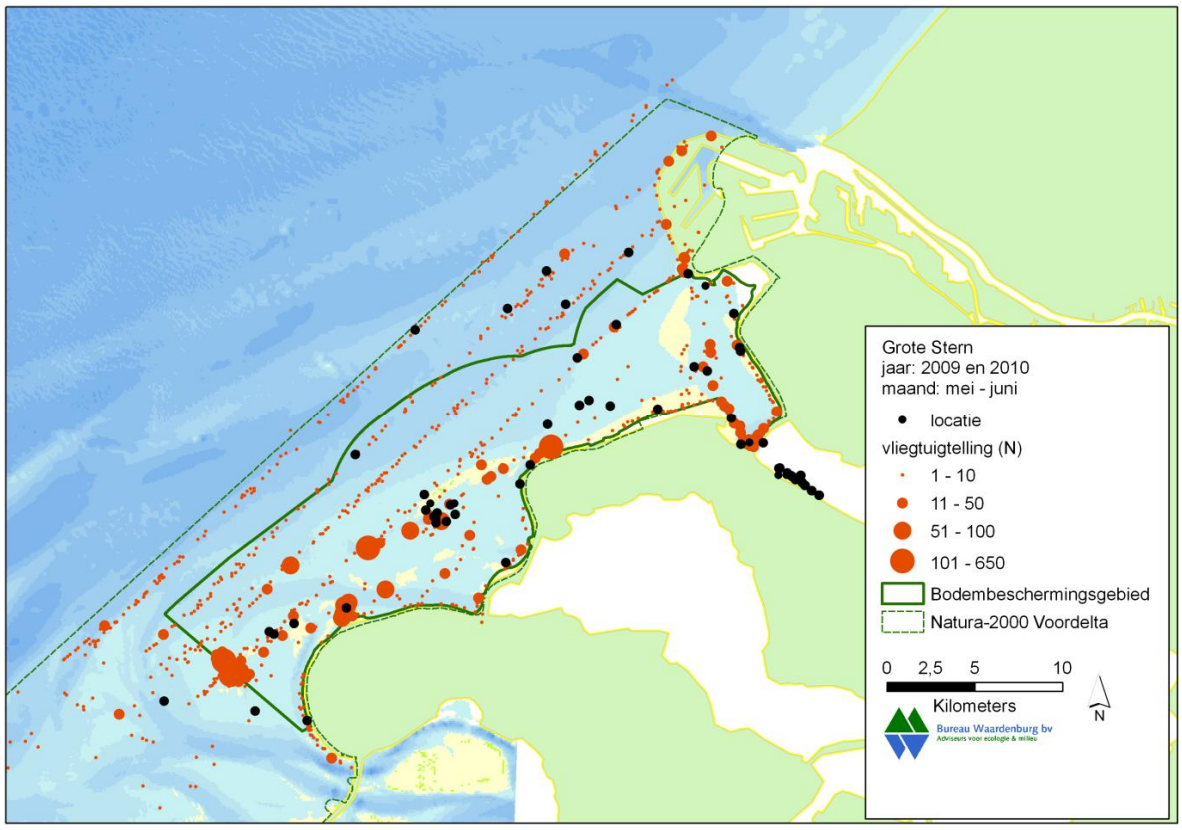
Habitatgebruik grote sterns aan de hand van radiozenders

Grote sterns uit de kolonie op de Scheelhoek werden verspreid over een groot gebied teruggevonden binnen Natura 2000-gebied Voordelta. Vogels met radiozenders werden tot ver van de kolonie waargenomen en hadden een meer pelagische verspreiding dan visdieven (Figuur 5.25, Figuur 5.26). De meeste gezenderde grote sterns werden in het gebied rond de Hinderplaat en Kwade Hoek en het aangrenzende zeegebied vastgesteld. Gezenderde grote sterns werden tot ver buiten de kolonie waargenomen, tot 85 km aan toe. Op basis van waarnemingen tijdens de vliegtuigtellingen van grote sterns met prooivissen foerageert een substantieel deel van de grote sterns van de Scheelhoek buiten het Natura 2000-gebied Voordelta, waardoor het aangehouden zoekgebied met het vliegtuig mogelijk te klein was.

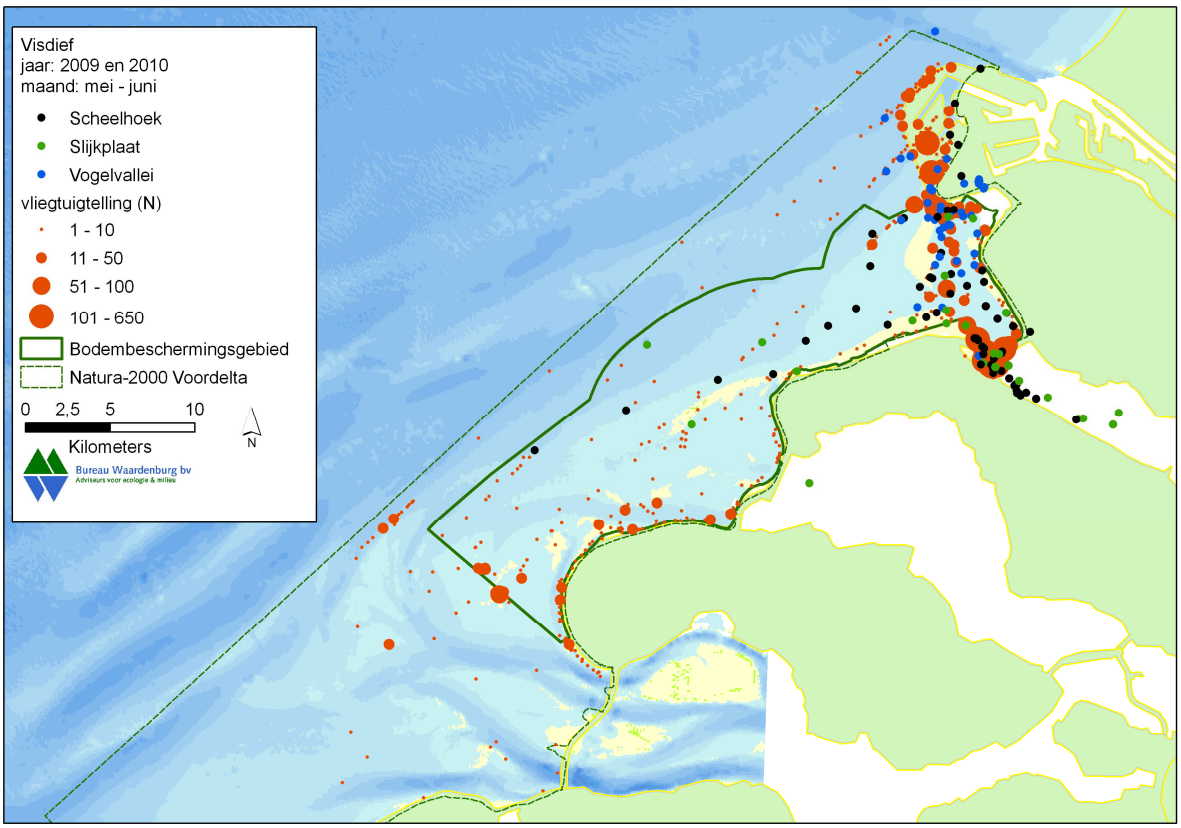
Habitatgebruik visdieven aan de hand van radiozenders

Visdieven werden voornamelijk in de Haringvlietmonding waargenomen tussen de Hinderplaat en Kwade Hoek. Grote groepen werden foeragerend gezien voor de uitstroomopening van de Haringvlietsluizen aan de Kwade Hoek kant. Ook op de Kwade Hoek zelf wordt veelvuldig gefoerageerd. De waarnemingen van visdieven voor de kust van Goeree werden voornamelijk later in het seizoen gedaan. Verder is de verspreiding van deze soort duidelijk kustgebonden (Figuur 5.26). Vanuit de lucht zijn diverse visdieven gelogd in het gebied waar de Tweede Maasvlakte is aangelegd. Dit waren voornamelijk broedvogels van de kolonie in de Vogelvallei, maar ook een broedvogel van de Scheelhoek foerageerde in het gebied. Tijdens vliegtuigtellingen bleek regelmatig dat visdieven rond suppletieschepen foerageren. Waarschijnlijk maken de wervelingen in het water voedsel beschikbaar.

Op zee werd een duidelijke scheiding vastgesteld tussen sterns uit verschillende kolonies. Hoewel de actieradius van visdieven groot genoeg is om in elkaars foerageergebied te komen (zoals ook uit de data naar voren kwam) bleken sterns van de Scheelhoek meer in het zuiden van de Haringvlietmonding (spuisluizen en Kwade Hoek) te foerageren, terwijl vogels uit de Vogelvallei meer in het noorden rond de Hinderplaat en in het gebied van de Tweede Maasvlakte bleven (Figuur 5.26). Naast een ruimtelijke segregatie op zee bleken kolonies ook duidelijke samenhang te hebben. Vogels uit verschillende kolonies bleken bezochten regelmatig andere kolonies en mislukte broeders probeerden vaak binnen het seizoen om in een andere kolonie opnieuw te broeden.



Figuur 5.25 *Verspreiding van grote sterns gezenderd op de Scheelhoek in het broedseizoen van 2009 en 2010 vastgesteld met behulp van radio-telemetrie (zwarte stippen) en de cumulatieve verspreiding zoals vastgesteld tijdens de vliegtuigtellingen in dezelfde periode (mei-juni) (rode stippen). De gestippelde groene lijn is de grens van het Natura 2000-gebied Voordelta, de doorgetrokken groene lijn is het bodembeschermingsgebied.*

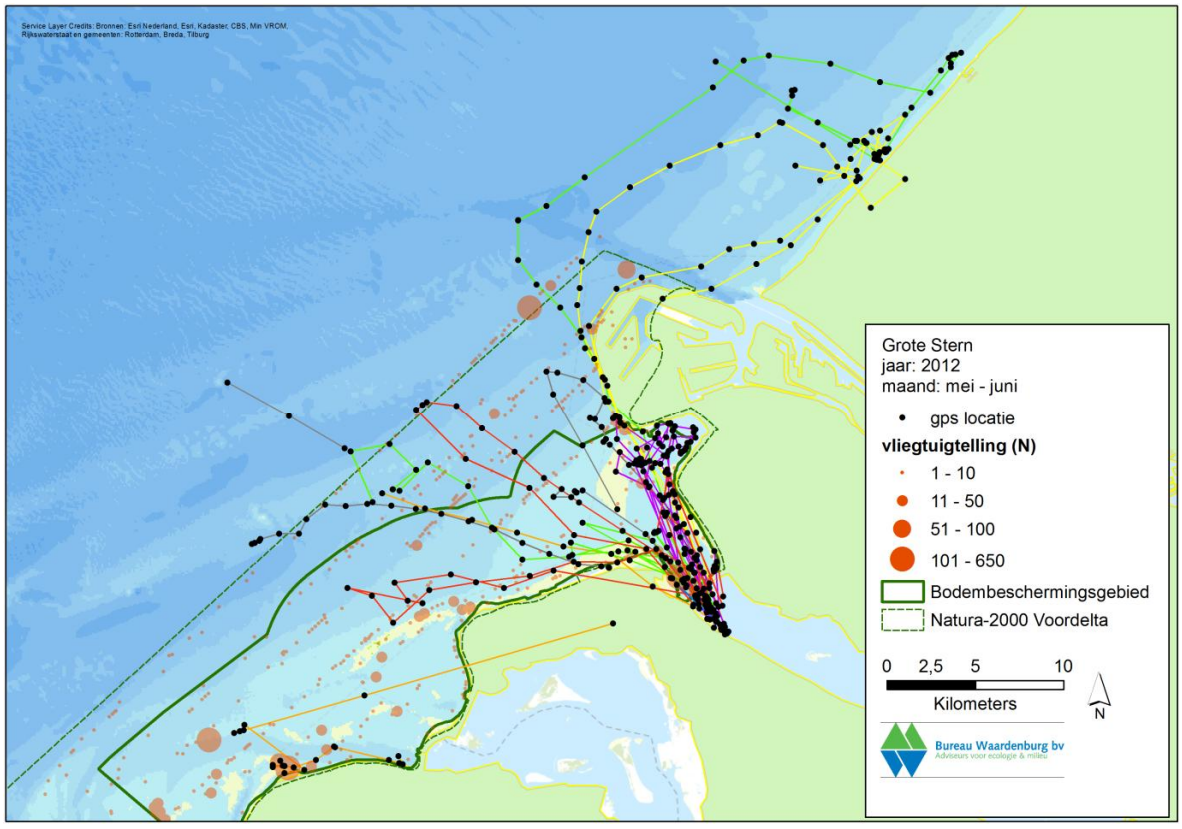


Figuur 5.26 *Verspreiding van visdieven gezenderd in drie verschillende kolonies in het broedseizoen van 2009 en 2010 vastgesteld met behulp van radio-telemetrie, voornamelijk vanuit het vliegtuig en de cumulatieve verspreiding zoals vastgesteld tijdens de vliegtuigtellingen in dezelfde periode (mei-juni). De gestippelde groene lijn is de grens van het Natura 2000-gebied Voordelta, de doorgetrokken groene lijn is het bodembeschermingsgebied.*

5.3.3.2 *Onderzoek gebiedsgebruik in de seizoenen 2012 en 2013 met GPS-loggers*

Habitatgebruik en foerageertrip-parameters grote sterns met GPS-loggers

Grote sterns broedend op de Scheelhoek in 2012 maakte foerageertochten binnen het ingestelde bodembeschermingsgebied en Natura 2000-gebied maar ook ver daarbuiten (Figuur 5.27, 5.28; bijlage 4 voor gegevens op individueel niveau). Op basis van de GPS posities zijn voor alle tochten triplengte (km), tripduur (min) en maximale afstand buiten de kolonie (km) berekend (Tabel 5.2). Deze gegevens zijn indicatief voor de foerageerefficiëntie en –investering van individuele sterns. Doordat langere tochten een grotere kans hebben om incompleet te zijn (door de beperkte werktijd van de zenders), komt uit de complete tochten een scheef beeld naar voren. Vandaar dat ook de incomplete tochten worden meegenomen in de analyse. In 2013 was het beeld anders dan in 2012. In 2013 maakten grote sterns broedend op de Scheelhoek ook tochten binnen het ingestelde bodembeschermingsgebied en Natura 2000-gebied, maar veruit het grootste deel van de tochten ging ver daarbuiten (Figuur 5.28, bijlage 4). Maar één vogel voerde daadwerkelijk een kuiken (logger 14, zie bijlage 4). Bijna alle tochten van deze vogel waren buiten het Natura 2000-gebied Voordelta en parameters als triplengte, tripduur en maximale afstand tot de kolonie waren twee tot drie keer zo hoog als in 2012 (Tabel 5.2).

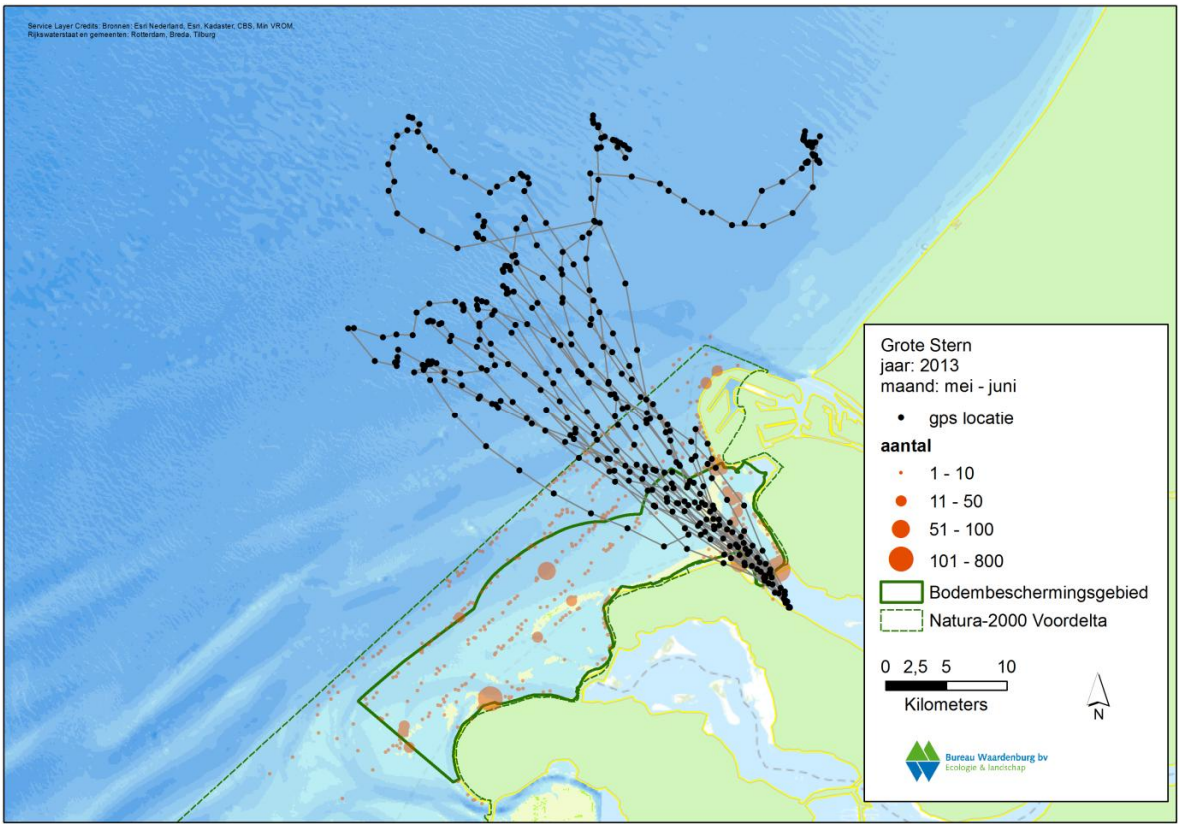


Figuur 5.27 *Kaart met alle vastgelegde GPS-posities van grote sterns in 2012 samen met de cumulatieve verspreiding van grote sterns weergegeven zoals vastgesteld tijdens de vliegtuigtellingen in mei-juni 2012. Elke individuele stern heeft een eigen lijnkleur. De gestippelde groene lijn is de grens van het Natura 2000-gebied Voordelta, de doorgetrokken groene lijn is het bodembeschermingsgebied.*

Tabel 5.2 Triplengte, tripduur en maximale afstand buiten de kolonie van alleen de complete en van alle tochten samen van kuikenvoerende grote sterns op de Scheelhoek in 2012 en 2013.

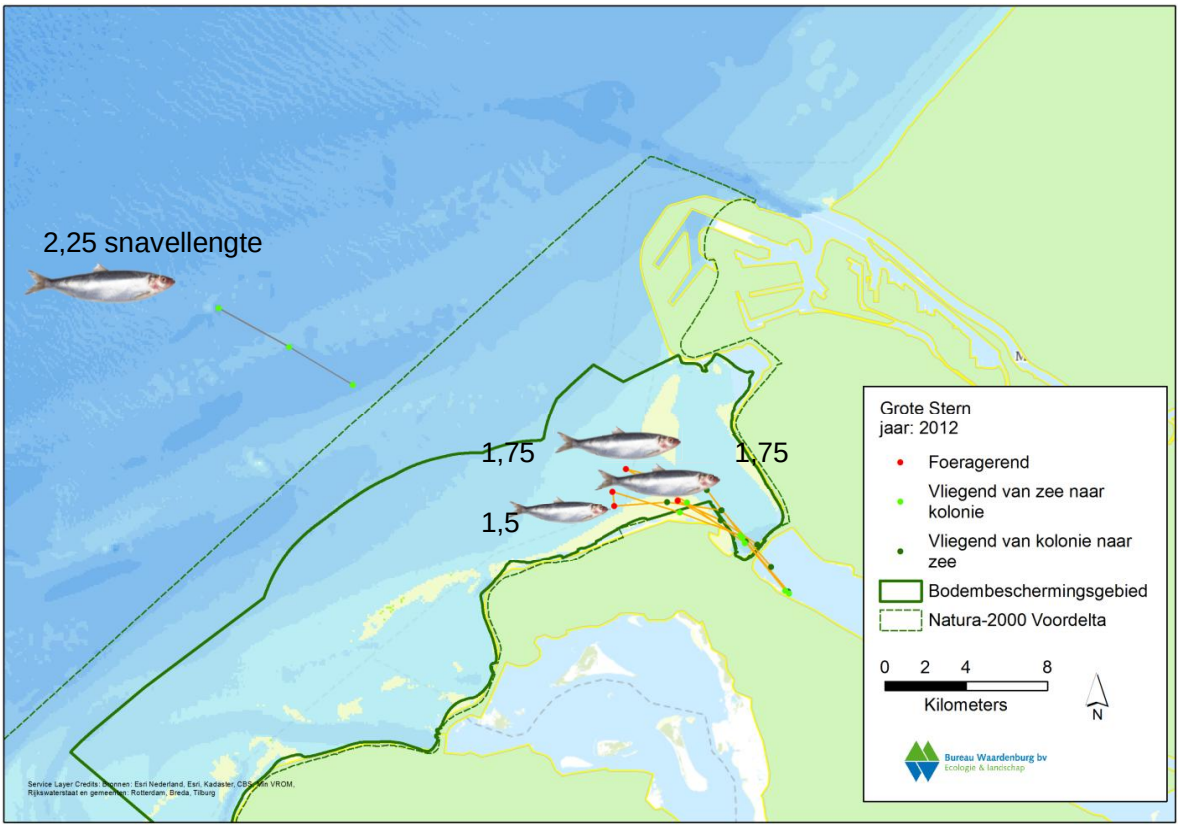
2012 (n = 6)		
	*Complete tochten (n = 15)**	*Alle tochten (n = 34)**
Gemiddelde triplengte	25,9 ± 13,9 km (8,8 – 52,0)	35,6 ± 24,1 km (7,6 – 92,5)
Maximale afstand uit kolonie	11,0 ± 5,6 km (4 – 21,5)	15,5 ± 9,9 km (3,6 – 35,4)
Gemiddelde tripduur	68 ± 53,3 min. (20 – 210)	87 ± 75,4 min. (10 – 240)
Buiten grenzen N2000**	0%	21%
Buiten grenzen BBG***	27%	38%
2013 (n = 1)		
	*Complete tochten (n = 10)**	*Alle tochten (n = 15)**
Gemiddelde triplengte	67,3 ± 22,4 km (25,6 – 92,9)	75,2 ± 30,6 km (25,6 – 140,6)
Maximale afstand uit kolonie	32,3 ± 10,5 km (12,4 – 42,8)	33,3 ± 10,8 km (12,4 – 51,0)
Gemiddelde tripduur	130 ± 60,7 min. (36 – 256)	146 ± 87,3 min. (26 – 314)
Buiten grenzen N2000**	90%	87%
Buiten grenzen BBG***	90%	87%

* gem. ± sd (min – max), ** N2000 = Natura 2000-, *** BBG = Bodembeschermingsgebied

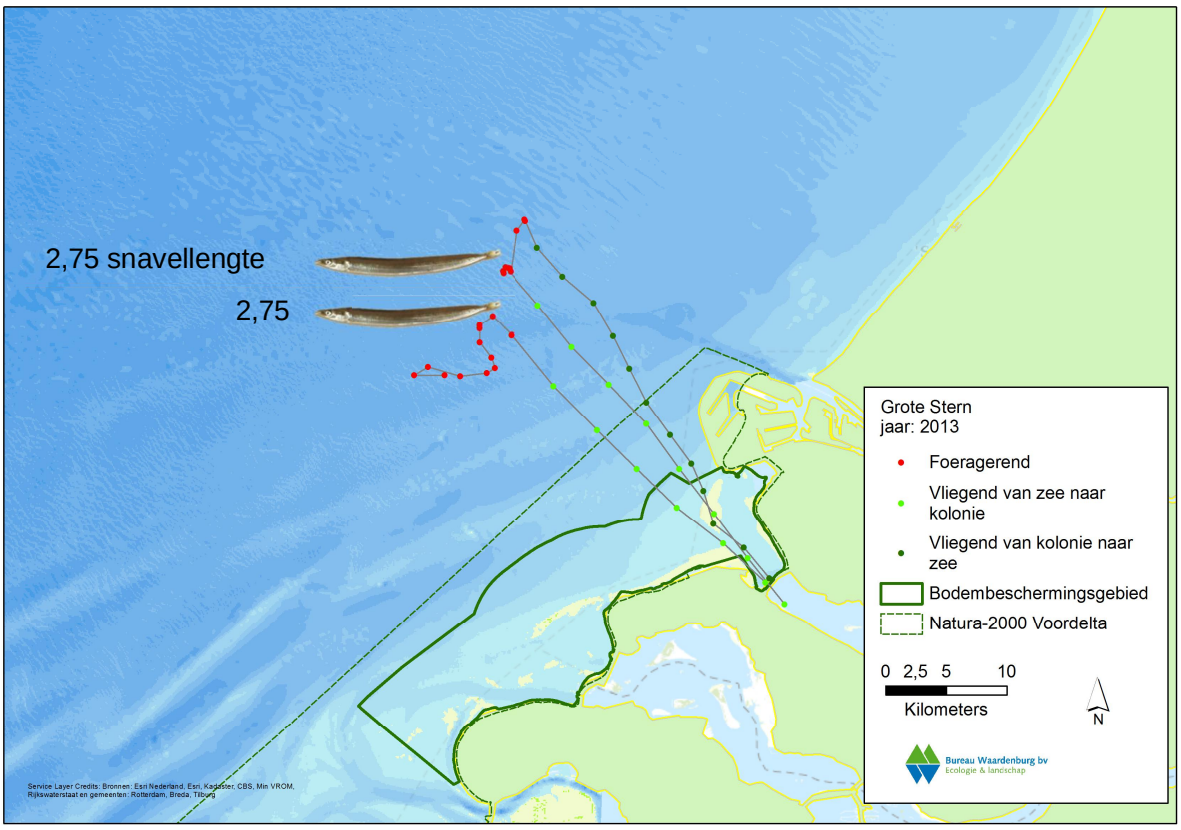


Figuur 5.28 Kaart met alle vastgelegde GPS-posities van grote sterns in 2013 samen met de cumulatieve verspreiding van grote sterns weergegeven zoals vastgesteld tijdens de vliegtuigtellingen in mei-juni 2013. De gestippelde groene lijn is de grens van het Natura 2000-gebied Voordelta, de doorgetrokken groene lijn is het bodembeschermingsgebied.

Reconstructie vangstlocaties vis voor de jonge sterns; binnen of buiten de Voordelta?
In totaal zijn 12 vissen (10 in 2012, 2 in 2013) tijdens de voedselprotocollen in de kolonie door grote sterns met GPS-loggers aangevoerd. Dit waren in 2012 haringen met een lengte tussen de 1,5 en 2,25 snavellengte en in 2013 zandspieringen van 2,75 snavellengte. In zes gevallen (4 in 2012, 2 in 2013) is ook een GPS-log van de tocht beschikbaar en kan dus ongeveer de vangplek bepaald worden. Drie haringen (van snavellengte 1,5, 1,75 en 1,75) werden relatief dichtbij de kolonie gevangen ten noorden van Goeree voor de kust van Ouddorp (Figuur 5.29). Eén haring (van snavellengte 2,25) kwam van veel verder (waarschijnlijk van buiten het Natura 2000-gebied). Helaas is van deze foerageertocht alleen een deel van de terugreis vastgelegd. De exacte vanglocatie is niet vastgelegd maar de rechte lijn van de punten en de hoge snelheid suggereren dat dit wel een vlucht met prooi van de vangplek naar de kolonie is. Van beide zandspieringen in 2013 is wel de exacte vangplek bekend (Figuur 5.30). Ook deze werden buiten de Voordelta gevangen.



Figuur 5.29 *Kaart met foerageerlocaties waar haring werd gevangen (formaat in snavellengte) en teruggebracht naar de kolonie in 2012.*



Figuur 5.30 *Kaart met foerageerlocaties waar zandspiering werd gevangen (formaat in snavellengte) en teruggebracht naar de kolonie in 2013.*

Rustlocaties en het gebruik van rustgebieden door adulte broedende grote sterns met GPS-logger

In 2012 bleken vijf van de zes vogels tijdens foerageertochten te rusten op 10 van de 34 tochten (29%). Eén vogel rustte niet één keer tijdens de foerageervluchten. In totaal konden vijf rustlocaties worden onderscheiden (Figuur 5.31). Uit de berekeningen van tijdsbudgetten blijkt dat ongeveer 10% van de tijd in de Voordelta gebruikt wordt om te rusten tijdens de complete tochten die met de loggers zijn opgeslagen (n=15). Gemiddeld duurden de rustperiodes van grote sterns in deze studie 67 min (5 – 175 min). Twee vogels rustten op de zandplaten in het Hinderplaatgebied, terwijl één vogel ook tijdens een tocht gerust heeft op de Verklikkerplaat en de Platen van het Watergat zoals te zien linksonder in Figuur 5.31 (zie ook Bijlage 4). Daarnaast hebben twee vogels het strand van de Zandmotor benut evenals de stranden en zandplaten van de Kwade Hoek om te rusten tijdens hun foerageertochten. Ook werd er gerust in de kolonie, zowel op de stranden van het broedeiland, als op naburige eilanden en de blokkendam om het gebied. De broedende vogel die werd gevolgd in 2013 rustte uitsluitend in de kolonie tussen de foerageertochten door. De mislukte broedvogels uit 2013 daarentegen rustten veelvuldig tijdens hun foerageertochten (zie verderop in dit hoofdstuk).

Habitatgebruik en foerageertrip-parameters van mislukte broedvogels met GPS-logger

In 2013 mislukten de legsels van vier van de vijf vogels met GPS-loggers korte tijd na vangst van de vogel. Wel werden in de dagen daarna nog 16 foerageertochten gelogd, waarvan er 2 compleet waren. In bijlage 4 worden voor alle loggers de detailgegevens besproken. Voor deze tochten zijn ook triplengte, tripduur en maximale afstand buiten de kolonie bepaald (Tabel 5.3).

Daarnaast maakte de vogel met de logger met zonnepanelen nog eens 46 tochten, waarvan in lage resolutie de GPS-posities zijn opgeslagen. In bijlage 4 wordt voor deze logger de foerageertochten nader besproken. Parameters als triplengte en tripduur zijn moeilijk te bepalen door de lage intensiteit aan posities per uur, echter foerageerlocaties waren wel goed aan te geven en worden ook besproken in dit hoofdstuk.

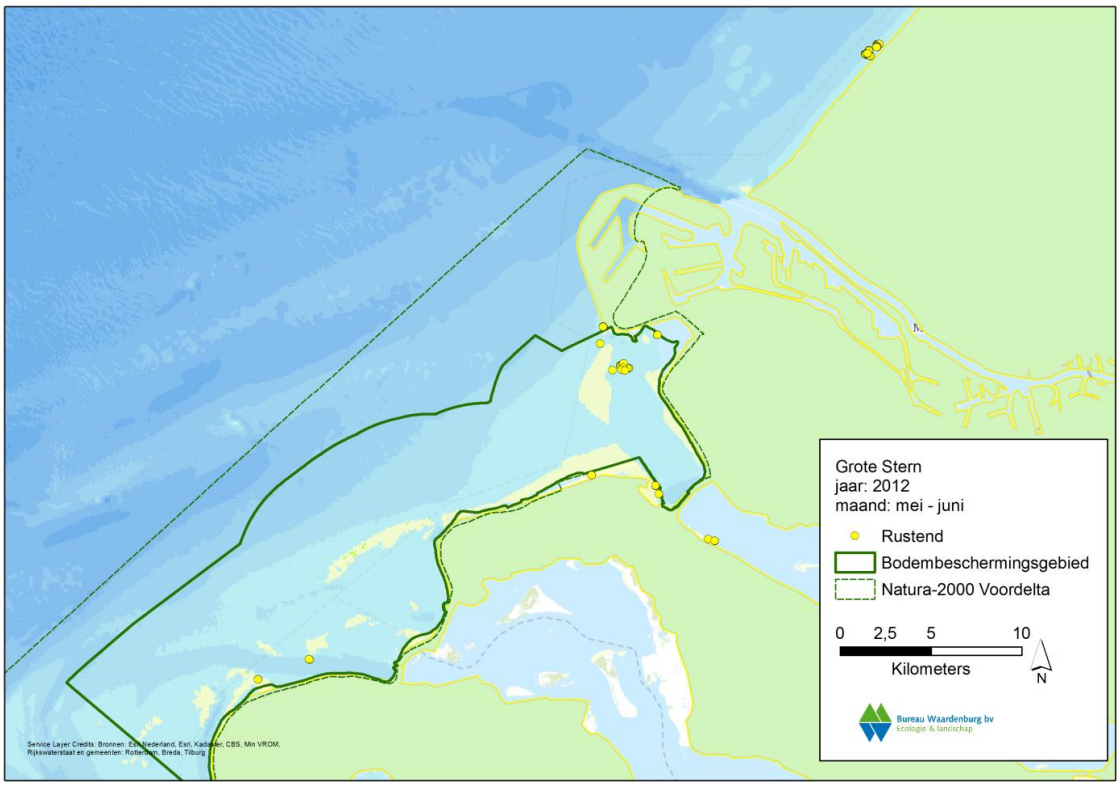
Rustlocaties en het gebruik van rustgebieden door grote sterns met GPS-logger en een mislukt broedsel

Grote sterns uitgerust met een GPS logger waarvan het broedsel mislukte in 2013 gebruikten tijdens hun foerageertochten zeer wijdverspreide rustplaatsen langs Nederlandse kust maar ook gebieden in Frankrijk werden door één vogel bezocht (bijlage 4). Regelmatig kwamen deze rustplaatsen overeen met bestaande kolonies van vogels zoals die in Réserve Naturelle Nationale du Platier d'Oye (Frankrijk), Markenje (Grevelingen), de Petten en Ottersaat (beide op Texel). Andere belangrijke rustplaatsen waren het Verklikkersstrand (zie de bijlage 4 en 8), en de Putten (bij Petten), maar binnen de Voordelta werd ook gebruik gemaakt van het Vroon bij Westkapelle, de Bollen van het Nieuw Zand, de Platen van het Watergat, de Bollen van de Ooster, de Oosterscheldekering, de Roggeplaat, de stranden bij Ouddorp, de Kwade Hoek, en de Tweede Maasvlakte

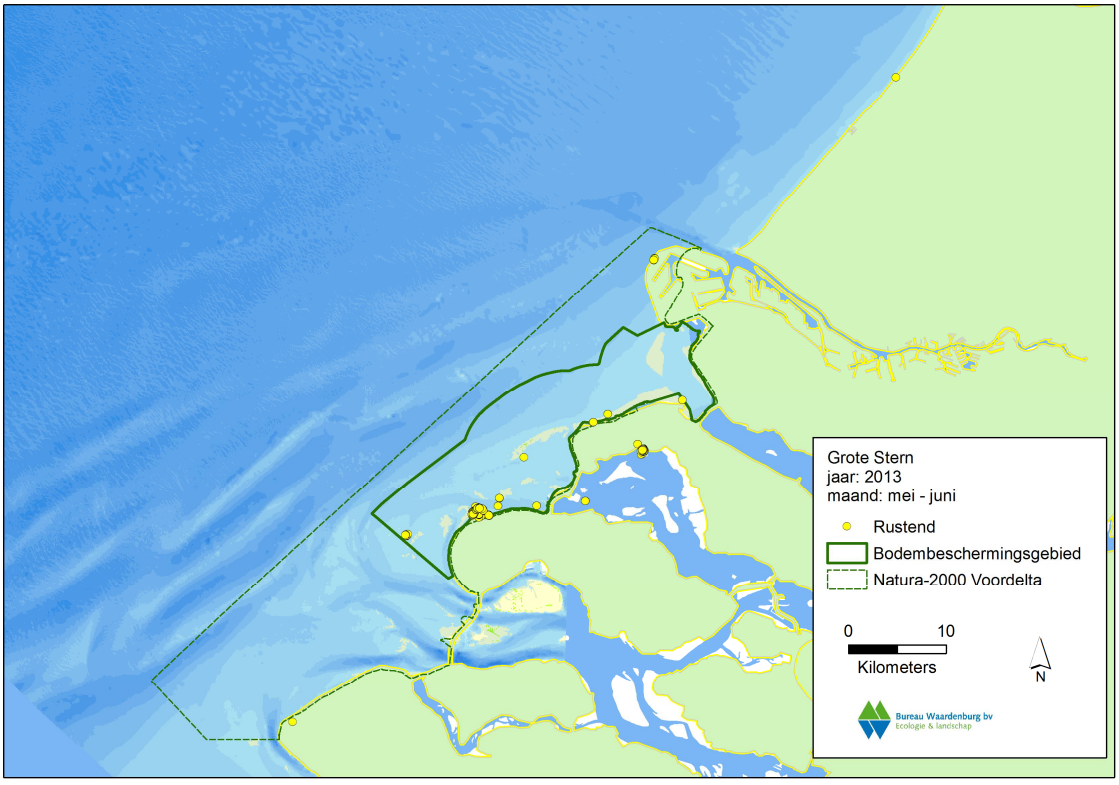
Tabel 5.3 Triplengte, tripduur en maximale afstand buiten de kolonie van alleen de complete en van alle tochten samen van grote sterns op de Scheelhoek in 2013 waarvan het broedsel is mislukt.

	*Complete tochten (n = 2)**	*Alle tochten (n = 16)**
Gemiddelde triplengte	56,1 ± 64,3 km (10,6 – 101,6)	113,5 ± 83,1 km (10,6 – 298,3)
Maximale afstand uit kolonie	21,5 ± 22,9 km (5,3 – 37,7)	50,7 ± 42,0 km (5,3 – 165,3)
Gemiddelde tripduur	162 ± 193 min. (25 – 298)	538 ± 1038 min. (11 – 4247)
Buiten grenzen N2000**	50%	63%
Buiten grenzen BBG***	100%	63%

* gemiddelde ± sd (min – max)
** N2000 = Natura 2000-gebied Voordelta
*** BBG = Bodembeschermingsgebied



Figuur 5.31 Kaart met alle rustlocaties van alle sterns met GPS-loggers in 2012.



Figuur 5.32 Kaart met alle rustlocaties van alle sterns met GPS-loggers in 2013 waarvan het broedsel mislukte, bereikt tijdens tochten vanuit de Voordelta.

5.3.3.3 Eerste gevolgtrekkingen in relatie tot de onderzoekhypothesen

Op grond van het individueel volgen van sterns uitgerust met zenders en GPS-loggers zijn de volgende eerste gevolgtrekkingen te trekken ten aanzien het gebiedsgebruik en foerageergedrag op zee;

Hypothese 1: Na instelling van het bodembeschermingsgebied is er geen herstel van het aantal jaarlijkse vogeldagen in de Voordelta naar het niveau van voor de aanleg van Maasvlakte2, en geen verandering in het verspreidingspatroon.

Eerste gevolgtrekkingen hypothese 1: Op basis van de gegevens verzameld met GPS-loggers is niets te concluderen ten aanzien van het aantal vogeldagen. Het onderzoek met behulp van GPS-loggers heeft onomstotelijk laten zien dat enkele adulte grote sterns met een broedsel in de Delta tot ver buiten de Voordelta pelagische vissen vangen voor de jongen in de kolonie. Hoewel het maar een paar vogels betreft, zouden met name de resultaten uit 2013 erop kunnen wijzen dat dit om een groot deel van de voedselvluchten gaat (Figuur 5.28). De relatie van het gebruik van de Voordelta door grote sterns als foerageergebied en in het bijzonder van het bodembeschermingsgebied zou ten aanzien van het voedsel voor de jonge sterns zwak kunnen zijn. De instelling van het bodembeschermingsgebied zou dan ook weinig doorwerking kunnen hebben op de aantallen grote sterns in de Voordelta indien een substantieel deel van de adulte grote sterns buiten het bodembeschermingsgebied foerageert of zelfs buiten de begrenzingen van het Natura 2000-gebied Voordelta.

Hypothese 2: Het aantal grote sterns/visdieven (adult en/of juveniel) in de Delta is onafhankelijk van het voedselaanbod in de Voordelta

Eerste gevolgtrekkingen hypothese 2: In aansluiting op de eerste gevolgstrekking van hypothese 1 hierboven zou de stelling van hypothese 2 voor een deel waar kunnen zijn, omdat adulte grote sterns mogelijk voor een belangrijk deel buiten de Voordelta foerageren. Visdieven foerageren voornamelijk kustgebonden binnen de Voordelta. Ook voor deze soort zou de stelling deels waar kunnen zijn, omdat op de Scheelhoek deze soort sterk afhankelijk is van de uitstroming van de Haringvlietsluizen, waar zoetwatervis naar buiten wordt gespuid en daar gevangen wordt.

5.3.4 Gebiedsgebruik juvenielen

Relatie met de onderzoekhypothesen

Het onderzoek naar het gebiedsgebruik van juvenielen (tellingen op platen en kleurringonderzoek) is basisinformatie noodzakelijk voor het beantwoorden van:

Hypothese 1: Na instelling van het bodembeschermingsgebied is er geen herstel van het aantal jaarlijkse vogeldagen in de Voordelta naar het niveau van voor de aanleg van Maasvlakte2, en geen verandering in het verspreidingspatroon.
Hypothese 7: Er is geen relatie tussen de voedselsituatie lokaal of elders en het aantal grote sterns/visdieven in de Voordelta

Tijdens de vliegtuigtellingen werden regelmatig grote groepen sterns rustend op de platen in de Voordelta gezien (Figuur 5.17 en Figuur 5.18). Tijdens de tellingen van juli en augustus waren hier ook juveniele sterns aanwezig, echter voor een nauwkeurige telling van deze aantallen is het vliegtuig ongeschikt. Tijdens landtellingen op het Verklikkerstrand (Bijlage 8) bleek dat juveniele grote sterns gebruik maken van de plaat, en met name in juli nemen de

aantallen rustende sterns toe (Bijlage 8, Figuur 5.18), waaronder ook uitgevlogen juvenielen die met hun ouders op de platen verblijven. Echter, ook vanaf het land is het moeilijk om te bepalen hoeveel juvenielen nu daadwerkelijk gebruik maken van de platen en waar deze vandaan komen. Daardoor zijn in verschillende jaren pogingen ondernomen om de aantallen en de herkomst van juvenielen te bepalen op met name de belangrijkste twee platen in de Voordelta, de Bollen van de Ooster en de Verklikkersplaat.

In 2009 werden landtellingen uitgevoerd op het Verklikkerstrand. Uit deze tellingen bleek dat er maar weinig juveniele vogels aanwezig waren. Op andere plekken langs de Nederlandse kust, o.a. bij de Pier van IJmuiden en de Putten bij Camperduin (waar geen grote sterns broeden) waren wel grote aantallen juvenielen aanwezig (P. Wolf unpublished data, waarneming.nl, Fijn *et al.* 2011). Blijkbaar vertrokken de meeste succesvolle oudervogels met hun jongen direct uit het studiegebied naar gebieden elders. Uit andere jaren is dit fenomeen ook bekend, o.a. bij Zeebrugge, waar in een bepaald broedseizoen het broedsucces slecht was, maar later in het seizoen toch plotseling vele juvenielen met hun ouders opdoken toen de omstandigheden hier blijkbaar wel gunstig waren (INBO pers. comm.).

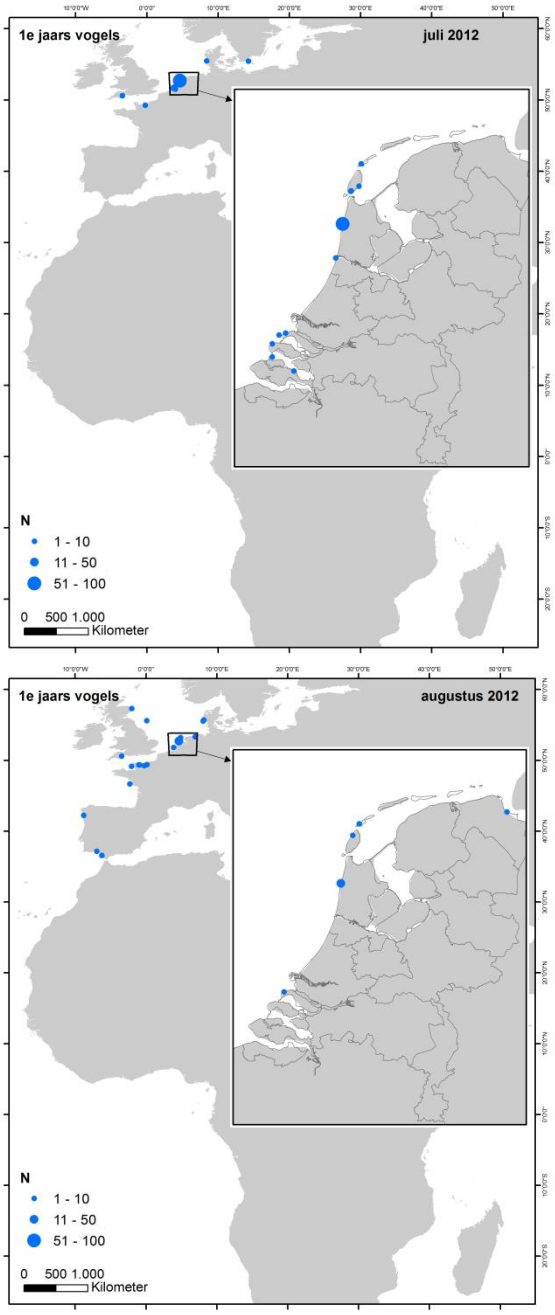
Eenzelfde beeld kwam in 2010 naar voren, toen tellingen werden uitgevoerd vanuit een zodiac op de Bollen van de Ooster, de Bollen van het Nieuwe Zand, en de Verklikkerplaat. Op 21 juli werden toen in totaal 560 grote sterns geteld, maar uitsluitend op de Bollen van de Ooster kon een percentage juvenielen van 3% worden vastgesteld.

In 2011 was het broedsucces van de grote sterns op Markenje zeer goed. Hierdoor bleken er tijdens de tellingen begin juli ook veel juveniele sterns in de Voordelta aanwezig. In totaal werden 910 grote sterns geteld op de Bollen van de Ooster, de Verklikkersplaat en de Plaat van het Watergat, met een gemiddeld jongenpercentage van ongeveer 30% op de laatste twee locaties. In dat jaar maakte een groot deel van de ouders met juvenielen korte tijd (ongeveer een week) gebruik van de platen in de Voordelta om te rusten. Vermoedelijk kwamen deze juvenielen van Markenje, maar dit kan niet door ringwaarnemingen en dergelijke bevestigd worden. Ook duiden waarnemingen in de binnendijkse gebieden later in het seizoen (bijvoorbeeld in de Weevers Inlaag, 25 juli: 648 grote sterns, waarvan 78 juveniel (12%)) er op dat vogels ook hier vertoeven, met name mogelijk tijdens hoogwater als de platen in de Voordelta niet beschikbaar zijn.

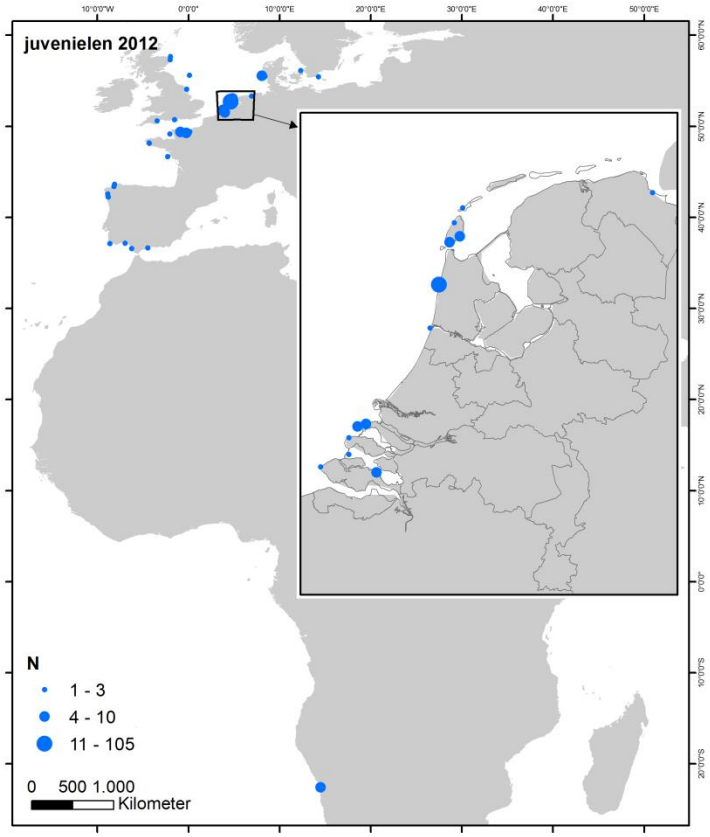
In 2012 is wederom geprobeerd om het gebruik van de platen door juveniele grote sterns vast te stellen, maar dit jaar was een groot contingent aan juvenielen in de kolonie van de Scheelhoek gekleurringd. In totaal werden 484 jongen van een blauwe kleurring voorzien. Op basis van het aantal broedparen en het gemiddelde aantal jongen per paar is toen voor de kolonies op Markenje en de Scheelhoek het totaal aantal uitgevlogen jongen geschat. Voor de Scheelhoekeilanden waren dit 1.885 jongen, terwijl op Markenje 945 jongen vliegvlug werden. Op Markenje vlogen 26 jongen voorzien van een blauwe kleurring uit (2% van de jongen) en 458 op de Eilanden van Scheelhoek (24% van de jongen). De grootste aantallen jongen verlieten rond 6 juli de kolonie. Vervolgens is die dag met een Zodiac een bezoek gebracht aan de Bollen van de Ooster waar in totaal 760 grote sterns aanwezig waren. Van deze waren 84 juveniele vogels (11 %), waarvan 7 exemplaren een kleurring droegen (8%). Alle gekleurringde jongen waren afkomstig van de kolonie op de Scheelhoek. Later in juli werden nog regelmatig groepen adulten met juvenielen gezien, zoals op 20 juli 115 sterns op ’t Flauwe Werk waarvan 4 van de 39 juvenielen een kleurring hadden. Echter het percentage gekleurringde individuen tijdens die telling (10%) was toen al substantieel lager dan het oorspronkelijk geringde aandeel (17%). Dit is een indicatie dat dit mogelijk jongen van elders

betreft. Hetzelfde geldt voor een telling op 22 juli op het Verklikkerstrand toen een kleurringpercentage van 5% werd vastgesteld bij 77 juvenielen van in totaal 345 grote sterns (22% jongen). In de periode daarna werden geen juvenielen meer gezien, dus tussen 6 en 22 juli verlieten alle lokaal geboren vogels het gebied.

In jaren dat het broedsucces goed is in de noordelijke kolonies Scheelhoek en Markenje (bv. 2011 en 2012) lijken de platen in het noordelijke deel van de Voordelta van groter belang voor ouders met juvenielen dan in jaren met een laag broedsucces (2009 en 2010). Echter de verblijftijd is maar kort (een paar dagen tot twee weken), daarna verplaatsen de grote sterns met jongen zich hoofdzakelijk in noordelijke richting (Figuur 5.33), zoals in alle jaren werd vastgesteld. Er kwamen met name meldingen van Camperduin (bijna 200 van meer dan 100 terug gemelde individuen, >25% van de gekleurringde vogels). Gekleurringde juvenielen werden noordelijk tot in Noord-Schotland en Zuid-Zweden gezien, en pas in de loop van september en oktober trok dit cohort naar de Mediterrane en Afrikaanse kusten, tot aan Namibië (Figuur 5.34).



Figuur 5.33 Waarnemingen van juveniele grote sterns geringd in 2012 en teruggemeld in de periode juli - augustus 2012.



Figuur 5.34 Waarnemingen van juveniele grote sterns geringd in 2012 en terug gemeld tussen juli 2012 en mei 2013.

Eerste gevolgtrekkingen in relatie tot de onderzoekhypothesen
Op grond van het onderzoek naar het gebiedsgebruik juvenielen (tellingen op platen en kleurringonderzoek) zijn de volgende eerste gevolgtrekkingen te trekken ten aanzien het gebiedsgebruik en foerageergedrag op zee;

Hypothese 1: Na instelling van het bodembeschermingsgebied is er geen herstel van het aantal jaarlijkse vogeldagen in de Voordelta naar het niveau van voor de aanleg van Maasvlakte2, en geen verandering in het verspreidingspatroon.

Eerste gevolgtrekkingen hypothese 1: Er is in de T0 geen specifiek onderzoek verricht naar het gebiedsgebruik van juvenielen, zodat ten aanzien van de bijdrage van juvenielen aan de jaarlijkse vogeldagen moeilijk eerste gevolgtrekkingen te verbinden zijn.

Hypothese 7: Er is geen relatie tussen de voedselsituatie lokaal of elders en het aantal grote sterns/visdieven in de Voordelta

Eerste gevolgtrekkingen hypothese 7: In aansluiting op de eerste gevolgstrekkingen op basis van de GPS-loggerdata zou deze stelling voor een deel waar kunnen zijn, omdat adulte grote sterns wanneer zij voor hun uitgevlogen jongen foerageren mogelijk ook voor een belangrijk deel buiten de Voordelta foerageren. Belangrijker is de constatering dat onomstotelijk is komen vast te staan dat in de meeste jaren het grootste deel juveniele vogels met hun begeleidende ouders vrijwel direct uit de Delta en Voordelta vertrekken om met name naar

noordelijke kustgebieden te trekken. In sommige jaren blijven de vogels nog een korte periode hangen alvorens naar het noorden te vertrekken.

5.3.5 Gedetailleerde broedecologie van sterns in kolonies op de Scheelhoek, Markenje, en de Maasvlakte

Relatie met de onderzoekhypothesen
Het kolonie-onderzoek naar het broedsucces van grote stern en visdief en de conditie van de kuikens levert basisinformatie voor het beantwoorden van:

Hypothese 3: Het aantal broedende grote sterns/visdieven en het broedsucces van deze broedparen in de Delta is onafhankelijk van het voedselaanbod in de Voordelta
Hypothese 4: Het aantal broedende grote sterns/visdieven en het broedsucces van deze broedparen in de Delta is onafhankelijk van effecten zoals beheer van het broedgebied, predatie in de kolonie en klimaatsinvloeden

Voor veel soorten zeevogels wordt een positieve relatie gevonden tussen het voedselaanbod/-kwaliteit en het aantal broedparen, de groei van de kuikens of het uiteindelijke broedsucces (Parsons et al., 2008). Sterns staan erom bekend dat ze vrij kieskeurig zijn als het gaat om de keuze van prooisoorten en –lengtes. Vooral grote sterns zijn hierin erg specialistisch (Brenninkmeijer & Stienen 1992, Stienen & Brenninkmeijer 1992). Onder de zeevogels worden dergelijke voedselspecialisten algemeen beschouwd als goede indicator-soorten voor de beschikbaarheid en de kwaliteit van hun voedsel en de ‘gezondheid’ van het mariene milieu (o.a. Parsons et al. 2008, Stienen et al. 2013). Ook van grote stern (Stienen, 2006) en visdief (Meininger et al., 2000) is bekend dat de fluctuaties in het aantal broedparen in Nederland worden bepaald door veranderingen in de aanwezigheid van een van hun belangrijkste prooisoorten, namelijk haring *Clupea harengus*. Bij grote sterns die in de Waddenzee broeden bepaalt het aandeel haringachtigen in het kuikendieet en de lengte van de aangevoerde prooien de kans dat de prooien daadwerkelijk worden opgegeten en de tijd dat de oudervogels spenderen aan foerageren (Stienen, 2006). In Zeebrugge werd een positieve relatie gevonden tussen het percentage haringachtigen in het dieet van de adulte grote sterns en het uitvliegsucces van hun kuikens (Vanaverbeke et al., 2011), en dan met name van het aandeel haringachtigen van 5 tot 8 cm.

Tijdens het broedseizoen is de foerageerrange van sterns relatief beperkt (bij visdief tot maximaal 10 km en bij grote stern tot ongeveer 60 km). Hierdoor bepaalt de voedselbeschikbaarheid in de omgeving van de kolonie sterk de samenstelling van het dieet en daarmee de voedselkwaliteit (prooilengtes, aandeel energierijke prooien) van de kuikens en de adulte vogels.

Door de sterke afhankelijk van het voedselaanbod en kwaliteit is het dus best mogelijk dat er als gevolg van de aanleg en de aanwezigheid van de Tweede Maasvlakte een verandering in het voedselaanbod of de voedselkwaliteit voor grote stern en visdief is opgetreden die repercussies heeft voor het broedsucces en/of de aantallen broedende vogels in het Deltagebied. Evenzo is het mogelijk dat er door het instellen van het Bodembeschermingsgebied een verandering is opgetreden in aanbod en/of kwaliteit van het sternenvoedsel.

Het onderzoek in de kolonies richt zich op het verzamelen van basisdata over de broedbiologische parameters van sternenkolonies die potentieel invloed ondervinden van de

Tweede Maasvlakte of het instellen van het Bodembeschermingsgebied. Het gaat hierbij om gedetailleerde informatie over het broedsucces van grote stern en visdief in verschillende kolonies waarbij legselgrootte, uitkomst- en uitvliegsucces worden bepaald. Ook de conditie van de kuikens en de adulte vogels wordt bestudeerd. Deze variabelen worden potentieel beïnvloed door het voedselaanbod/-kwaliteit (**Hypothese 3**, zie paragraaf 5.3.4), maar ook door niet-voedselgerelateerde factoren zoals predatie, het beheer van de kolonies en klimatologische omstandigheden (**Hypothese 4**, deze paragraaf).

Het onderzoek in de kolonies levert ook informatie over het effect van predatie van eieren en kuikens op het uiteindelijke broedsucces. Ook wordt aandacht besteed aan het effect van het beheer van de broedkolonies en eventuele calamiteiten zoals hoge waterstanden (**Hypothese 4**). Deze zaken kunnen een rechtstreeks effect hebben op de aantallen op het aantal vogeldagen van sterns in de Voordelta en het is dus van belang een goed inzicht te hebben in het reilen en zeilen van de kolonies, waar de basis kan liggen voor eventuele veranderingen in het aantal vogeldagen in de Voordelta.

5.3.5.1 Broedsucces grote sterns

Grote sterns zijn vanaf 2009 tot en met 2013 gevolgd in kolonies gevestigd in twee bekkens, de Grevelingen (op Markenje in 2011, 2012 en 2013) en het Haringvliet (2009, 2010, 2012 en 2013. Het broedsucces varieerde tussen de verschillende jaren en lag tussen de 0,30 en 0,85 jongen per paar (Tabel 5.4). In vergelijking met onderzoek in Zeebrugge in de jaren daarvoor (1997-2008) is dit vrij hoog.

Oorzaken en verklaringen

Een laag broedsucces kan het gevolg zijn van verliezen in de ei-fase of in de kuikenfase. Deze verliezen worden vaak gedicteerd door een reeks van factoren zoals predatie van eieren of kuikens, vegetatiestructuur, een slechte voedselsituatie of weersomstandigheden. Tabel 5.5 geeft voor alle kolonies en alle jaren de procentuele verliezen van eieren en het lot van de uitgekomen kuikens weer voor alle onderzochte nesten. Hierbij dient te worden opgemerkt dat grote sterns nagenoeg nooit twee kuikens grootbrengen, ook niet als er twee eieren worden gelegd. Het tweede ei (het zogenaamde B-ei) is een soort ‘back-up ei’ voor als er iets mis loopt met het eerste ei. Als er een kuiken uit het tweede ei komt wordt dit meestal aan zijn lot overgelaten, waardoor het na maximaal enkele dagen sterft (Stienen & Brenninkmeijer, 2006). In Bijlage 10 wordt hier nader op ingegaan.

Tabel 5.4 Broedbiologische parameters van grote sterns gemeten in enclosures te Zeebrugge (België) in de periode 1997-2012 en in de kolonies gevolgd in 2009-2013 in de Voordelta.

Jaar	Kolonie	n legsels gevolgd	Legselgrootte (n eieren/nest)	Uitkomstsucces (%)	Uitvliegsucces (%)	Broedsucces (jongen/paar)
1997	Zeebrugge	110	1,5	58	13	0,1
2000	Zeebrugge	59	1,7	80	niet gemeten	niet gemeten
2001	Zeebrugge	52	1,1	74	70	0,6
2002	Zeebrugge	30	1,1	<1	<1	<0,1
2003	Zeebrugge	30	1,3	90	66	0,8
2004	Zeebrugge	35	1,5	90	52	0,7
2005	Zeebrugge	58	1,2	57	28	0,2
2006	Zeebrugge	60	1,5	47	48	0,3
2007	Zeebrugge	57	1,4	52	63	0,4
2008	Zeebrugge	34	1,4	40	5	0
2009	Zeebrugge	4	1,3	0	0	0
2010	Zeebrugge	0	0,0	0	0	0
2011	Zeebrugge	0	0,0	0	0	0
2012	Zeebrugge	0	0,0	0	0	0
2009	Scheelhoek	49	1,4	78	44	0,49
2010	Scheelhoek	55	1,8	78	32	0,45
2012	Scheelhoek	47	1,6	95	38	0,57
2013	Scheelhoek	32	1,7	87	43	0,63
2011	Markenje	41	1,6	86	63	0,85
2012	Markenje	50	1,5	88	42	0,54
2013	Markenje	56	1,8	30	55	0,30

Tabel 5.5 Procentuele verliesoorzaken van eieren en lot van alle kuikens van grote sterns per onderzochte kolonie per jaar in de Delta (2009-2013).

Jaar	Kolonie	Eifase		Kuikenfase		
		verlaten etc.	*predatie*	*dood gevonden*	*predatie*	*uitgevlogen*
2009	Scheelhoek	12	10	15	41	44
2010	Scheelhoek	19	3	64	4	32
2012	Scheelhoek	5	0	58	4	38
2013	Scheelhoek	13	0	48	9	43
2011	Markenje	12	2	11	27	63
2012	Markenje	12	0	38	20	42
2013	Markenje	36	34	10	35	55

Verliezen in de ei-fase zijn te wijten aan het verlaten van het nest (bijvoorbeeld wanneer een van de ouders iets overkomt of wanneer deze in slechte conditie verkeert), eieren die als gevolg van een calamiteit uit het nest rollen en kuikens die niet uit het ei geraken enerzijds en aan predatie (bij grote stern meestal door meeuwen) anderzijds.

- Predatie van eieren heeft in geen enkel jaar een grote invloed gehad in de onderzochte kolonies (Tabel 5.5). Enkel op Markenje was er in 2013 vrij veel predatie van eieren (34%). In de meeste gevallen ging het hierbij om eieren die verlaten waren na hevige neerslag of die sowieso niet zouden zijn uitgekomen (zie hieronder bij weersomstandigheden).

- Weersomstandigheden hebben in de meeste gevallen geen grote invloed gehad tijdens de ei-fase van grote stern tijdens de onderzoeksjaren. Een uitzondering hierop was Markenje in 2013. Daar hadden de eieren na een periode van hevige neerslag half mei een coating van vuil gekregen. Een groot aantal nesten werd hierna verlaten. In veel andere gevallen slaagden de kuikens er niet in uit te pikken, omdat de eischaal niet openbrak. Veel van de verlaten nesten werden gepredeerd.
- Hoge waterpeilen hebben in geen enkel jaar invloed gehad op het uitkomstsucces van grote sterns op de Scheelhoekeilanden noch op Markenje. In tegenstelling tot veel visdieven kozen de grote sterns voor de iets hoger gelegen delen van de eilanden, waardoor het water bij een extreem hoog peil in het slechtste geval tot net aan de rand van de kolonie kwam (2009).

Verliezen in de kuikenfase kunnen een gevolg zijn van kuikenpredatie (vooral door bruine kiekendief, havik, kleine mantelmeeuw en zwartkopmeeuw), weersomstandigheden of een ongunstige voedselsituatie. Ook kan het zijn dat een kuiken door zijn ouders in de steek wordt gelaten of dat één van de ouders sterft (dit is moeilijk na te gaan wanneer vogels niet allemaal worden gemerkt).

- Predatie van kuikens: Gemiddeld werd 18% (min 4% – max 41%) van de kuikens gepredeerd (Tabel 5.5). Een kuiken werd als gepredeerd beschouwd indien het na eerdere controle niet meer werd teruggevonden of als het ei was uitgekomen en het kuiken niet werd aangetroffen bij volgende controle, behalve wanneer het kuiken groot genoeg was om over de enclosure te vliegen (vleugellengte > 220 mm). Wanneer de legvolgorde van de eieren in acht wordt genomen blijkt dat van de kuikens uit A-eieren (i.e. eerst gelegde ei van een twee-legsel) slechts 4% werd gepredeerd en van de kuikens uit één-legsels 12% (zie verder Bijlage 10). Van kuikens uit B-eieren (i.e. tweede ei van een twee-legsel) werd 29% gepredeerd, maar zoals gezegd fungeren de B-kuikens (i.e.kuiken uit een B-ei) als een soort reserve voor het geval er iets mis gaat met het eerste kuiken. De gepredeerde kuikens verkeerden bij de laatste controle over het algemeen reeds in een slechte conditie (zie Bijlage 10). Predatie van kuikens heeft dus in de onderzoeksjaren slechts een geringe invloed gehad op het broedsucces van de grote stern.
- Het percentage kuikens dat dood werd gevonden lag voor de verschillende onderzochte kolonies tussen de 10 en de 64% (gemiddeld 39%). Van de kuikens uit A-eieren werd 36% dood gevonden en van de kuikens uit één-legsels 24%. Dit zijn kuikens die gestorven zijn doordat ze in slechte conditie verkeren als gevolg van weersomstandigheden, voedselomstandigheden, verlaten door oudervogels etc. (zie verder Bijlage 10).

5.3.5.2 Broedsucces visdief

Visdieven zijn vanaf 2009 tot en met 2013 gevolgd in meerdere kolonies in verschillende bekkens, te weten Markenje in de Grevelingen, op de Scheelhoek en de Slijkplaat in het Haringvliet en de Vogelvallei en de Visdiefeiland Slufter op de Maasvlakte (zie Tabel 5.6). Het broedsucces varieerde sterk tussen de verschillende jaren en kolonies en lag tussen de 0,0 en 1,2 jongen per paar (gemiddeld 0,36/paar). In vergelijking met onderzoek in Zeebrugge in de jaren daarvoor (1997-2012) is het broedsucces vrij laag. Opmerkelijk is de grote variatie in broedsucces tussen de verschillende Delta-kolonies binnen de jaren (bv. Vogelvallei (0,0) en Scheelhoek (1,18) in 2012). De legselgrootte en uitkomstsucces waren vaak vergelijkbaar binnen jaren maar het uitvliegsucces was sterk verschillend.

Oorzaken en verklaringen

Tabel 5.6 geeft voor alle kolonies en alle jaren de procentuele verliezen van eieren en het lot van de uitgekomen kuikens weer voor alle onderzochte nesten. In tegenstelling tot de grote stern kunnen visdieven onder goede omstandigheden wel twee of drie kuikens grootbrengen.

Verliezen in de ei-fase zijn enerzijds te wijten aan het verlaten van het nest (bijvoorbeeld wanneer een van de ouders iets overkomt of in slechte conditie verkeert), eieren die uit het nest rollen en kuikens die niet uit het ei geraken en anderzijds aan predatie (bij visdief in de onderzochte kolonies vaak door scholekster en in mindere mate door meeuwen).

- Predatie van eieren leidde samen met het verlaten van nesten in de meeste jaren tot een verlies van 10 tot 20% van de eieren. Uitzonderingen hierop zijn de Scheelhoek in 2009 en de Vogelvallei in 2012 toen veel nesten werden verlaten/gepredeerd als gevolg van een te sterke vegetatie-ontwikkeling. In 2011 werden op de Scheelhoek vrij veel legsels gepredeerd door een scholekster.
- Weersomstandigheden hebben in geen enkel onderzoeksjaar een grote invloed gehad tijdens de ei-fase van visdief.
- Hoge waterpeilen op de Scheelhoekeilanden hebben er in 2009 en 2012 voor gezorgd dat een gedeelte van de nesten van de visdief is weggespoeld. Vaak kozen de vogels voor de iets minder sterk begroeide randzones van de eilanden, waardoor ze een grotere kans liepen om weg te spoelen. De impact hiervan kon niet worden bepaald aan de hand van het enclosure-onderzoek aangezien deze nooit in de impactzone lag.
- De vegetatiestructuur heeft op de Scheelhoek in 2009 en op de Vogelvallei in 2012 een sterk effect gehad. In beide gevallen schoot de vegetatie rond de nesten zo snel hoog op dat de nesten werden verlaten waardoor ook de predatiekans sterk steeg.

Tabel 5.6 Broedbiologische parameters van de visdief gemeten in enclosures in de referentiekolonie te Zeebrugge (België) in de periode 1997-en in de kolonies gevolgd in 2009-2013 in de Voordelta.

Jaar	Kolonie	N legsels gevolgd	Legselgrootte (n eieren/nest	Uitkomstsucces (%)	Uitvliegsucces (%)	Broedsucces (jongen/paar)
1997	Zeebrugge		2,4	78	65	1,2
1998	Zeebrugge		2,5	77	61	1,2
1999	Zeebrugge		2,5	78	67	1,3
2000	Zeebrugge	52	2,3	91	37	0,8
2001	Zeebrugge	35	2,3	80	74	1,4
2002	Zeebrugge	34	2,2	79	8	0,1
2003	Zeebrugge	46	2,6	87	74	1,7
2004	Zeebrugge	37	2,1	81	38	0,7
2005	Zeebrugge	25	2	80	36	0,6
2006	Zeebrugge	32	2	50	81	0,8
2007	Zeebrugge	33	2,7	92	90	2,2
2008	Zeebrugge	47	2,4	88	86	1,8
2009	Zeebrugge	69	1,5	0	0	0,0
2010	Zeebrugge	35	2,3	14	82	0,3
2011	Zeebrugge	28	2,8	96	61	1,6
2012	Zeebrugge	21	2,2	30	0	0,0
2009	Slijkplaat	42	2,4	83	10	0,19
2009	Scheelhoek	58	2,3	54	30	0,37
2010	Scheelhoek	31	2,5	81	23	0,45
2011	Scheelhoek	24	2,6	74	39	0,75
2012	Scheelhoek	55	2,3	80	64	1,18
2013	Scheelhoek	28	2,3	87	38	0,75
2010	Markenje	22	2,5	91	18	0,41
2011	Markenje	26	2,3	85	0	0,0
2012	Markenje	33	2,5	84	22	0,45
2013	Markenje	41	2	83	29	0,49
2010	Vogelvallei	45	2,6	80	1	0,02
2011	Vogelvallei	29	2,5	89	0	0,0
2012	Vogelvallei	32	2,4	32	0	0,0
2011	Visdiefeiland	46	2,7	86	0	0,0
2012	Visdiefeiland	18	2,5	87	18	0,39

Verliezen in de kuikenfase kunnen een gevolg zijn van kuikenpredatie (door bruine kiekendief, havik, kleine mantelmeeuw, zwartkopmeeuw etc.), weersomstandigheden of een ongunstige voedselsituatie. Ook kan het zijn dat een kuiken door zijn ouders in de steek wordt gelaten of dat één van de ouders sterft.

- Predatie van kuikens: Predatie was in bijna elk jaar de belangrijkste doodsoorzaak van visdiefkuikens (Tabel 5.7). In veel gevallen ging het hierbij om kuikens in slechte conditie die het vlieg vlugge stadium waarschijnlijk niet zouden bereiken (zie Bijlage 10). In een aantal gevallen had predatie evenwel een heel sterk effect op het broedsucces. Zowel in de Vogelvallei als op de Scheelhoek werden respectievelijk op één na alle en ongeveer de helft van alle net niet vlieg vlugge kuikens gepredeerd door een havik in 2010. Ook op het Visdiefeiland werden in 2012 systematisch kuikens door een havik geroofd.

- Het is niet eenvoudig om de kans op predatie los te koppelen van de weersomstandigheden tijdens het broedseizoen. Tijdens perioden van storm wordt vaak verhoogde predatie door meeuwen vastgesteld (Veen 1977; waarnemingen INBO). Enerzijds kan dit komen omdat de predatoren in de sternenkuikens een makkelijke voedselbron zien tijdens slecht weer, anderzijds kunnen slechte weersomstandigheden ervoor zorgen dat de adulte sterns minder succesvol kunnen foerageren, waardoor de kuikens verzwakken en vatbaarder zijn voor predatie. In een aantal gevallen waren de kuikens mogelijk al dood voordat ze gepredeerd worden, waardoor er eerder sprake was van opruiming. Een storm van enkele dagen in juni 2011 had als gevolg dat er zowel op Markenje, de Vogelvallei als het Visdiefeiland veel predatie plaatsvond. Daarnaast werden op het Visdiefeiland erg veel dode kuikens aangetroffen (als gevolg van een combinatie van onderkoeling en een gebrek aan voedselaanvoer).

Tabel 5.7 Procentuele verliesoorzaken van eieren en lot van alle kuikens van visdief per onderzochte kolonie per jaar in de Delta (2009-2013).

Kolonie	Jaar	Eifase		Kuikenfase		
		verlaten etc.	Predatie	Dood gevonden	Predatie	Uitgevlogen
Markenje	2010	2	7	20	62	18
Markenje	2011	5	10	15	85	0
Markenje	2012	16	0	22	56	22
Markenje	2013	17	0	29	38	33
Scheelhoek	2009		47	9	61	30
Scheelhoek	2010	10	9	35	44	21
Scheelhoek	2011	9	18	17	44	39
Scheelhoek	2012	12	9	13	23	64
Scheelhoek	2013	8	5	36	26	38
Slijkplaat	2009		13	19	71	10

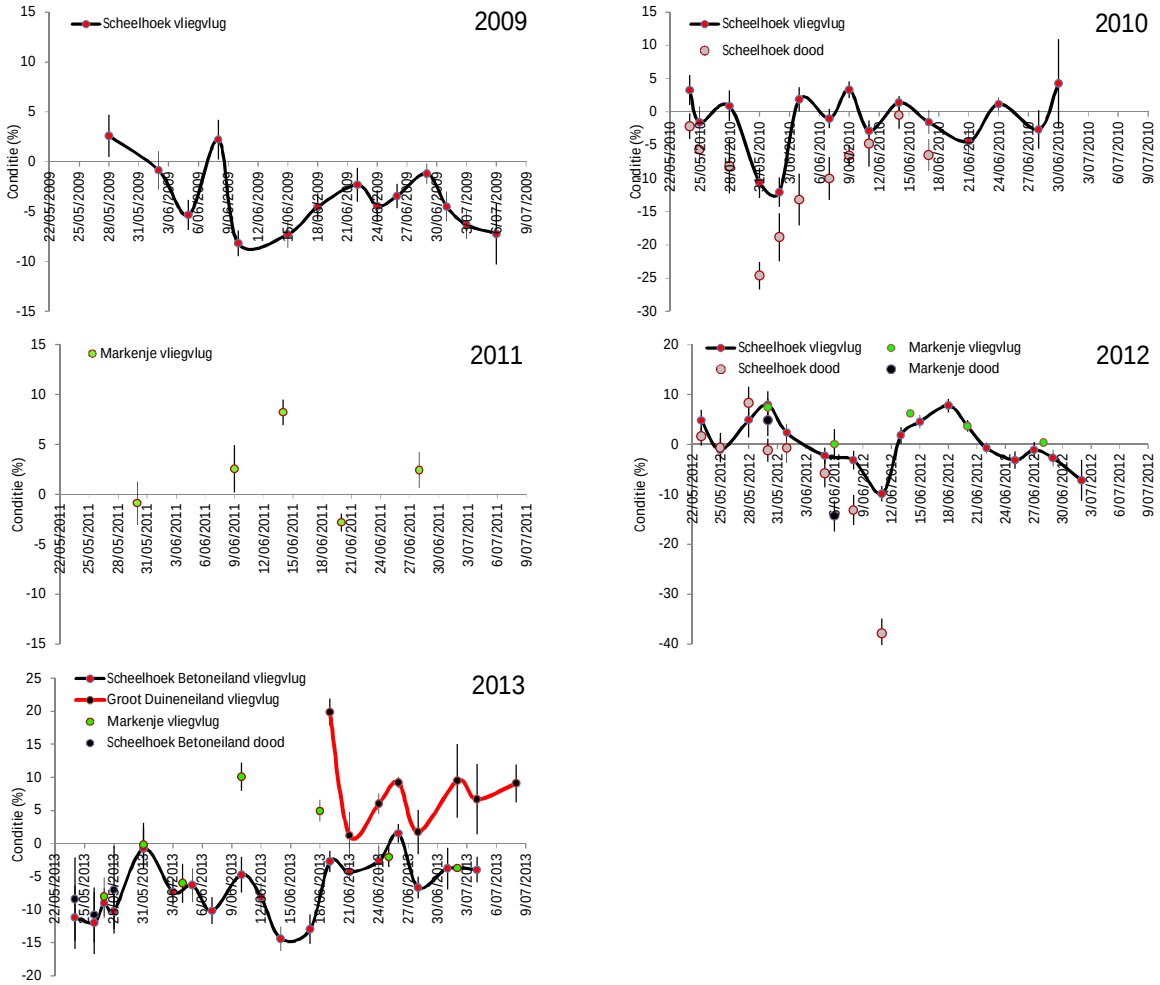
5.3.5.3 Conditie grote stern

Kuikens

Figuur 5.35 laat voor elk jaar (2009-2013) en alle onderzochte kolonies de fluctuatie in de kuikenconditie van alle vlieg vlug geworden kuikens zien. Ook zijn de conditie van de A- en 1-kuikens die dood werden gevonden weergegeven (behalve voor Scheelhoek 2009, Scheelhoek Groot Duineneiland 2013 en Markenje 2011 & 2013 toen telkens slechts één kuiken stierf). In elk jaar zijn vrij sterke fluctuaties te zien die mogelijk gerelateerd zijn aan voedselkwaliteit en/of -kwantiteit, maar ook aan weersomstandigheden. Kuikens die dood werden gevonden hadden na de eerste week een slechtere gemiddelde conditie dan kuikens die vlieg vlug werden (zie ook Bijlage 10). In de eerste week was dat verschil meestal klein of zelfs helemaal niet aanwezig, maar in de dagen erna waren de dood gevonden kuikens veel lichter dan de kuikens die uiteindelijk uitvlogen. Tijdens de laatste dagen voor het uitvliegen van de kuikens werden nauwelijks nog dode kuikens gevonden. In twee jaren (2012 en 2013) werd zowel op de Scheelhoek als op Markenje een kolonie gevolgd. In 2012 liepen de condities in beide kolonies vrij gelijk, in 2013 echter hadden de vogels op Markenje halfweg juni een betere conditie dan de kuikens op de Scheelhoek. De kuikens van een late vestiging op de Scheelhoek (Groot Duineneiland) hadden eveneens een veel betere conditie dan kuikens van de eerste vestiging (Betoneiland).

Adulten

Als maat voor de gemiddelde conditie van adulte grote sterns werd het gemiddelde gewicht van broedende adulten gevangen in de tweede helft van mei en de eerste week van juni genomen. Tabel 5.8 geeft de gemiddelde gewichten van de adulte vogels gevangen op de Scheelhoekeilanden weer in de periode 2009-2013.



Figuur 5.35 *Conditie-index (+s.e.) per datum van vlieg vlug geworden kuikens van de grote stern in de onderzochte kolonies in het Deltagebied in de periode 2009-2013. De conditie is hier uitgedrukt als de procentuele afwijking van de lichaamsconditie (relatie tussen de kopsnavellengte (mm) en het gewicht (g)) van de kuikens ten opzichte van het gemiddelde voor Zeebrugge.*

Tabel 5.8 *Gemiddeld gewicht van adulte grote sterns gevangen op de Scheelhoekeilanden in de periode 2009-2013.*

Jaar	Gewicht (g)
2009	236,7
2010	252,0
2012	246,4
2013	228,4

5.3.5.4 *Conditie visdief*

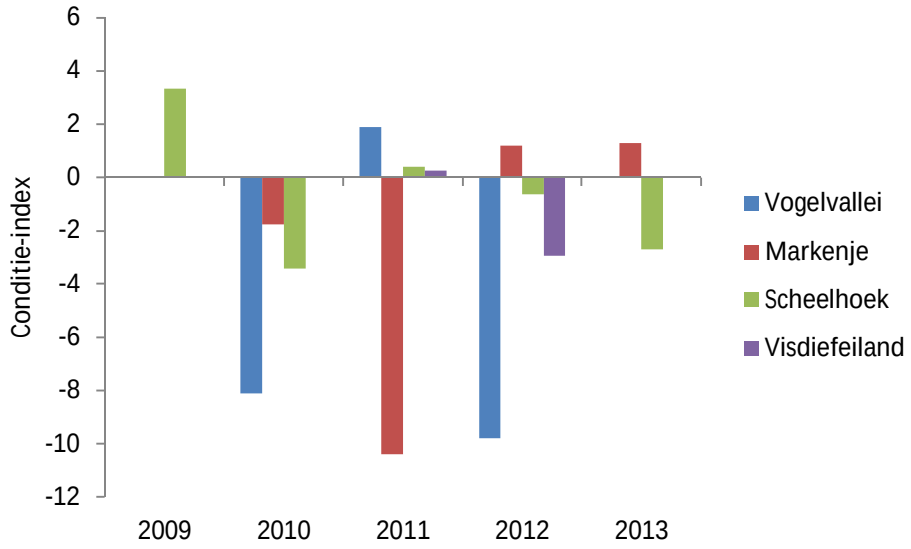
Kuikens

De kuikenconditie van visdieven verschilde sterk tussen de verschillende kolonies onderling en tussen de verschillende jaren (Anova; $p < 0{,}001$). In 2009 en 2011 was de conditie van de kuikens op de Scheelhoek beter dan in 2010 en 2012. Op Markenje was 2011 een zeer slecht jaar, terwijl in 2012 de conditie bovengemiddeld was. In de Vogelvallei was dit precies omgekeerd met goede condities in 2011 en slechte in 2010 en 2012 (Figuur 5.36). In 2013 was de gemiddelde conditie op Markenje vergelijkbaar met die in 2012, op de Scheelhoek verkeerden de kuikens echter in opmerkelijk slechtere conditie.

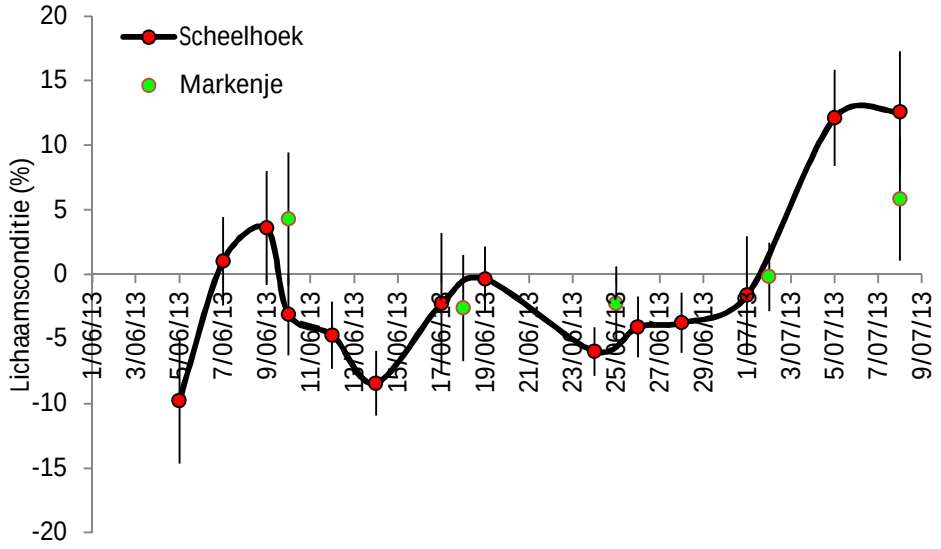
Figuur 5.37 geeft het verloop weer van de kuikencondities in de loop van het seizoen in 2013 voor de Scheelhoek en Markenje. Hieruit blijkt dat hoewel de gemiddelde jaarlijkse kuikenconditie in Figuur 5.36 voor Markenje hoger ligt dan die op de Scheelhoekeilanden, dit in werkelijkheid waarschijnlijk niet het geval was. Het lijkt er eerder op dat de weinige metingen op Markenje toevallig plaats vonden op dagen dat de kuikens in relatief goede conditie verkeerden. Dit geeft aan dat frequente metingen nodig zijn om een goed beeld van het reële conditieverloop te krijgen.

Adulten

Als maat voor de gemiddelde conditie van adulte visdieven werd het gemiddelde gewicht van broedende adulten gevangen in de eerste helft van juni genomen. Tabel 5.9 geeft de gemiddelde gewichten van de adulte vogels gevangen op de Scheelhoekeilanden, de Vogelvallei en de Slijkplaat weer in de periode 2009-2013.



Figuur 5.36 *Variatie in de gemiddelde jaarlijkse lichaamsconditie van visdiefkuikens in alle onderzochte kolonies in de Voordelta (2009-2013).*



Figuur 5.37 *Conditie per datum van vlieg vlug geworden kuikens van de visdief op Markenje en Scheelhoek in 2013. De conditie is hier uitgedrukt als de procentuele afwijking van de lichaamsconditie (relatie tussen de kopsnavellengte (mm) en het gewicht (g)) van de kuikens ten opzichte van de referentie-conditie voor het Deltagebied.*

Tabel5.9 *Gemiddeld gewicht van adulte visdieven gevangen op de Scheelhoekeilanden, de Vogelvallei en de Slijkplaat in de periode 2009-2013.*

Kolonie	Jaar	Gewicht (g)	Kolonie	Jaar	Gewicht (g)
Scheelhoek	2009	124,9	Vogelvallei	2010	122,3
Scheelhoek	2010	117,4	Vogelvallei	2011	119,1
Scheelhoek	2011	121,0	Vogelvallei	2012	118,0
Scheelhoek	2012	123,8			
Scheelhoek	2013	125,5	Slijkplaat	2009	122,7

5.3.5.5 *Eerste gevolgtrekkingen in relatie tot de onderzoekhypothesen*

Op grond van het onderzoek naar het broedsucces van grote stern en visdief en de conditie van de kuikens zijn de volgende eerste gevolgtrekkingen te trekken;

Hypothese 3: Het aantal broedende grote sterns/visdieven en het broedsucces van deze broedparen in de Delta is onafhankelijk van het voedselaanbod in de Voordelta

Eerste gevolgtrekkingen hypothese 3: In verschillende jaren zijn aanwijzingen gevonden dat het aantal broedende sterns en het broedsucces (indirect) afhangt van het voedselaanbod in de Voordelta. Een kwalitatief goed voedselaanbod zorgt ervoor dat predatie in de kuikenfase beperkt blijft (door goede conditie kuikens en het langer bij kuikens aanwezig zijn door oudervogels) waardoor het broedsucces hoger wordt en daarmee de aantallen uitgevlogen jongen.

Hypothese 4: Het aantal broedende grote sterns/visdieven en het broedsucces van deze broedparen in de Delta is onafhankelijk van effecten zoals beheer van het broedgebied, predatie in de kolonie en klimaatinvloeden

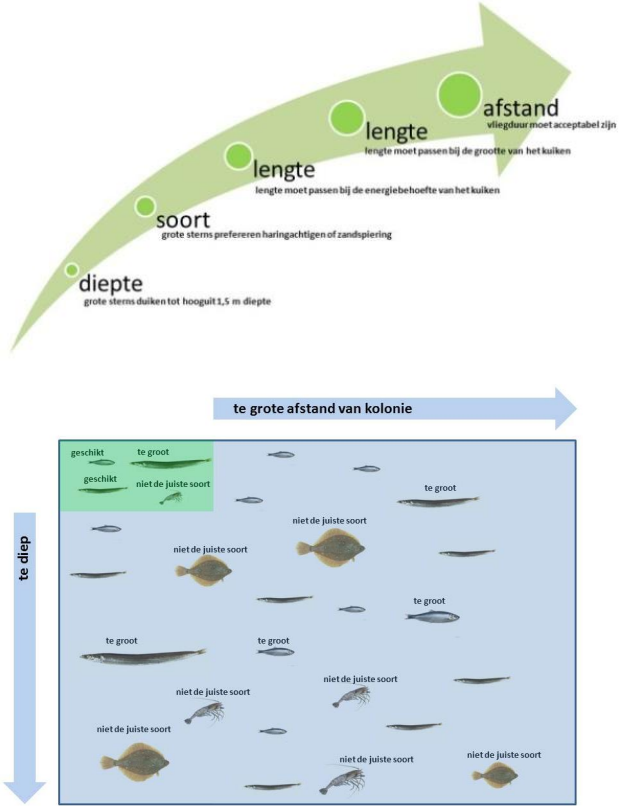
Eerste gevolgtrekkingen hypothese 4: In verschillende jaren zijn er aanwijzingen dat het aantal broedende sterns en het broedsucces wordt beïnvloed door het beheer van het broedgebied (beide soorten), predatie in de kolonie (met name visdief), en klimaatinvloeden (beide soorten, waarbij slecht weer de oorzaak was van verhoogde predatie).

5.3.6 Gedetailleerd onderzoek voedselecologie van sterns in kolonies op de Scheelhoek, Markenje, en de Maasvlakte

Relatie met de onderzoekhypothesen
De voedselecologie van grote stern en visdief en informatie over de prooiaanvoer en de dieetsamenstelling van kuikens en adulten vormen basisinformatie noodzakelijk voor het beantwoorden van:

Hypothese 2: Het aantal grote sterns/visdieven (adult en/of juveniel) in de Delta is onafhankelijk van het voedselaanbod in de Voordelta
Hypothese 4: Het aantal broedende grote sterns/visdieven en het broedsucces van deze broedparen in de Delta is onafhankelijk van effecten zoals beheer van het broedgebied, predatie in de kolonie en klimaatinvloeden.
Hypothese 7: Er is geen relatie tussen de voedselsituatie lokaal of elders en het aantal grote sterns/visdieven in de Voordelta

Sterns zijn superspecialisten op vlak van hun voedselecologie. Ze zijn afhankelijk van slechts enkele prooisoorten (Brenninkmeijer & Stienen, 1992; Stienen & Brenninkmeijer, 1992). Deze moeten zich bovendien in de bovenste meter van de waterkolom bevinden (Figuur 5.38). In de broedtijd komen daar nog twee beperkingen bovenop: de vissen moeten zich op een niet al te grote afstand van de kolonie bevinden (zodat voldoende vissen per dag kunnen worden aangebracht om aan de energetische behoefte van de kuikens te voldoen) en de prooilengtes die geschikt zijn voor de kuikens zijn vrij beperkt.



Figuur 5.38 Schematische voorstelling van de verschillende beperkingen die de prooikeuze van grote sterns beïnvloeden.

Het voedselaanbod en de voedselkwaliteit kan één van de drijvende krachten zijn achter het lot van sternenkuikens en dus het broedsucces. Dit kan weer een invloed hebben op het aantal vogeldagen in de Delta. Bij aanvang van het onderzoek bestond er weinig specifieke kennis over de voedselsamenstelling en het foerageergedrag van grote stern en visdief in het noordelijk Deltagebied (Meininger et al. 2000). Mede hierdoor was het onmogelijk om op voorhand de effecten van de aanleg van de Tweede Maasvlakte en het instellen van het Bodembeschermingsgebied juist in te schatten.

Het onderzoek richtte zich daarom in eerste instantie op het verzamelen van basiskennis over het dieet van kuikens (procentuele soortsamenstelling, prooilengtes, energetische waarde, foerageerduur) in enkele kolonies in de nabijheid van de van de Tweede Maasvlakte. Ook het dieet van de oudervogels werd onderzocht. Dat laatste werd gedaan omdat van andere kolonies bekend was dat het dieet van adulten een sterk verschillende samenstelling heeft van dat van kuikens en dit zowel naar prooi-soorten als naar de lengteverdeling van de prooien (Vanaverbeke et al., 2007).

Een belangrijk aspect van het sternenvoedsel betreft de kwaliteit. Hieronder wordt verstaan de dieetsamenstelling en de lengtefrequentieverdeling van de prooivissen. Uit voorgaand onderzoek is bijvoorbeeld bekend dat haringachtigen in andere kolonies belangrijk zijn voor het grootbrengen van sternenkuikens omdat dit de energierijkste prooivissen zijn (Brenninkmeijer & Stienen, 1992; Stienen & Brenninkmeijer, 1992, Stienen 2006). De procentuele dieetsamenstelling geeft op die manier een inzicht in het al dan niet aanwezig

zijn van bepaalde prooisoorten in de ruime omgeving van de broedkolonies, waarbij visdief eerder een beeld geeft van de nabije omgeving van de kolonie en grote stern van de ruimere omgeving gezien het verschil in foerageerafstand. Ook is bekend dat de lengteverdeling en de energetische waarde ervan van de aangevoerde prooien een grote rol speelt, de prooivissen mogen noch te groot, noch te klein zijn voor het succesvol grootbrengen van een kuiken. Het dieet van adulte vogels kan dan weer bepalend zijn voor hun broedprestaties waarbij adulte vogels in goede conditie allicht grotere legsel produceren en beter in staat zijn de eieren succesvol uit te broeden en de kuikens groot te brengen.

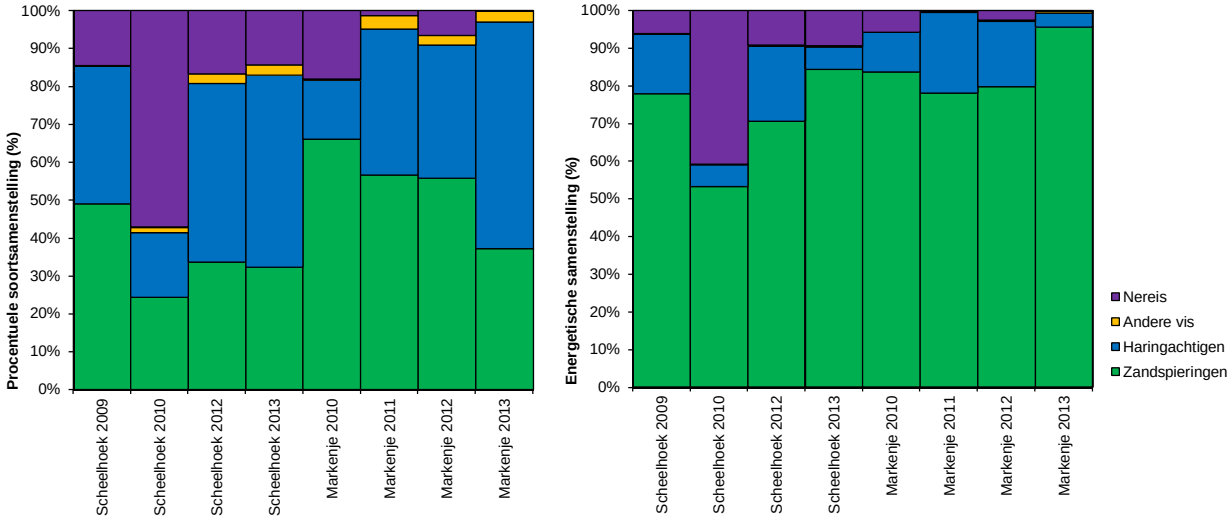
De hier verzamelde data geven via de gemeten foerageerduur die nodig is om prooivissen van een bepaalde soort en lengte naar de kolonie te brengen een indicatie van het effectieve voedselaanbod in de noordelijke Delta. De bevindingen over de voedselsamenstelling in de kolonie moeten vervolgens worden getoetst aan data verkregen via visbemonsteringen (IMARES en de speciale pelagische visbemonsteringen in ondiep water onder foeragerende sterns): weinig haring in het dieet kan bijvoorbeeld er op wijzen dat er effectief weinig haring aanwezig is, dat de haring te ver van de kolonie verwijderd is om profijtelijk te zijn om op te foerageren of dat bijvoorbeeld zandspiering zo abundant aanwezig is dat deze soort profijtelijker is om aan de kuikens te voeren.

5.3.6.1 Dieet en foerageergedrag grote stern

Dieet adulten

Figuur 5.39 geeft de procentuele soortsamenstelling (op basis van aantallen) en de energetische compositie van het dieet van adulte grote sterns in de Scheelhoek en Markenje van 2009 tot en met 2013 op basis van de voedselresten die werden aangetroffen in faecesmonsters. Hoewel de procentuele voedselsamenstelling van de oudervogels sterk varieerde, bestond het leeuwendeel elk jaar uit haringachtigen *Clupeidae*, zandspieringen *Ammodytidae* en *Nereis sp*. Crustacea werden slechts in geringe mate (meestal <1%) in het dieet aangetroffen.

Globaal gezien is er een duidelijk verschil tussen de procentuele soortensamenstelling van het adulte dieet zowel tussen de beide kolonies (chi-kwadraat toets, $X^2 = 553{,}0$ $p < 0{,}001$) als binnen de kolonies tussen de verschillende jaren (Scheelhoek $X^2 = 653{,}0$; Markenje $X^2 = 358{,}6$; $p < 0{,}001$; Figuur 5.39). In alle jaren waarin beide kolonies waren bezet lag het percentage *Nereis*-wormen hoger op de Scheelhoek en het percentage zandspiering hoger op Markenje.



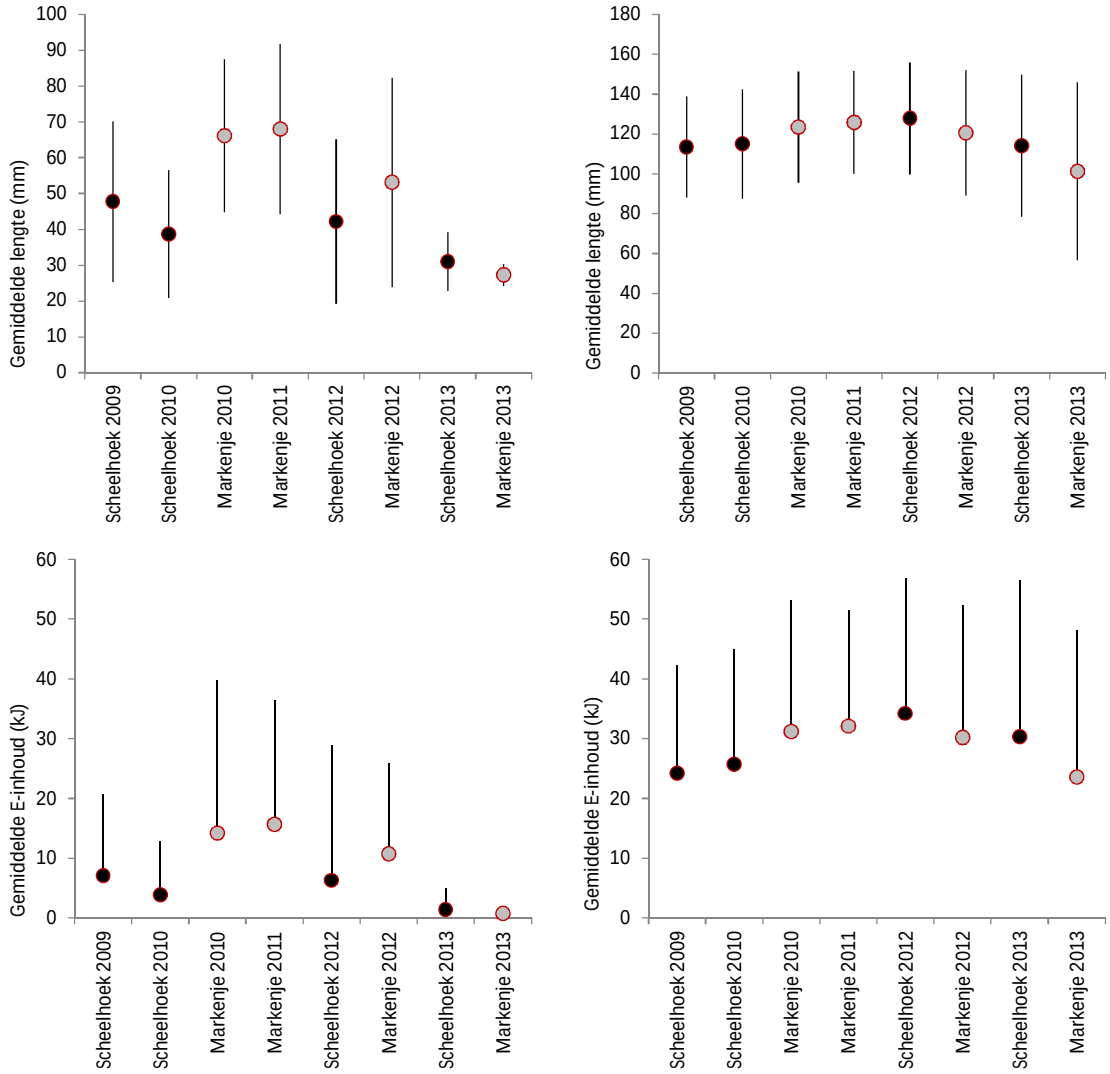
Figuur 5.39 *Procentuele soortsamenstelling op basis van gewicht (links) en energetische samenstelling (rechts) van het dieet van adulte grote sterns (gebaseerd op het totale aantal otolieten van vissoorten, het aantal kaken van Nereis-wormen en het aantal te onderscheiden restanten (b.v. scharen van krab, kieuwen en pantser van garnaal) van Crustacea in de Scheelhoek en Markenje (2009-2013) op basis van faecesanalyse. Crustacea en Nereis-wormen werden gegroepeerd onder 'invertebraten', Crustacea maken slechts een gering percentage hiervan uit (meestal <1%).*

Ondanks het feit dat haringachtigen vaak een groot deel van het adulte dieet uitmaken is het energetische belang van haringachtigen gering tegenover dat van de zandspiering (Figuur 5.39). In de meeste jaren werd 70 tot 85% van het energie-budget van adulte vogels uit zandspiering gehaald tegenover 5 tot 20% uit haringachtigen. Dit is een gevolg van het feit dat de haringachtigen die door adulten worden gegeten veel kleiner zijn dan de zandspieringen, wat zich vertaalt in een veel lagere energie-inhoud (Figuur 5.40). Gemiddeld is dit voor de meest geconsumeerde lengtes van haringachtigen (2 tot 7 cm) 4,6 kJ, en voor zandspieringen (10 tot 14 cm) 25,8 kJ. *Nereis*-wormen maakten in de meeste jaren 0 tot 10% van het energie-budget uit. Uitzondering hierop is 2010 toen op de Scheelhoek ruim 40% van de energie uit *Nereis sp.* werd gehaald. Andere vis maakte in geen enkel jaar meer dan 0,5% uit van de energiewaarde. De energetische samenstelling van het dieet binnen beide kolonies verschilde tussen jaren (chi-kwadraat toets, Scheelhoek $X^2 = 68,6$; Markenje $X^2 = 23,3$; $p < 0,001$), maar niet tussen kolonies in hetzelfde jaar, dit met uitzondering van 2010 ($X^2 = 34,5$; $p < 0,001$).

Zowel de lengte als de energie-inhoud van de haringachtigen in het dieet van adulte grote sterns verschilt sterk tussen jaren (ANOVA; $p < 0,001$) en tussen de onderzochte kolonies (t-test; $p < 0,05$; Figuur 5.40). Bij zandspiering zijn er tussen jaren eveneens verschillen in lengte en energie-inhoud (ANOVA; $p < 0,001$), maar het relatieve verschil in energie-inhoud is veel minder groot dan bij de haringachtigen (een factor 1,4 voor zandspiering tegenover een factor 20 voor haringachtigen).

In 2013 werd gestart met een onderzoek waarbij elke drie dagen (Scheelhoek) of elke week (Markenje) monsters van adulte faeces werden verzameld. Het doel hiervan was om inzicht te krijgen in de eventuele veranderingen in dieetsamenstelling vanaf de start van de ei-leg tot

het uitvliegen van de kuikens. Voor de voorlopige resultaten van dit onderzoek wordt verwezen naar Bijlage 11.



Figuur 5.40 Gemiddelde lengte (mm + s.d.; boven) en E-inhoud (kJ + s.d.; onder) van haringachtigen (links) en zandspieringen (rechts) aangetroffen in het dieet van adulte grote sterns in de onderzochte kolonies.

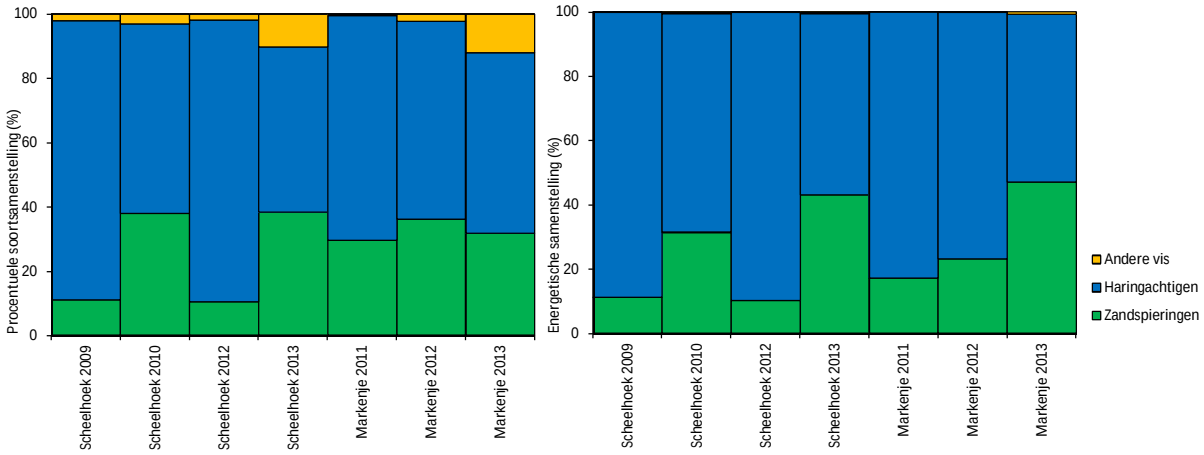
Dieet kuikens

In Figuur 5.41 wordt de soortsamenstelling en de energetische compositie van het dieet van de kuikens van grote sterns op de Scheelhoek en Markenje weergegeven voor de periode 2009-2013. Globaal gezien (i.e. over de gehele kuikenperiode) is er een significant verschil tussen de procentuele soortensamenstelling van het kuikendieet binnen de kolonies tussen de verschillende jaren (Scheelhoek $X^2 = 56,9$, df = 6; Markenje $X^2= 17,7$, df = 6; $p < 0,001$) en tussen beide kolonies in 2012 ($X^2 = 18,7$, df = 2; $p < 0,001$; figuur 5.41).

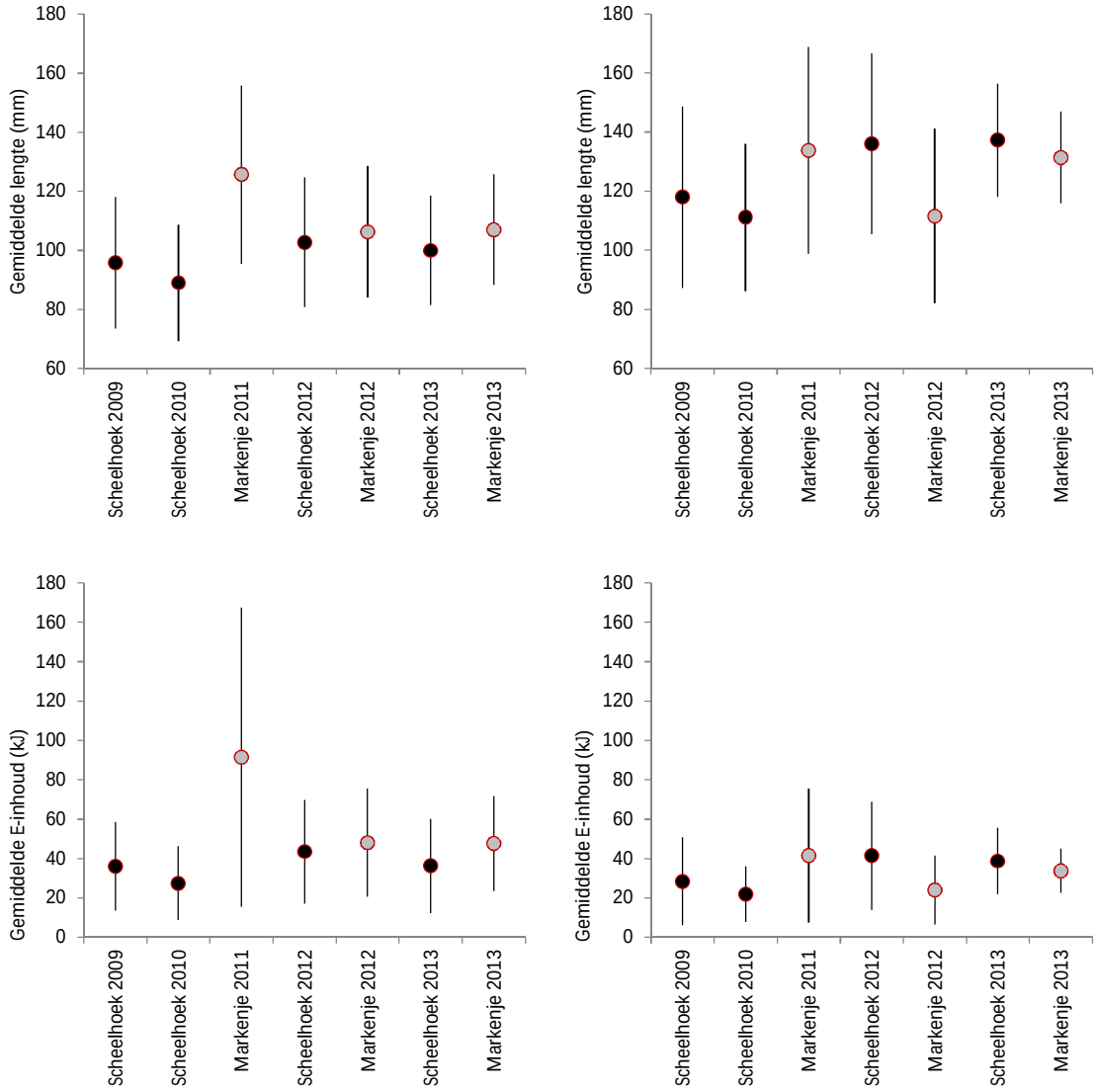
Het globale patroon is in de meeste jaren hetzelfde met ongeveer 30 tot 40% van het kuikendieet dat uit zandspiering bestond en verder vooral uit haringachtigen. Uitzonderingen hierop zijn 2009 en 2012 op de Scheelhoek, waar het dieet nagenoeg volledig uit haringachtigen bestond. Opvallend zijn verder de relatief hoge percentages andere vissen die in 2013 zowel in de Scheelhoek als in Markenje werden aangebracht.

Wanneer de energetische compositie van het kuikendieet wordt beschouwd blijken er verschillen binnen kolonies tussen jaren (Scheelhoek $X^2 = 43,0$, df = 6; Markenje $X^2= 25,9$, df = 6; $p < 0,001$) maar niet tussen beide kolonies in hetzelfde jaar (Figuur 5.41). Niettemin maken haringachtigen in alle jaren de bulk van het energie-budget uit. In 2010 en zeker in 2013 was echter ook zandspiering erg belangrijk in het dieet. De energetische bijdrage van andere vissen was verwaarloosbaar, ook in jaren waar een relatief groot percentage andere vis werd aangevoerd.

De lengte en de energie-inhoud van de haringachtigen en zandspieringen in het dieet van de kuikens van grote stern verschilt tussen jaren (Anova; $p < 0,001$) en tussen kolonies (t-test; $p < 0,05$). Vooral in 2011 werden grotere en energierijkere prooien naar de kuikens gebracht (Figuur 5.42).

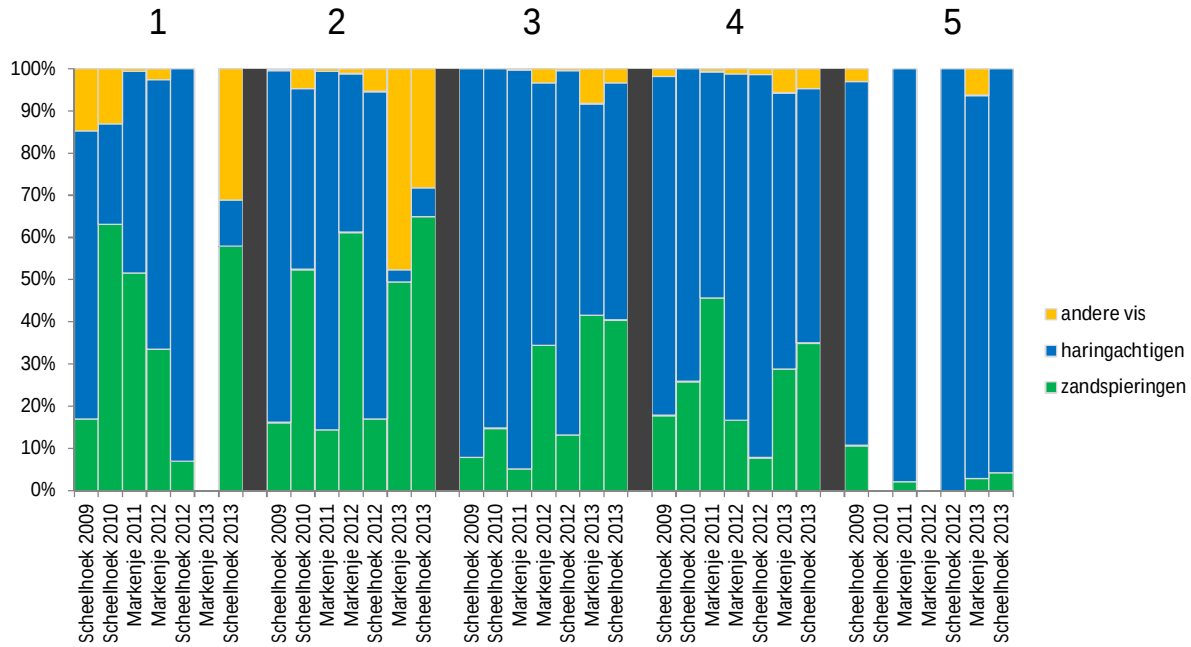


Figuur 5.41 *Procentuele soortsamenstelling op basis van gewicht (links) en energetische samenstelling (rechts) van het dieet van kuikens van de grote stern op de Scheelhoek en Markenje in de periode 2009-2013.*

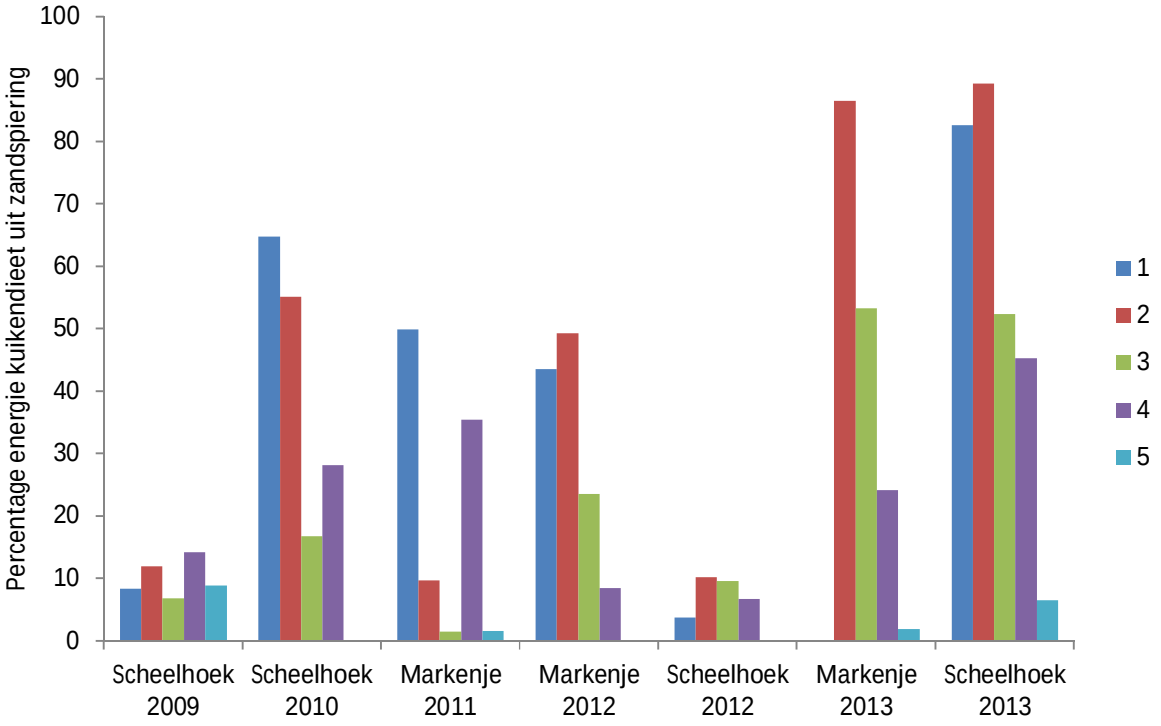


Figuur 5.42 *Gemiddelde lengte (mm + s.d.; boven) en E-inhoud (kJ + s.d.; onder) van haringachtigen (links) en zandspieringen (rechts) in het dieet van juveniele grote sterns in de onderzochte kolonies.*

Figuur 5.43 geeft de procentuele dieetsamenstelling van de kuikens van de grote stern op de Scheelhoek en op Markenje weer per levensweek. Vanaf de derde levensweek bestond het dieet in alle jaren en alle kolonies voor het grootste deel uit haringachtigen. Vooral in de eerste twee levensweken speelde zandspiering soms een belangrijke rol; zo werd in 2010, 2011, 2012 (Markenje) als 2013 relatief veel zandspiering aangebracht. In 2013 bestond de rest van het dieet tijdens de eerste twee levensweken nagenoeg volledig uit andere vis (vooral voorns en grondels). Ook wanneer dit in energie wordt uitgedrukt (Figuur 5.44) wordt duidelijk dat zandspiering tijdens de eerste twee levensweken in de meeste jaren erg belangrijk is voor het grootbrengen van de kuikens.



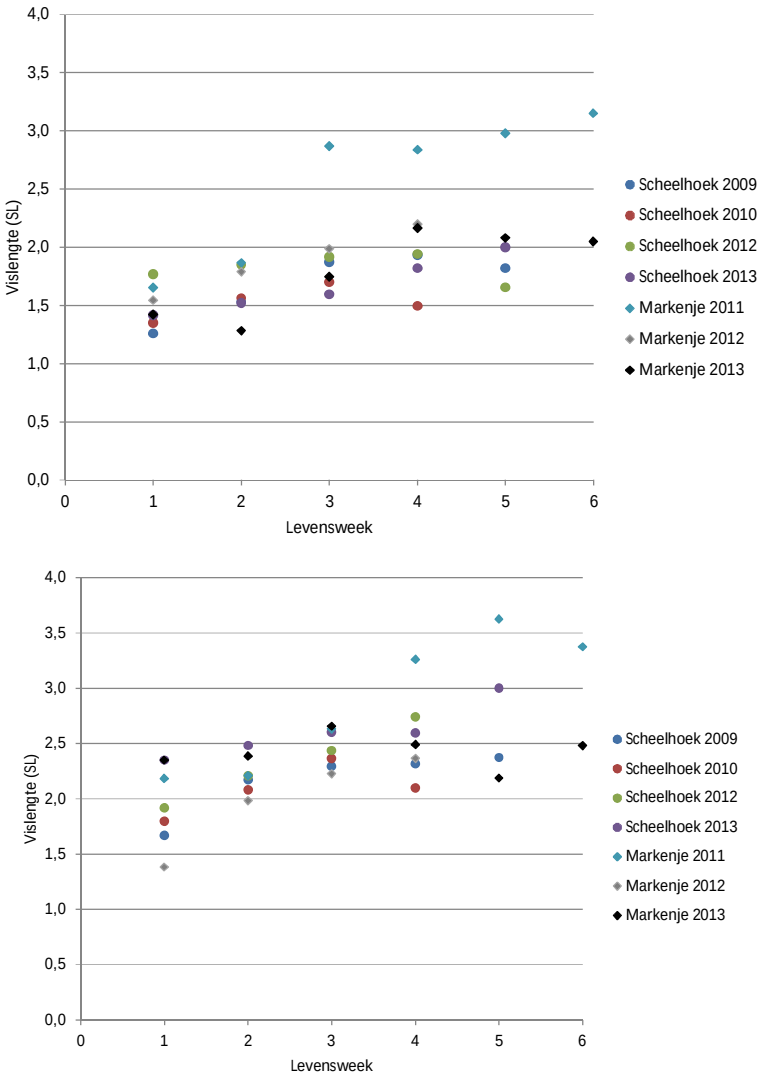
Figuur 5.43 *Procentuele soortsamenstelling (aantallen) per levensweek van kuikens van de grote stern op de Scheelhoek en Markenje in de periode 2009-2013. De eerste levensweek is de eerste week na de gemiddelde uitkomstdatum van de kuikens uit de A-eieren en de één-legsels.*



Figuur 5.44 *Percentage van de energie die voor kuikens werd aangevoerd die afkomstig was uit zandspiering per levensweek.*

Prooilengte- en aanvoer kuikens grote sterns

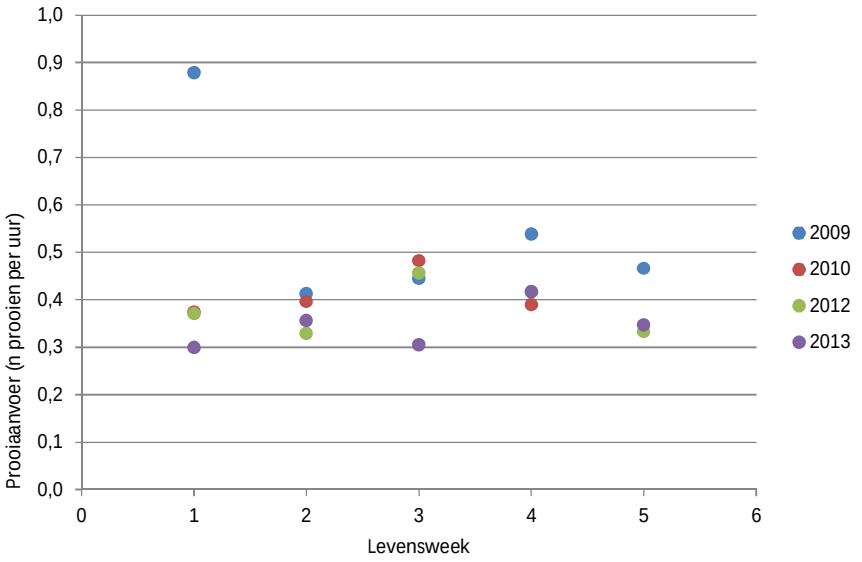
De lengte van de belangrijkste prooisoorten voor kuikens van grote sterns (haringachtigen en zandspieringen) wordt per levensweek weergegeven in Figuur 5.45. Naarmate de kuikens groter worden brengen de ouders over het algemeen grotere haringachtigen en zandspieringen aan. In de eerste levensweek ligt de gemiddelde lengte van de aangebrachte haringachtigen rond de 1,5 SL (ongeveer 8 cm), die van zandspiering rond de 2 SL (ongeveer 11 cm). In de vierde levensweek is dat respectievelijk 2 SL en 2,5 SL (ongeveer 13,5 cm). In de eerste drie levensweken ligt de lengte van de aangebrachte vissen in de verschillende jaren ongeveer een halve snavellengte uit elkaar (met uitzondering van haringachtigen in 2013 en zandspiering in de eerste levensweek). Daarna treedt een grotere spreiding op.



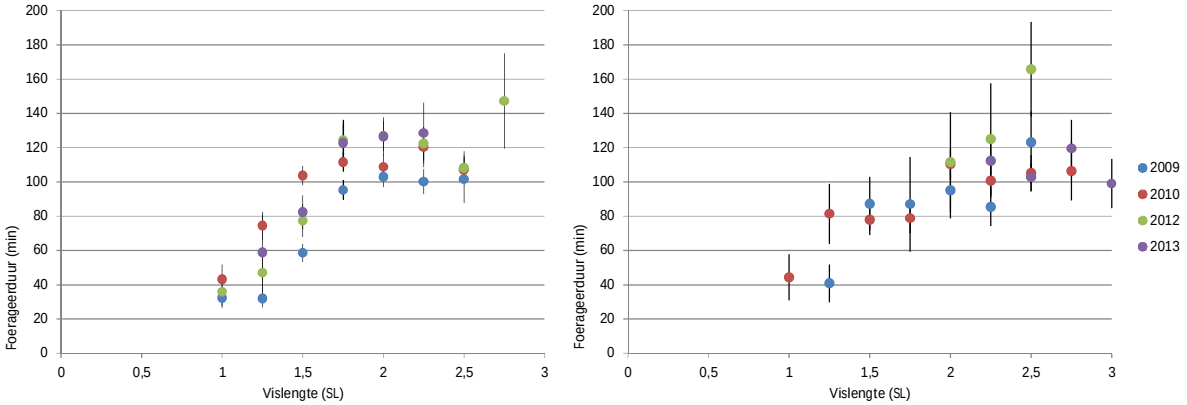
Figuur 5.45 *Gemiddelde lengte van de aangevoerde haringachtigen (boven) en zandspieringen (onder) in aantal snavellengtes (= 5,43 cm) per levensweek van de kuikens van de grote stern in de onderzochte kolonies.*

De aanvoerfrequentie van prooien (n prooien per uur) naar de kuikens van grote sterns op de Scheelhoek wordt weergegeven in Figuur 5.46. Het aantal prooien dat wordt aangebracht blijft binnen de verschillende jaren relatief gelijk naarmate de kuikens ouder worden. Tussen de verschillende jaren lijkt het verschil op het eerste gezicht niet zo groot, het minimum over het volledige broedseizoen bedroeg 0,35 prooien/uur in 2013, het maximum 0,52 prooien/uur in 2009. Op een volledige dag van 18 uur maakt dat niettemin een verschil van drie prooien. In 2009 werden in de eerste levensweek van de kuikens erg veel kleine haringachtigen aangebracht.

Figuur 5.47 toont de foerageerduur voor haringachtigen en zandspieringen per lengteklasse van 0,25 SL in de vier onderzoeksjaren op de Scheelhoek. Voor haringachtigen van 1 tot 1,75 SL (5 tot 10 cm) geldt dat het meer tijd kost om grotere haringachtigen aan te brengen. Voor haringachtigen groter dan 1,75 SL blijft de foerageerduur relatief constant tussen de 100 en 130 minuten. Een enigszins vergelijkbaar patroon is te zien bij zandspiering waar het ook minder tijd kost om kleinere exemplaren aan te brengen. Voor zandspieringen van meer dan 2 SL (11 cm) bedraagt de foerageerduur tussen de 90 en de 120 minuten.



Figuur 5.46 *Relatie tussen de leeftijd van de kuikens van grote stern en de aanvoerfrequentie van prooien op de Scheelhoek in de vier onderzoeksjaren.*



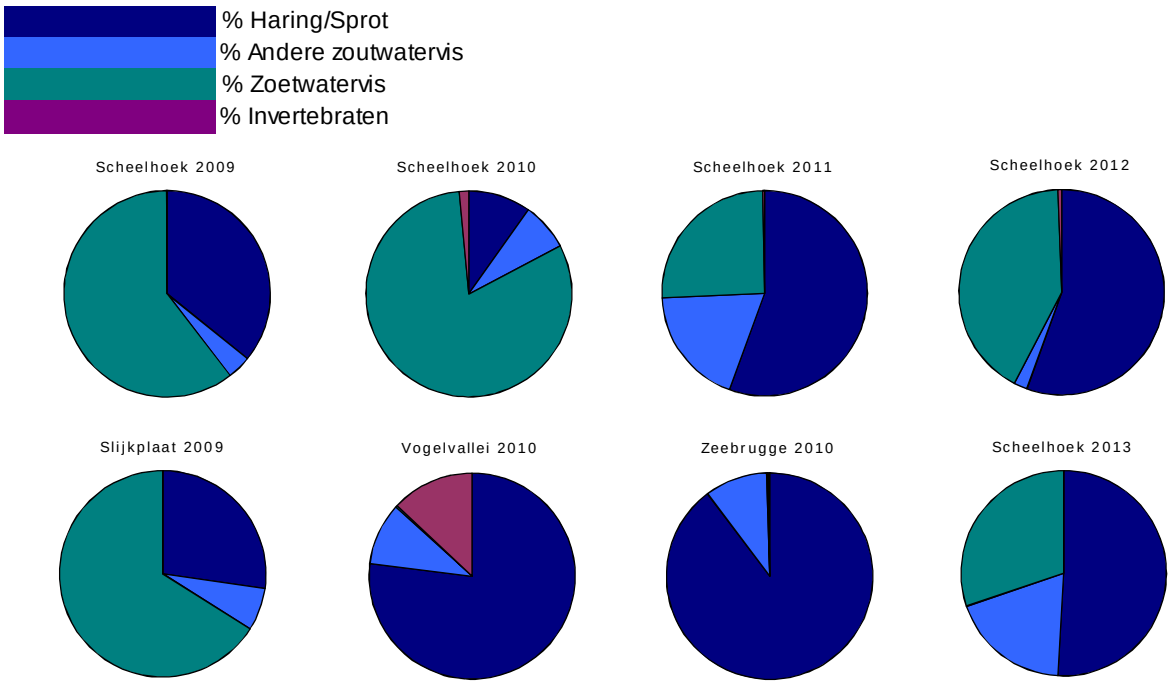
Figuur 5.47 Gemiddelde foerageerduur (min + s.e.) voor het aanbrengen van haringachtigen (links) en zandspieringen (rechts) naar de kuikens van grote stern op de Scheelhoek in de vier onderzoeksjaren.

5.3.6.2 *Dieet en foerageergedrag visdief*

Dieetsamenstelling kuikens visdief

Figuur 5.48 geeft de procentuele dieetsamenstelling (op basis van aantallen) van visdiefkuikens weer voor alle onderzochte kolonies in alle jaren. In 2009 en 2010 kregen de pulli op de Scheelhoek duidelijk meer zoetwatervis dan in de daaropvolgende jaren. Vanaf 2010 bleef het percentage haringachtigen vrij constant met tussen de 50 - 55% van de aangebrachte prooien. Het dieet op de Slijkplaat bestond in 2009 voor ongeveer 2/3 uit zoetwatervis. Aangezien deze kolonie vrij ver in het binnenland ligt is dit niet zo vreemd. De kuikens op de Vogelvallei kregen in 2010 nagenoeg uitsluitend vissen uit het zoute milieu te eten, wat ook te maken heeft met de ligging van deze kolonie.

Visdieven zijn in de onderzochte kolonies momenteel niet afhankelijk van zandspiering voor het grootbrengen van hun kuikens. Enkel op de Vogelvallei in 2010 bestond het dieet voor een iets groter aandeel (8%) uit zandspiering. De vogels van de Scheelhoek gaan erg vaak voor de Haringvlietsluizen foerageren tijdens eb. Veel zoetwatervissen worden aangebracht tijdens laagwater.



Figuur 5.48 Procentuele dieetsamenstelling van kuikens in alle visdiefkolonies in het Deltagebied waar protocollen vanuit een schuilhut werden gemaakt in de periode 2009-2013.

Prooilengte en –aanvoer kuikens visdief

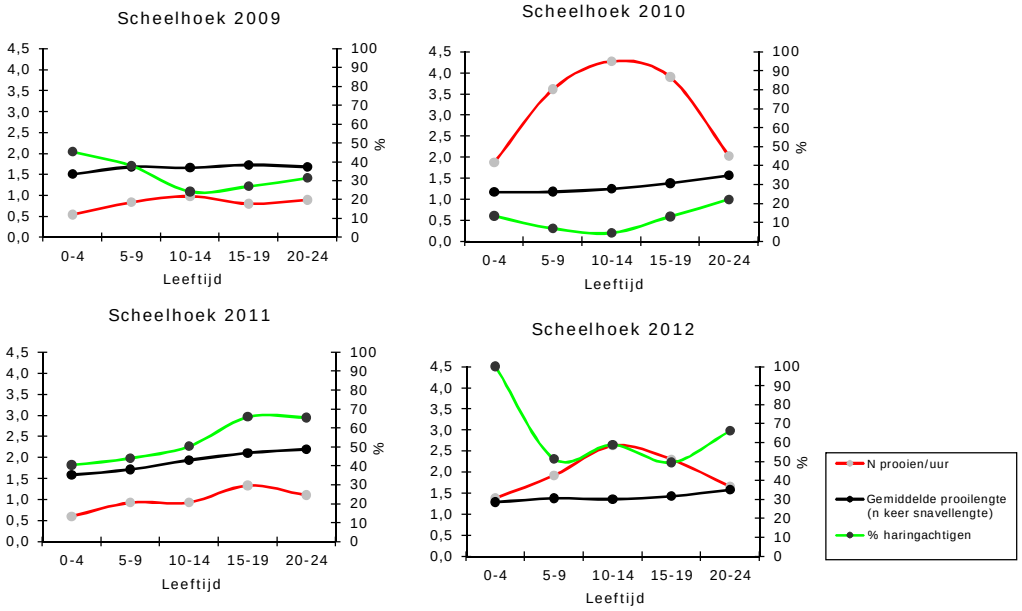
Voorlopig kon vooral op de Scheelhoek onderzoek naar de kwaliteit van het dieet van visdieven worden uitgevoerd. Op de Vogelvallei was het voedselecologisch onderzoek slechts in één jaar succesvol. In beide andere onderzoeksjaren werden alle kuikens gepredeerd voor het onderzoek van start kon gaan.

Figuur 5.49 geeft een samenvatting van de prooi-aanvoer, de gemiddelde prooilengte en het percentage haringachtigen in de kolonie op de Scheelhoek in 2009-2012. In tegenstelling tot grote sterns zijn visdieven flexibeler in hun dieet, waarbij behalve haringachtigen ook veel zoetwatervis en in mindere mate ook zoutwatervis en evertebraten werd aangebracht naar de kuikens.

Behalve in 2011 toont de prooi-aanvoer een omgekeerd verband met het percentage van de aangevoerde prooien dat uit haringachtigen bestaat. Haringachtigen zijn erg energierijk in vergelijking met de meeste alternatieve prooisoorten (zoals larvale vis, spiering en baars) waardoor de aanvoersnelheid ervan een stuk lager kan zijn om in de behoefte van de kuikens te voorzien. In 2011 was het percentage haringachtigen relatief hoog en lag de aanvoersnelheid van prooien hooguit op ongeveer één prooi per kuiken per uur. In 2010 waren er blijkbaar veel minder haringachtigen (van geschikte lengte) aanwezig in de buurt van de kolonie en moesten de oudervogels alternatieve, minder energierijke prooien aanbrengen. De aanvoersnelheid liep toen op naar meer dan 4 prooien per kuiken per uur.

Waarnemingen van tijdens laagwater foeragerende vogels voor de Haringvlietsluizen wijzen erop dat daar foeragerende oudervogels vaak erg succesvol prooien vangen. Hierbij worden de erg kleine prooien meestal door de adulten zelf opgegeten en zodra een haringachtige (of een andere energierijke prooi) wordt gevangen vertrekken ze hiermee naar de kolonie. Dit

geeft aan dat visdieven bij voorkeur energierijke prooien naar hun kuikens brengen. In jaren waarin haringachtigen moeilijker te verkrijgen zijn worden de zoetwaterprooien die vaak vlakbij de kolonie of voor de Haringvlietsluizen worden gevangen toch naar de kuikens gebracht.



Figuur 5.49 *Prooiaanvoer (n prooien per uur in rood, linkeras), gemiddelde prooilengte (n keer snavellengte in zwart, linkeras) en het percentage haringachtigen (% op rechteras in groen) in het dieet van kuikens van de visdief in de Scheelhoekkolonie in 2009, 2010 en 2011 in relatie tot de leeftijd (in dagen) van de kuikens.*

5.4 NADERE ANALYSES EN VERBANDEN GEBIEDSGEBRUIK VOORDELTA

In de subparagrafen hierna wordt de basisinformatie uit paragraaf 5.3 ten aanzien van het gebiedsgebruik Voordelta op basis van tellingen en sterns met zenders en GPS-loggers nader geanalyseerd en worden onderlinge verbanden gelegd. Ook worden verbanden gelegd met de informatie uit de andere onderzoekspercelen. Bij iedere subparagraaf wordt aangegeven aan welke hypothese de nadere analyse bijdraagt. Aan het eind van deze paragraaf worden alle bevindingen ten aanzien van het onderwerp ‘Gebiedsgebruik Voordelta’ samengevat in deelconclusies. Deze vormen samen met de eerste bevindingen uit paragraaf 5.3 de basis voor de finale beantwoording van de onderzoekshypothesen die in paragraaf 5.6 plaatsvindt.

5.4.1 Analyse van de variatie in aantallen broedparen en het broedsucces in de gehele Delta

Relatie met de onderzoekhypothesen
Het aantal broedparen en broedsucces van grote stern en visdief in de gehele Delta is basisinformatie noodzakelijk voor het beantwoorden van:

Hypothese 1: Na instelling van het bodembeschermingsgebied is er geen herstel van het aantal jaarlijkse vogeldagen in de Voordelta naar het niveau van voor de aanleg van Maasvlakte2, en geen verandering in het verspreidingspatroon.
Hypothese 4: Het aantal broedende grote sterns/visdieven en het broedsucces van deze broedparen in de Delta is onafhankelijk van effecten zoals beheer van het broedgebied, predatie in de kolonie en klimaatsinvloeden.
Hypothese 7: Er is geen relatie tussen de voedselsituatie lokaal of elders en het aantal grote sterns/visdieven in de Voordelta
Hypothese 8: Er is geen relatie tussen de veranderingen in de populatiedynamica van de grote sterns/visdieven elders in hun leefgebied en het aantal grote sterns/visdieven in de Voordelta.

5.4.1.1 Grote stern

Grote sterns hebben voor het broeden een sterke voorkeur voor spaarzaam begroeide eilanden met een bloeiende kokmeeuwkolonie (Stienen 2006). Mede door deze strenge “eisen” is het aantal potentiële locaties voor kolonies beperkt. Met name in het noordelijke Deltagebied waren in het verleden (vrijwel) geen locaties waar deze voor grote sterns belangrijke combinatie van voorwaarden voorhanden was. In 1997 kwamen voor kustbroedvogels de broedgebieden op de Scheelhoek beschikbaar, maar het duurde tot 2004 voordat de eerste grote sterns hier gingen broeden. Kokmeeuwen en visdieven broedden al sinds 1999 met meer dan 1.000 paren op de eilanden van de Scheelhoek. De beschikbaarheid van “nieuw” broedgebied kan daarmee niet de enige factor voor deze verandering zijn. Ongetwijfeld zijn de ontwikkelingen in de Grevelingen, zoals voortschrijdende vegetatiesuccessie op de Hompelvoet, minstens zo belangrijk geweest. De begroeiing trekt roofdieren aan en drukt daarmee het broedsucces. Grote sterns gebruiken doorgaans jarenlang dezelfde kolonie(s), zeker wanneer in een kolonie jarenlang succesvol gebroed is. In het geval van de kolonie op de Hompelvoet kon zelfs het beheren van vegetatie en predatoren niet voorkomen dat het eiland voor grote sterns uiteindelijk ongeschikt werd. Pas na enkele jaren met een broedsucces lager dan gemiddeld kozen de grote sterns voor het (tijdelijk) meer geschikte broedgebied op de eilanden bij de Scheelhoek (De Kraker & Derks 2005).

De ontwikkeling van de aantallen in het Nederlandse Deltagebied kan niet los worden gezien van de vestiging van grote sterns in het havengebied van Zeebrugge, België. Het ontstaan van deze kolonie aan het eind van de jaren tachtig viel samen met een achteruitgang in het Deltagebied. Wanneer het aantalsverloop van het Deltagebied en België tezamen wordt genomen, blijkt de afname in de periode 1988-1991 en 2005-2006 kleiner te zijn en is de opvallende toename van de grote stern in het Deltagebied in 2007 eenvoudig te verklaren. In 2006 broedden in Zeebrugge 2.060 paren, dit aantal nam snel af tot 1.130 paren in 2007 en 249 paren in 2008. In de jaren 2009 en 2010 kwamen er geen grote sterns tot broeden in Zeebrugge. In 2011 keerde de grote stern met 54 paren terug (E. Stienen/INBO). Uit onderzoek op basis van met metalen ringen uitgeruste vogels van INBO en DPM (ongepubliceerd) blijkt dat de broedvogels in Zeebrugge samen met die in de Nederlandse kolonies onderdeel zijn van een grensoverschrijdende “Deltapopulatie”.

Het broedsucces van de grote sterns, uitgedrukt als aantal vlieg vlugge jongen per broedpaar, kan van jaar tot jaar en van kolonie tot kolonie sterk verschillen. Een goed voorbeeld hiervan is 2011 toen het broedsucces van de 4.480 paren op Markenje 0,7 jong per paar bedroeg, terwijl in de kolonie op de Hooge Platen (705 paren) geen enkel jong groot werd gebracht. Het al dan niet slagen van een broedpoging is van vele factoren afhankelijk. In de eifase zijn dit voornamelijk predatie en weersinvloeden zoals hevige neerslag. Ook overspoelingen van de broedplaatsen als gevolg van springtij en/of harde wind kunnen een grote invloed op het uitkomstsucces van de eieren hebben. In de jongenfase zijn vooral voedselbeschikbaarheid, weersomstandigheden en predatie van invloed. Aangezien deze factoren elkaar kunnen versterken of afzwakken kon de oorzaak van een goed of juist slecht broedsucces zelden eenduidig worden bepaald.

5.4.1.2 Visdief

Sinds 2007 is de trend voor de visdief in het Deltagebied negatief, een ontwikkeling die niet losstaat van de landelijke resultaten. De recente daling van de broedpopulatie visdieven in de Delta kan mede worden toegeschreven aan het ongeschikt raken van relatief nieuwe broedgebieden doordat deze begroeid raken; dit speelt vooral in de zoete wateren (Strucker *et al.* 2008). De begroeiing trekt roofdieren aan en drukt daarmee het broedsucces. Ook zou een matige voedselbeschikbaarheid een rol kunnen spelen, iets wat landelijk ook een rol speelde (Stienen *et al.* 2009). Daarnaast zijn voormalige broedgebieden in de regio permanent ongeschikt geworden door recreatie en aanleg van deltawerken. Tegenwoordig broedt circa één derde van de landelijke populatie in het Deltagebied. Kolonies waarvan de vogels voedsel kunnen zoeken in verschillende watersystemen lijken een voordeel te hebben doordat de vogels bij ongunstige omstandigheden in één van de watersystemen kunnen uitwijken naar een ander watersysteem met gunstiger omstandigheden.

De onderzoekskolonies op de Maasvlakte, Scheelhoekeilanden en Slijkplaat in het Haringvliet en Markenje in de Grevelingen hebben gemeen dat de broedende vogels hun voedsel vooral zoeken in de Voordelta. De aantallen broedvogels zijn van belang voor het behalen van de Natura 2000 opgave van 6.500 broedparen voor de visdief in het Deltagebied en daarmee ook voor de landelijke doelstelling. De gemiddeld bijna 2.400 paren die de afgelopen 12 jaren in de vier onderzoekkolonies broedden, vormen een aanzienlijk deel van gemiddeld 6.000 broedparen in de hele Delta in dezelfde periode.

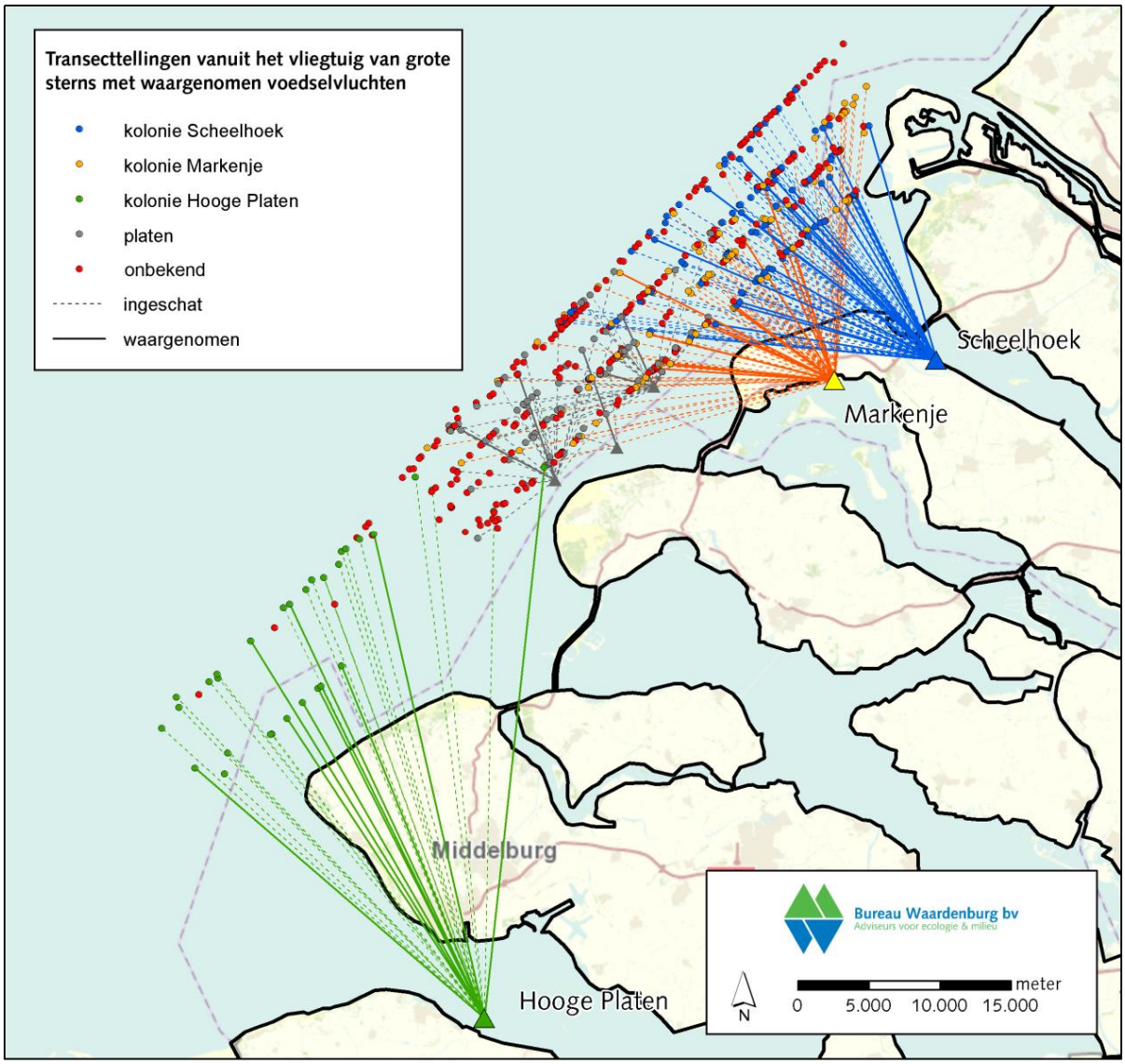
5.4.2 Analyse van de variatie in aantallen en verspreiding van sterns in de Voordelta

Relatie met de onderzoekhypothesen
De aantallen en verspreiding van grote stern en visdief in de Voordelta is basisinformatie noodzakelijk voor het beantwoorden van:

Hypothese 1: Na instelling van het bodembeschermingsgebied is er geen herstel van het aantal jaarlijkse vogeldagen in de Voordelta naar het niveau van voor de aanleg van Maasvlakte2, en geen verandering in het verspreidingspatroon.
Hypothese 5: Menselijke activiteiten leiden niet tot verstoring van grote sterns/visdieven die de platen gebruiken om te rusten (april - september).
Hypothese 6: Er is geen (cor)relatie tussen abiotische parameters van het water of het sediment en de verspreiding van de sterns/visdieven.

In het zomerhalfjaar kunnen de verspreidingspatronen op zee van sterns van jaar op jaar aanzienlijk verschillen. Het gaat hierbij zowel om de aantallen foeragerend aanwezig boven het open water alsmede de aantallen rustend op de platen. Hieronder worden de verschillende oorzaken geïllustreerd alvorens de vogeldagen te berekenen, waarmee de MEP vragen worden beantwoord.

Bij de grote stern wordt een deel van de jaar op jaar variatie verklaard door de ligging en grootte van de broedkolonies in de Delta. Vogels uit het Haringvliet (Scheelhoek kolonie), uit de Grevelingen (Markenje kolonie) en de Westerschelde (Hooge Platen kolonie) foerageren in bepaalde voorkeurs gebieden en rusten op plaatsen die makkelijk te bereiken zijn. In 2012 is tijdens de vliegtuigtellingen gedetailleerder dan in eerdere jaren de vliegrichting van grote sterns bijgehouden en deze vliegrichting is denkbeeldig doorgetrokken van of naar een kolonie. Hiermee kan een waargenomen vogel aan een kolonie worden gerelateerd. Met name van vogels die op grotere hoogte met een vis in de snavel in een rechte lijn vlogen kon vrij gemakkelijk en met grote zekerheid vastgesteld worden naar welke kolonie ze vlogen (F
iguur 5.50). In dit figuur wordt een cumulatief beeld gegeven van alle vliegende vogels boven zee waargenomen langs de transecten in de periode eind april-begin juli, de tijd dat de kolonies bezet zijn.



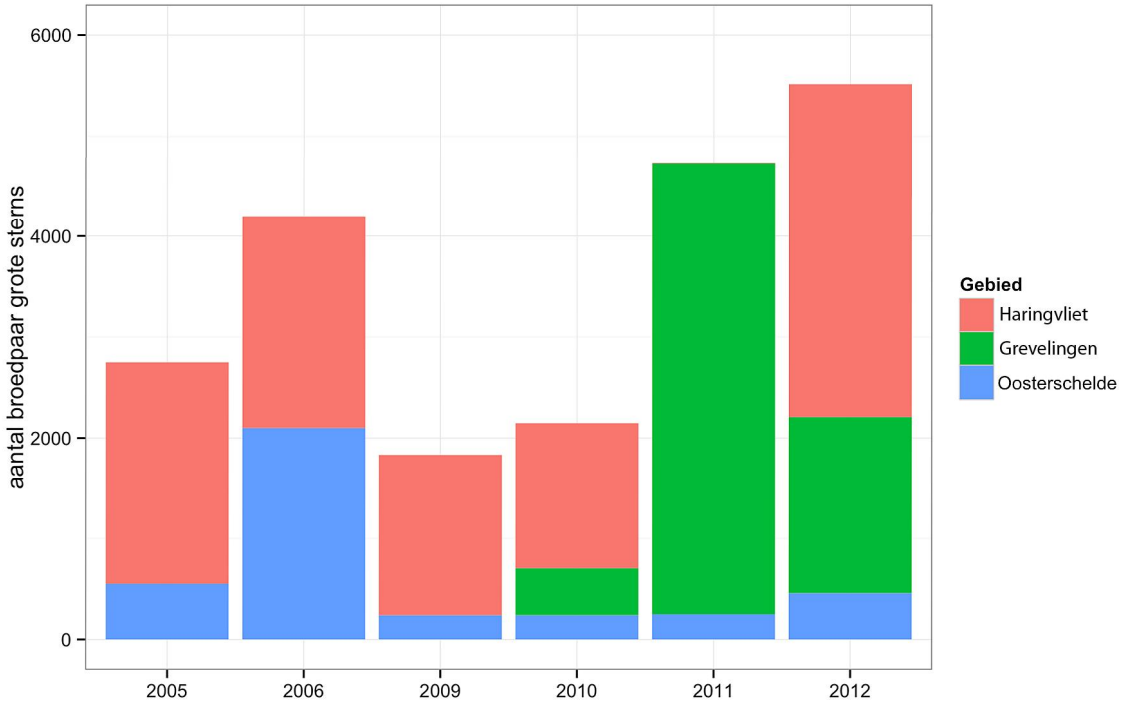
Figuur 5.50 *Cumulatieve verspreiding van vliegende grote sterns in het zomerhalfjaar 2012 (eind april-begin juli) met voor een deel van de waarnemingen een gereconstrueerde relatie met de bronkolonie in de Delta of platen in de Voordelta. Zie tekst voor een nadere toelichting op de methodiek.*

Naast de kolonieligging is ook aannemelijk dat de grootte van de verschillende kolonies van groot belang bij de verspreiding en de aantallen grote sterns in de Voordelta. Waarschijnlijk mede hierdoor vertonen de aantallen grote sterns rustend op de platen in de Voordelta in het zomerhalfjaar ook een grote variatie. Als er een grote kolonie op de Scheelhoek is zullen veel van de grote sterns foerageren in het noordelijke deel van de Voordelta. Is er een grote kolonie op Markenje dan zullen meer vogels gebruik maken van rustgebieden ter hoogte van Schouwen. Het grote verschil in gebruik van het Verklikkerstrand tussen de T0 en T1 kan dan ook worden verklaard door de afwezigheid van een kolonie op Markenje tijdens de T0 jaren.

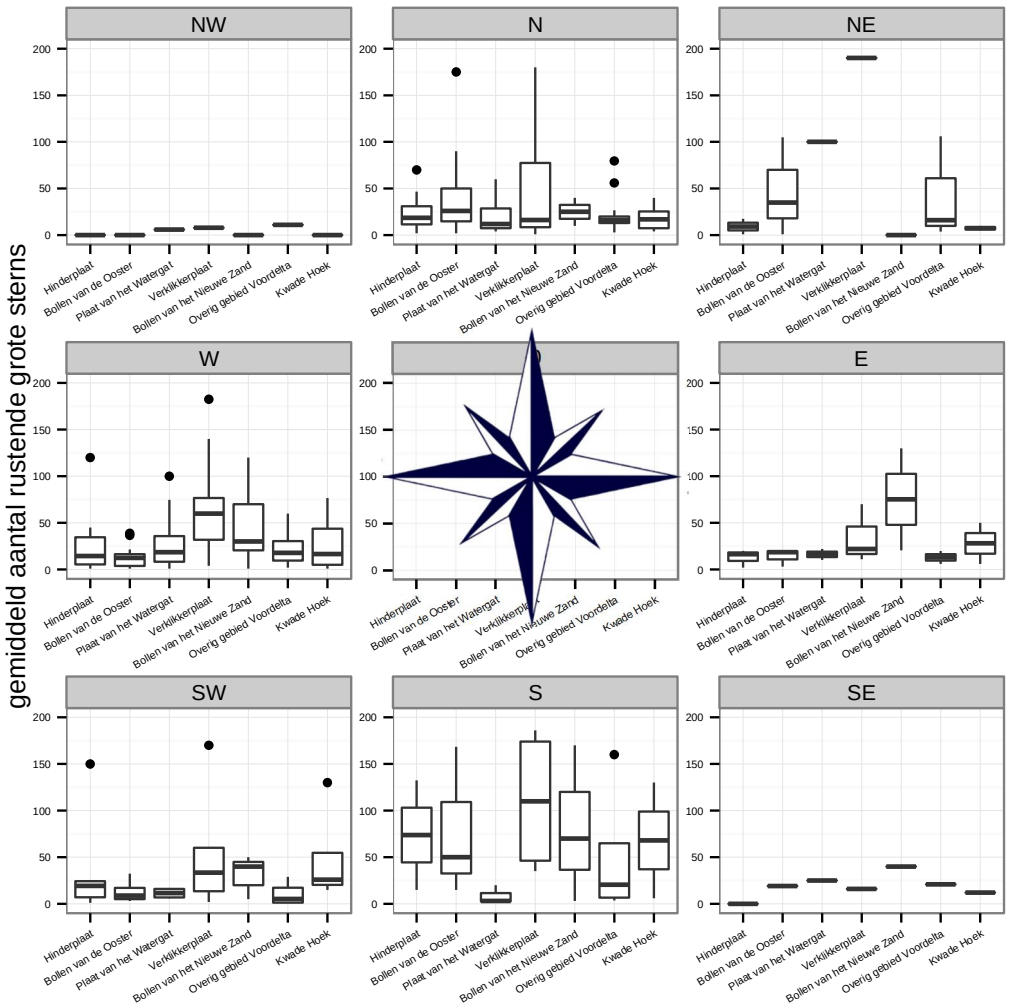
In 2005 en 2006, en 2009 broedden de grote sterns voornamelijk in de Scheelhoek en in mindere mate (en meestal onsuccesvol) in inlagen in het Oosterscheldebekken (Figuur 5.14, Figuur 5.51). Dit wordt ook weerspiegeld in de verspreiding van rustende sterns. In die jaren rustten de vogels tijdens het broedseizoen (half mei – half juli) voornamelijk op de platen in het noordelijke deel van de Voordelta (Slikken van Voorne, Hinderplaat, Kwade Hoek, Bollen van de Ooster) en voor een klein deel in het zuidelijke deel van de Voordelta, in de Oosterschelde monding (Figuur 5.17). Overigens is onduidelijk of deze laatste groep ook (deels) bestaat uit vogels uit de Westerschelde (kolonie Hooge Platen), maar zal mogelijk vooral verband houden met de ligging van de kolonie in de Oosterschelde (Flauwers Inlagen). In 2010 verandert dit beeld enigszins met de vestiging van de kolonie Markenje in de Grevelingen, waardoor grote aantallen rustende sterns gevonden worden in het gebied van de Verklikkerplaat, de Bollen van het Nieuwe Zand en de Plaat van het Watergat, waarbij het gebruik van de laatste twee platen mogelijk ook te maken heeft met een toenemend plaatoppervlak. Opmerkelijk genoeg worden de noordelijke rustgebieden amper gebruikt door de vogels die broeden op de Scheelhoek. Helaas zijn maar weinig zendergegevens van dat jaar beschikbaar om de achterliggende oorzaak of oorzaken te kunnen achterhalen. In 2011 wordt veel gebruik gemaakt van de Bollen van de Ooster en de Verklikkerplaat. Puur op basis van de nabijheid van de kolonie van Markenje in tegenstelling tot de afstand tot de kolonie op Scheelhoek kan dit patroon waarschijnlijk verklaard worden door de grote vestiging op Markenje. Echter in dat jaar worden de Hinderplaat en Kwade Hoek ook weer regelmatig gebruikt. Daar er in dat jaar geen vogels op de Scheelhoek broedden zijn dit waarschijnlijk vogels van Markenje die vanuit de kolonie pal noord vliegen om in het noordelijke deel van de Voordelta te foerageren. In 2012 zijn de rustende sterns meer verdeeld over de noordelijke Voordelta en de Bollen van de Ooster/Verklikkerplaat (Figuur 5.17), en het aantal broedparen is ook veel gelijkmatiger verdeeld over beide gebieden (Figuur 5.51).

Naast de verspreiding en aantallen van broedvogels in de kolonies in de Voordelta speelt ook het veranderd plaatareaal (bijlage 9) in het zuidelijk deel van de Voordelta (met name de Bollen van het Nieuwe Zand en de Middelplaat/Plaat van het Watergat zijn groter en hoger geworden) een grote rol bij de verspreiding van rustende sterns in de Voordelta. Tussen de T0 en de T1 periode zijn grote verschillen ontstaan in het aanbod van potentieel geschikte rustplaten in de Voordelta. Bijvoorbeeld voor de Kop van Schouwen zijn er de laatste jaren meer mogelijkheden ontstaan voor vogels om te rusten op de platen, waardoor ook dit deel van de Voordelta aantrekkelijk is geworden.

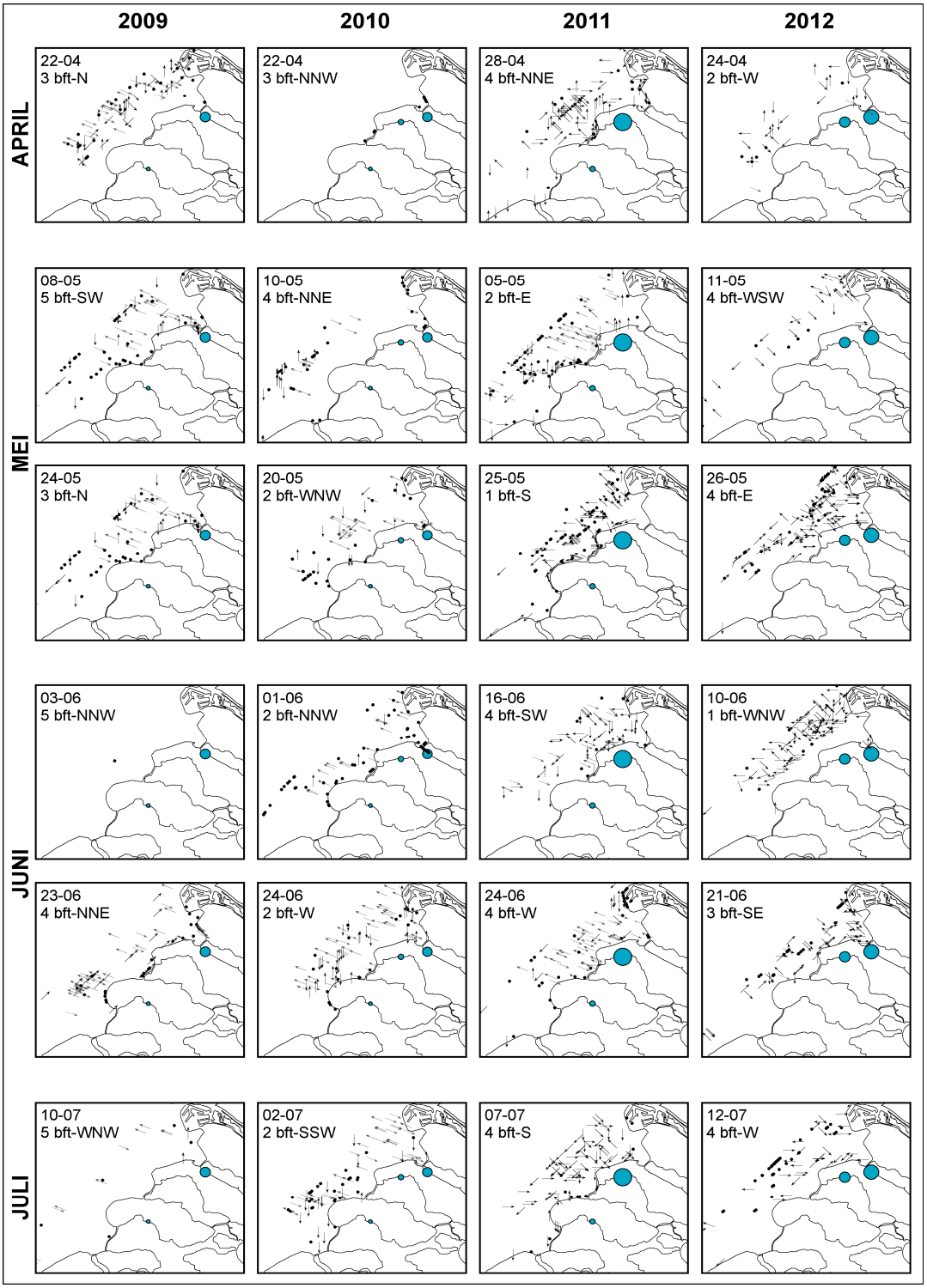
Een ander deel van de variatie wordt verklaard door de omstandigheden op zee. Harde wind uit met name het Noordwesten voorkomt dat sterns op zee efficiënt kunnen foerageren en onder winderige omstandigheden, zijn er aanwijzingen dat er minder sterns op zee actief (Figuur 5.52 en Figuur 5.53). De vogels blijven dan waarschijnlijk in de kolonies, waarmee ook de verlaagde aantallen op de platen worden verklaard onder die omstandigheden.



Figuur 5.51 Aantallen broedende grote sterns per bekken in de seizoenen 2005, 2006, 2009, 2010, 2011 en 2012.



Figuur 5.52 Gemiddelde aantallen rustende grote sterns in verschillende deelgebieden tijdens de T0 (2005 – 2006) en T1 (2009 – 2012) tellingen per overheersende windrichting per telling.



Figuur 5.53 Variatie in verspreiding en vliegrichtingen van vliegende en foeragerende grote sterns in het zomerhalfjaar van 2009 t/m 2012 (eind april – eerste deel juli) met in elk jaar weergegeven de ligging en grootte van de broedkolonies in de noordelijke Delta. Waarnemingen van vogels die foerageren maar geen richting hadden of lokaal rondvlogen hebben geen pijl en zijn als punt weergegeven. De figuren betreft individuele surveys met in de linkerbovenhoek naast de datum weergegeven de windcondities (windkracht in Beaufort en richting).

Een andere belangrijke factor voor het gebruik van de platen om te rusten is de aanwezigheid en beschikbaarheid van vis als voedsel binnen de Voordelta, waarbij vogels heen en weer pendelen tussen de platen en de plekken waar de vis gevangen wordt. Het gaat hierbij overigens om een proportioneel hoog aandeel van vogels die niet broeden en die minder binding met de kolonies hebben (zie §5.3.5 en de bijlagen 2, 4, en 6). Uit de verspreidingskaarten en vliegpatronen blijkt dat een belangrijk deel van de vogels buiten het Natura 2000-gebied foerageert. Dit werd al eerder in de T0 vastgelegd en bevestigd in het GPS-logger onderzoek. Daarnaast werd dit patroon ook gevonden tijdens vliegtuigtellingen uitgevoerd in het kader van het Shortlist Masterplan in de Noordzee kustzone (Poot *et al.* 2011). Mogelijkerwijs treedt dit fenomeen minder op als de voedselbeschikbaarheid binnen de Voordelta zelf voldoende is zodat alle dieren hier hun benodigde prooidieren kunnen vangen.

5.4.3 Variatie van het gebruik van rustgebieden door sterns in de Voordelta in relatie tot plaatbezoek

Relatie met de onderzoekhypothesen
De analyse van het gebruik van rustgebieden door sterns in de Voordelta in relatie tot plaatbezoek is basisinformatie noodzakelijk voor het beantwoorden van:

Hypothese 5: Menselijke activiteiten leiden niet tot verstoring van grote sterns/visdieven die de platen gebruiken om te rusten (april - september).

Omdat rustende aalscholvers als gevoelig voor menselijke verstoring te boek staan (e.g. Santoul *et al.* 2004) en wijd verspreid voorkomen in de Voordelta zijn de analyse van telgegevens van deze soort onderdeel van de hieronder gepresenteerde analyse.

Een belangrijke factor die bepalend is voor het gebruik van de platen om te rusten is eventuele verstoring op die platen (zie voor een detailstudie naar de invloed van verstoring door recreanten op rustende sterns ook Bijlage 8). Verstoring is vastgelegd in het perceel “gebruik”, maar ook de aanwezigheid van verstoringsgevoelige vogelsoorten tijdens de vliegtuigtellingen zijn een goede indicatie voor verstoring in het gebied. Een verstoringsgevoelige soort is de aalscholver (e.g. Santoul *et al.* 2004) . Deze soort komt wijdverspreid voor in de Voordelta met voornamelijk niet-broedvogels in het zuiden (opererend vanaf de platen en stranden) en broedvogels in het noorden (foeragerend vanuit het Breede Water en Quackjeswater), die foerageren tot op 30 km uit de kust (zie GPS-logger onderzoek binnen de aalscholvermodule van de Compensatiemonitoring Tweede Maasvlakte). Ze zijn daarom overal rustend te verwachten, zeker in de Noordelijke Voordelta, waar ook de grootste aantallen rustende grote sterns zitten. De aalscholvers zijn echter zeer verstoringsgevoelig (e.g. Santoul *et al.* 2004) . De verstoringsafstand (gevoeligheid) van grote sterns is een stuk kleiner dan van aalscholvers (eigen observaties) en op basis daarvan zijn vier verschillende scenario’s te bedenken voor de interpretatie van de resultaten van de tellingen in het gebied (Tabel 5.10).

Tabel5.10 Beschrijving van verstoring voor vier verschillende scenario's voor de aanwezigheid van rustende aalscholvers en grote sterns. + betekent dat soort aanwezig zijn, 0 betekent dat de soort afwezig is.

Scenario	Aalscholver	Grote Stern	Beschrijving
1	+	+	Goed werkend rustgebied
2	0	+	Geen verstoring, maar niet aantrekkelijk voor aalscholvers of Verstoring, maar niet genoeg om sterns te verjagen
3	+	0	Geen verstoring, maar niet aantrekkelijk voor sterns
4	0	0	Verstoring, of geen aantrekkelijk rustgebied

In totaal zijn 67 vliegtuigtellingen uitgevoerd in de Voordelta tussen april en september in de periode 2005 – 2006 en 2009 – 2012. De vraag is nu of in de belangrijke rustgebieden, zoals de Bollen van de Ooster, Bollen van het Nieuw Zand, Hinderplaat (en Hinderplaat buiten rustgebied), Verklikkerplaat (en Verklikkerplaat buiten rustgebied), het voorkomen van scenario 1 het meest voorkomt of dat ook hier scenario 4 vaak wordt aangetroffen? Uit Tabel 5.11 komt naar voren dat beide opties inderdaad voorkomen (bijvoorbeeld Bollen van de Ooster met name Scenario 1, en op de Bollen van het Nieuw Zand voornamelijk scenario 4). Opvallend is ook dat in een aantal niet aangewezen rustgebieden het voorkomen van Scenario 1 ook hoog is, zoals op de Kwade Hoek en de Plaat van het Watergat. Op de Bollen van de Ooster worden tijdens 43 van de 67 tellingen zowel rustende aalscholvers als sterns aangetroffen, terwijl tijdens 27 van de 67 tellingen geen van beide soorten wordt waargenomen. Echter ook tijdens 28 van de 67 tellingen ontbreken sterns. Een zelfde patroon wordt gevonden op de Hinderplaat en de Verklikkerplaat. Op de diverse stranden wordt in tegenstelling tot in de voorgaande gebieden voornamelijk scenario 3 en 4 aangetroffen, een indicatie dat deze gebieden door verstoring (of een andere reden) niet aantrekkelijk zijn.

Tabel 5.11 Voorkomen van de verschillende scenario's voor verstoring van aalscholvers en grote sterns tijdens de vliegtuigtellingen met in grijs de rustgebieden met de meeste vogels tijdens de tellingen.

Deelgebied	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3	Scenario 4
2e maasvlakte	20%	3%	41%	35%
Bollen van de Ooster	43%	1%	28%	27%
Bollen van het Nieuwe Zand	17%	11%	5%	67%
Brouwersdam	1%	3%	25%	71%
Haringvlietsluizen	1%	4%	16%	79%
Hinderplaat	34%	1%	39%	25%
Hinderplaat (buiten rustgebied)	8%	2%	40%	49%
Kwade Hoek	23%	4%	43%	29%
Maasvlakte	0%	1%	0%	99%
Neeltje Jans	0%	0%	12%	88%
Oosterscheldekering Noord	0%	1%	2%	97%
Oosterscheldekering Zuid	0%	0%	1%	99%
Overig gebied Voordelta	51%	2%	24%	23%
Plaat van het Watergat	32%	6%	28%	33%
Slikken van Voorne	3%	8%	20%	69%
Strand Ouddorp	8%	5%	24%	63%
Strand Renesse	0%	4%	10%	86%
Strand Rockanje	4%	3%	25%	68%
Strand Schouwen	7%	5%	25%	63%
Strand Walcheren Noord	6%	4%	10%	80%
Veerse Dam	0%	2%	2%	96%
Verklikkerplaat	14%	19%	18%	48%
Verklikkerplaat (buiten rustgebied)	16%	18%	11%	55%
Totaal	12%	5%	19%	65%

In bovenstaande analyse spelen 2 factoren een grote rol: (1) sommige gebieden worden nooit als rustgebied gebruikt, maar dat is onafhankelijk van verstoring en (2) de tijd van het jaar bepaalt ook sterk of vogels op de platen rusten of niet. Daarom is in Tabel 5.12 voor een selectie van de gebieden (alle ten noorden van de Bollen van het Nieuwe Zand) de analyse opnieuw gedaan voor alle tellingen in juli (n = 13); voor beide soorten de periode net na het broedseizoen. Wat dan opvalt is dat op de Hinderplaat (ook binnen het rustgebied) scenario 3 vaak voorkomt (wel aalscholvers, geen sterns) (Tabel 5.11) net zoals op het strand van Ouddorp. Dit zou betekenen dat er wel voldoende rust is in dit voor sterns ingestelde rustgebied, maar dat het gebied klaarblijkelijk niet aantrekkelijk is voor sterns. Dit in tegenstelling tot de Bollen van de Ooster, waar in de meerderheid scenario 1 wordt aangetroffen. Waarschijnlijk is dit gebied aantrekkelijk voor sterns door de nabijheid van geschikte foerageergronden. Toch wordt ook op de Bollen van de Ooster regelmatig in juli scenario 3 aangetroffen. Echter de afwezigheid van scenario 4 suggereert dat van verstoring in dit gebied geen sprake is. Dit in tegenstelling tot de Verklikkerplaat en de Bollen van het Nieuwe Zand, waar regelmatig zowel scenario 1 als ook scenario 4 wordt aangetroffen. Verder is opvallend dat op het strand van Ouddorp regelmatig aalscholvers rusten, terwijl hier geen enkele keer scenario 1 is aangetroffen. Ook dit stuk is dus onaantrekkelijk voor sterns, terwijl het zeer dicht bij beide kolonies ligt en in potentie aantrekkelijk zou moeten zijn.

Tabel 5.12 Voorkomen van de verschillende scenario's voor verstoring van aalscholvers en grote sterns tijdens de vliegtuigtellingen in juli voor een selectie van gebieden (zie tekst).

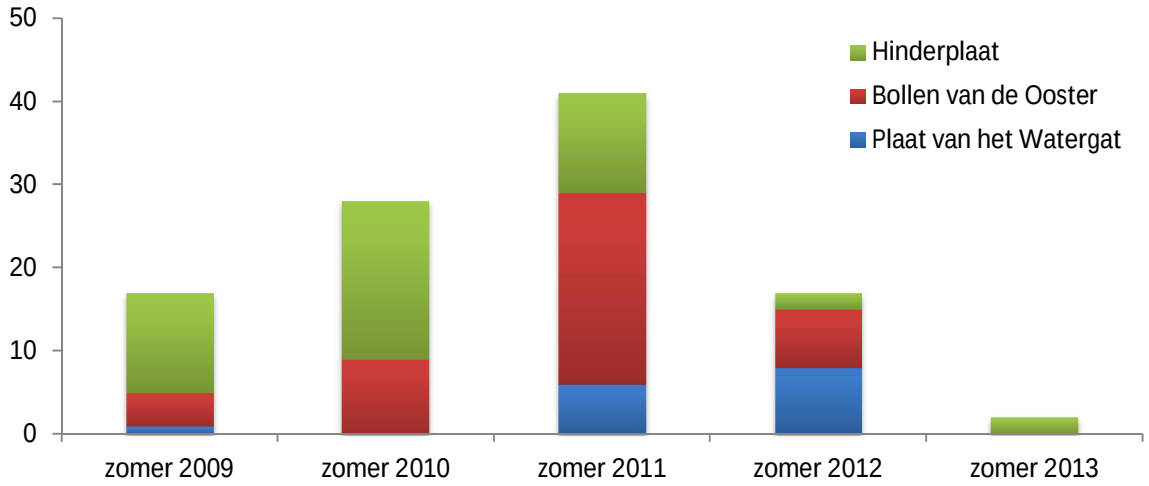
Deelgebied	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3	Scenario 4
Bollen van de Ooster	69%	0%	31%	0%
Bollen van het Nieuwe Zand	23%	15%	0%	62%
Hinderplaat	38%	0%	62%	0%
Hinderplaat (buiten rustgebied)	0%	0%	92%	8%
Kwade Hoek	38%	0%	62%	0%
Plaat van het Watergat	54%	0%	38%	8%
Strand Ouddorp	0%	15%	54%	31%
Verklikkerplaat	31%	23%	15%	31%
Verklikkerplaat (buiten rustgebied)	31%	31%	8%	31%
Totaal	17%	6%	26%	51%

De vraag is nu of er verschillen zijn opgetreden tussen T0 en T1. De vergelijking van T0 met T1 brengt een aantal verschuivingen aan het licht. Opvallend is de verschuiving in het aantal grote sterns dat gebruik maakt van de rustgebieden richting het zuiden, met name richting de Verklikkerplaat (figuur 5,17, 5,18, 5,21, 5,22, bijlage 9). Hier zijn de aantallen rustende sterns in de periode T1 sterk toegenomen ten opzichte van T0, waarschijnlijk vooral veroorzaakt door de hernieuwde vestiging van de kolonie op Markenje. Daarnaast kan een deel van deze verschuiving verklaard worden door een veranderd plaatareaal in het gebied (Bollen van het Nieuwe Zand en Middelplaat), maar ook mogelijk door de invloed van veranderingen in plaatbezoek en verstoring in de noordelijke Voordelta. Het aantal keren dat zowel rustende aalscholvers als sterns afwezig zijn op de platen tijdens de tellingen lijkt over het algemeen te zijn gedaald bij vergelijking van T0 met T1 (Tabel 5.13), terwijl het aantal keren dat juist beide soorten op de platen rusten is toegenomen. Dit kan een indicatie zijn voor verminderde verstoring in die deelgebieden, echter dit is wel in contrast met het toegenomen (recreatief) gebruik van de Voordelta (zie perceel gebruik).

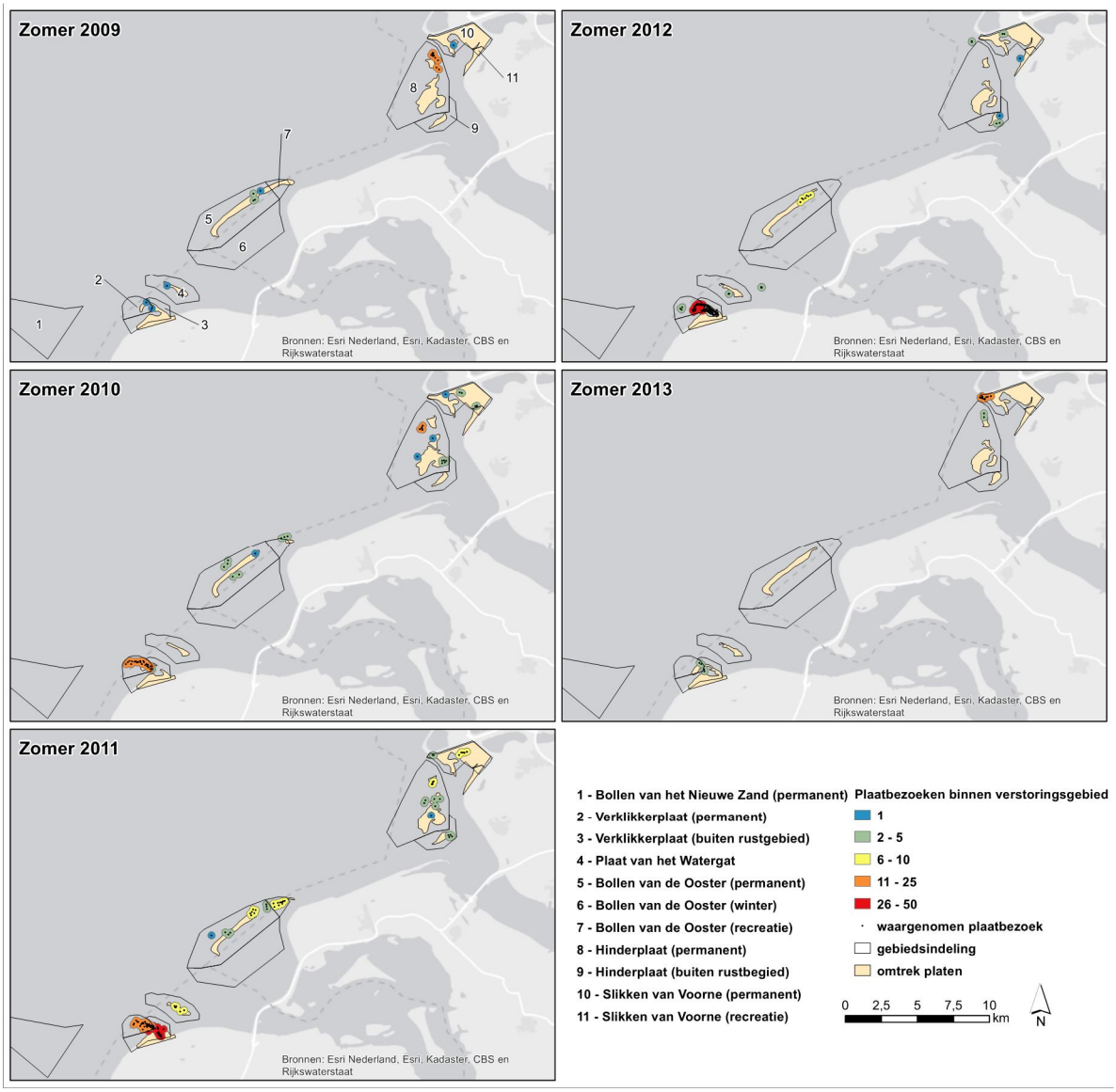
Intensief onderzoek naar verstoringseffecten door plaat betredende recreanten op de Verklikkerplaat en omgeving heeft laten zien (bijlage 8) dat de aantallen rustende sterns mogelijk lokaal beïnvloed worden, maar dat er bij de huidige verstoringsintensiteit altijd wel plekken zijn te vinden op platen en zelfs stranden voor sterns om te rusten. De intensiteit van het plaatbezoek zoals geregistreerd in de Voordelta lijkt van beperkte omvang (zie Figuur 5.54 en 5.55). Door een hoger aantal recreanten neemt wel het aantal verstoringen in de rustgebieden toe, maar dit heeft geen invloed op het totale aantal sterns dat gebruik maakt van een bepaald rustgebied (bijlage 8).

Tabel 5.13 Voorkomen van de verschillende scenario's voor verstoring van aalscholvers en grote sterns tijdens de vliegtuigtellingen onderverdeeld in T0 en T1.

T0				
Deelgebied	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3	Scenario 4
Bollen van de Ooster	39%	0%	16%	45%
Bollen van het Nieuwe Zand	0%	0%	3%	97%
Hinderplaat	32%	3%	23%	42%
Hinderplaat (buiten rustgebied)	3%	6%	23%	68%
Kwade Hoek	16%	6%	32%	45%
Plaat van het Watergat	32%	3%	13%	52%
Strand Ouddorp	13%	3%	6%	77%
Verklikkerplaat	19%	16%	6%	58%
Verklikkerplaat (buiten rustgebied)	6%	23%	10%	61%
T1				
Deelgebied	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3	Scenario 4
Bollen van de Ooster	46%	1%	34%	19%
Bollen van het Nieuwe Zand	25%	16%	6%	53%
Hinderplaat	35%	0%	47%	18%
Hinderplaat (buiten rustgebied)	10%	0%	49%	41%
Kwade Hoek	26%	3%	49%	22%
Plaat van het Watergat	32%	7%	35%	25%
Strand Ouddorp	6%	6%	32%	56%
Verklikkerplaat	12%	21%	24%	44%
Verklikkerplaat (buiten rustgebied)	21%	16%	12%	51%



Figuur 5.54 Aantallen geregistreerde plaatbezoeken in de Voordelta in de ingestelde rustgebieden (data CSO).



Figuur 5.55 Intensiteit en locaties van plaatbezoek in de Voordelta (data CSO).

5.4.4 Gebiedsgebruik van de Voordelta door de sterns uitgedrukt in vogeldagen

Relatie met de onderzoekhypothesen
Het uitdrukken van het gebiedsgebruik Voordelta in vogeldagen is basisinformatie noodzakelijk voor het beantwoorden van:

Hypothese 1: Na instelling van het bodembeschermingsgebied is er geen herstel van het aantal jaarlijkse vogeldagen in de Voordelta naar het niveau van voor de aanleg van Maasvlakte2, en geen verandering in het verspreidingspatroon.

Om het gebiedsgebruik van de Voordelta door sterns te karakteriseren wordt de eenheid vogeldagen gebruikt. Het aantal vogeldagen wordt berekend door het aantal vogels aanwezig in het gebied te vermenigvuldigen met het aantal dagen dat deze vogels aanwezig zijn. Het

aantal vogeldagen is een goede ecologische maat om het gebruik uit te drukken, omdat het een product is van aantal en verblijftijd en daarmee een betere relatie met de draagkracht van een gebied heeft dan bijvoorbeeld het maximum aantal vogels aanwezig. Op basis van de beschikbare tellingen zijn per jaar de aantallen vogels vermenigvuldigd met het aantal beschikbare dagen in de genoemde periode. Er is voor de periode mei-juli gekozen omdat voor sterns de maanden mei (eifase), juni (jongenfase) en juli (uitvliegfase) de belangrijkste periode van het broedseizoen omvatten. Hiermee wordt aangenomen dat het gebiedsgebruik van de Voordelta door de sterns het sterkst een relatie zal hebben met de kolonies in de Delta. Met name tijdens de doortrektijd in april en in de periode augustus/september is de kans aanwezig dat ook vogels van elders gebruik maken van de Voordelta.

De transecttellingen die zijn verricht van vogels op het open water zijn door middel van een Distance analyse (zie Bijlage 1) opgewerkt via dichtheden naar totale aantallen per telling. De rustende vogels die integraal zijn geteld op de platen alsmede de concentraties direct langs de kust zijn direct als totaal beschikbaar. Voor beide groepen zijn apart het aantal vogeldagen bepaald.

Voor deze exercitie is ook de aalscholver uitgewerkt. Het onderzoek naar de aalscholver heeft eerder een aanvullende rol gespeeld bij de analyse van verstoring van de platen als rustgebied voor sterns. Hier vervult de data over aalscholvers eveneens een nuttige rol in verband met de overeenkomstige patronen van voorkomen met visdieven, en het specifieke gedrag om te foerageren in het spuiwater van de Haringvlietsluizen.

In de figuren 5.56 en 5.57 vallen de volgende zaken op;
Figuur 5.56 open water;

- voor alle drie de vogelsoorten is er ten opzichte van de T0 geen achteruitgang te zien in het aantal vogeldagen in de twee deelgebieden die Maasvlakte heten. Het betreft hier dus het open zeegebied voor de Tweede Maasvlakte alsmede het Tweede Maasvlakte-gebied dat in de loop van 2009-2012 ontwikkeld is. Voor alle drie de soorten blijkt dat cumulatief gezien de twee deelgebieden Maasvlakte waarschijnlijk een hoger aantal vogeldagen op heeft geleverd dan tijdens de T0. De meest logische verklaring is dat het zeehabitat om te foerageren voor alle drie de soorten is verbeterd door het aanbrengen van een zachte kustwering. Voor de kust zijn geregeld foerageerconcentraties te vinden die in de T0 niet tot nauwelijks aanwezig waren.
- opvallend is dat het patroon van jaar op jaar van visdief en aalscholver veel op elkaar lijken, met een opvallende piek in 2010 die voornamelijk wordt veroorzaakt door hoge aantallen in het Maasvlaktegebied. Deze piek is niet zichtbaar in de aantallen in de kustzone (Figuur 5.57), zodat blijkbaar voor beide soorten tijdelijk de foerageeromstandigheden gunstig zijn geweest in dit deelgebied.
- voor visdieven en aalscholvers kan geconcludeerd worden dat de aantallen bij elkaar opgeteld in de T1 in twee of drie jaar hoger liggen dan het niveau tijdens de T0. Gemiddeld ligt het niveau van het aantal vogeldagen in de T1 hoger dan in de T0.

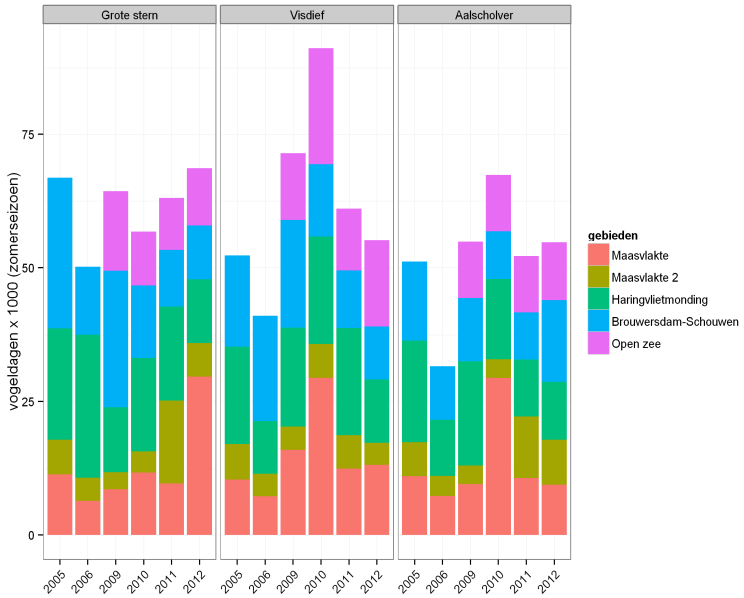
Figuur 5.57 kustzone;

- voor visdief is een veel hoger aantal vogeldagen vastgesteld in de T0 dan in de T1. Een mogelijke verklaring is een verandering in gedrag ten aanzien van het benutten van de Haringvlietsluizen onder invloed van lagere afvoerhoeveelheden tijdens de T1 (zie Figuur 5.58). Deze verklaring gaat mogelijk ook op voor de aalscholver.
- voor grote sterns lijkt het erop dat de toename in de T1 ten opzichte van T0 een direct verband houdt met de broedvogelaantallen in het Haringvliet.

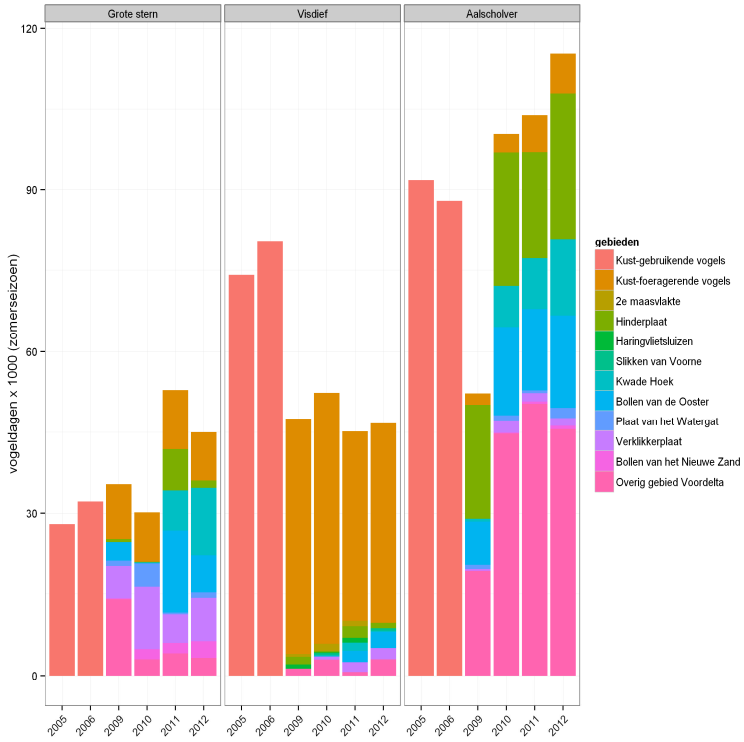
- voor visdieven is de afname ten opzichte van de T0 naast de afname van het gebruik van de Haringvlietsluizen mede toe te schrijven aan de lagere aantallen broedparen (figuur 5.14).

Figuur 5.59 Voordelta totaal;

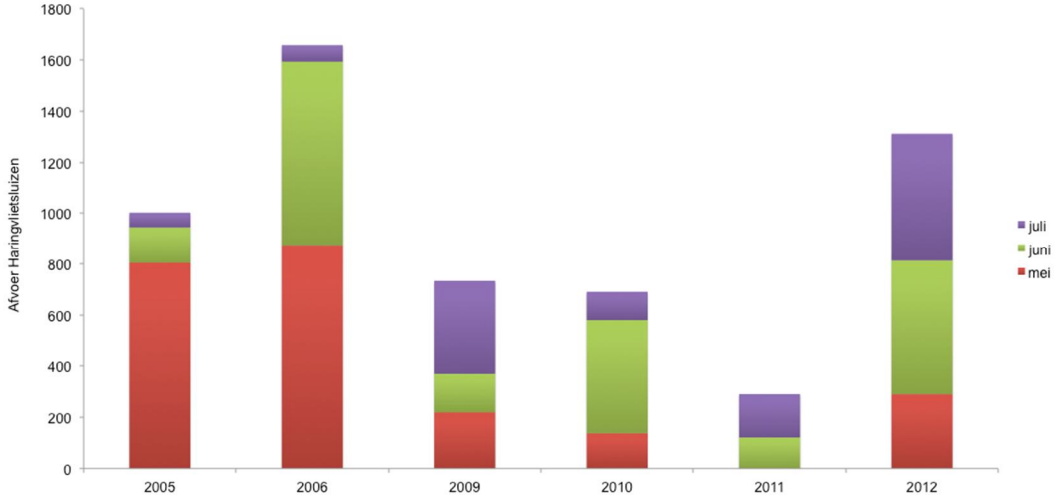
- voor grote sterns liggen de laatste twee jaren van de T1 hoger dan van T0. Deze toename lijkt in eerste instantie een direct verband te houden met de hogere broedvogelaantallen in het Haringvliet (Figuur 5.13, 5.14), maar er lijkt ook proportioneel meer gebruik plaats te vinden van het gebied rond de Maasvlakte2 (Figuur 5.56) wat zou wijzen op een aantrekkelijker foerageergebied.
- voor visdieven is de afname ten opzichte van de T0 naast de afname van het gebruik van de Haringvlietsluizen (Figuur 5.56) mede toe te schrijven aan de lagere aantallen broedparen in de Delta (Figuur 5.15, 5.16).
- een nadere onderbouwing voor deze interpretatie bij de visdief is dat de afname ten opzichte van de T0 voor de aalscholver met eveneens een afname in gebruik van de Haringvlietsluizen als foerageergebied niet doorgezet in de latere jaren van de T1. Dit heeft te maken met het feit dat de aalscholverbroedpopulatie geen negatieve trend kent (zie Hoofdstuk 6).



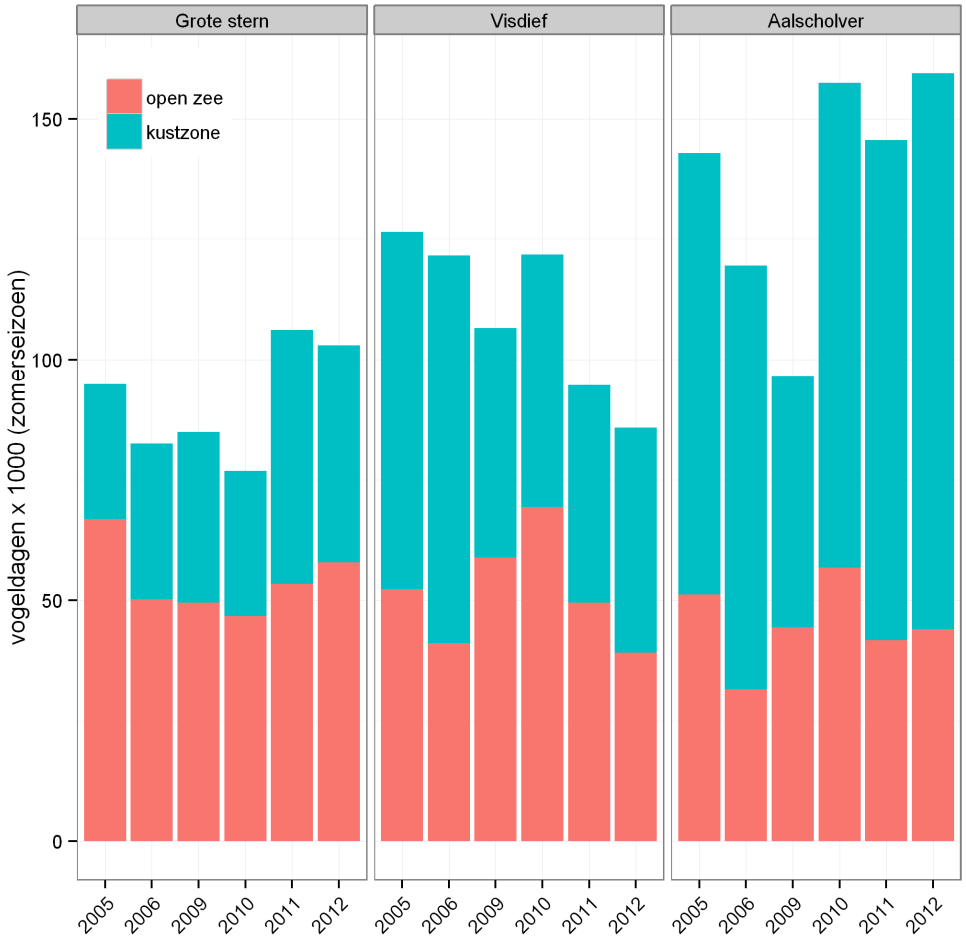
Figuur 5.56 *Aantal vogeldagen per jaar voor de maanden mei-juni-juli van vogels op het open water in de Voordelta. In de T1 is ook het open zeegebied voor de kust van Walcheren gedekt met twee transecten (aangegeven met paars – open zee), zie bijlage 1, Figuur B-1.3. In de T0 werd dit gebied niet onderzocht.*



Figuur 5.57 *Aantal vogeldagen per jaar voor de maanden mei-juni-juli van vogels rustend op de platen en actief in de nauwe kustzone in de Voordelta. In T0 is niet bij alle tellingen het gedrag bijgehouden, zodat voor deze periode alle vogels in de legenda aangemerkt zijn als kust-gebruikende vogels (waarbij geen onderscheid mogelijk is tussen vogels rustend op stranden en platen en vogels die in de smalle kuststrook foerageren).*



Figuur 5.58 *Afvoer van de Haringvlietsluizen in de maanden mei-juni-juli voor de T0 (2005 en 2006) en T1 (2009-2012).*



Figuur 5.59 *Aantal vogeldagen per jaar voor de maanden mei-juni-juli van vogels in de totale Voordelta voor de kust van Schouwen tot aan de Nieuwe Waterweg met een onderscheid tussen vogels van het open water (figuur 5.56 minus het open zeegebied voor de kust van Walcheren) en de kustzone (figuur 5.57).*

5.4.5 Gebiedsgebruik grote sterns - nadere uitwerking GPS-loggers 2012 en 2013

Grote sterns broedend op de Scheelhoek in 2012 maakte foerageertochten binnen het ingestelde bodembeschermingsgebied en Natura 2000-gebied maar ook ver daarbuiten (§5.3). Op basis van de GPS posities konden voor alle tochten een triplengte (km), tripduur (min) en maximale afstand buiten de kolonie (km) berekent worden die indicatief zijn voor de foerageerefficientie en –investering van individuele sterns. De meest voorkomende tochten in 2012 waren tot 60 km lang (>82%, Figuur 5.60) en duurde korter dan een uur (Figuur 5.61). Naast het grote aandeel ‘korte’ tochten worden ook een flink aantal langere tochten van meer dan 2 uur gemaakt (figuur 5.61). In 2013 was het beeld heel anders dan in 2012. Meer dan de helft van de geregistreerde tochten was in 2013 juist langer dan 60 km (60%, Figuur 5.62) en langer dan twee uur (Figuur 5.63). Van alle complete tochten was 60% tussen de 40 en 60 km.

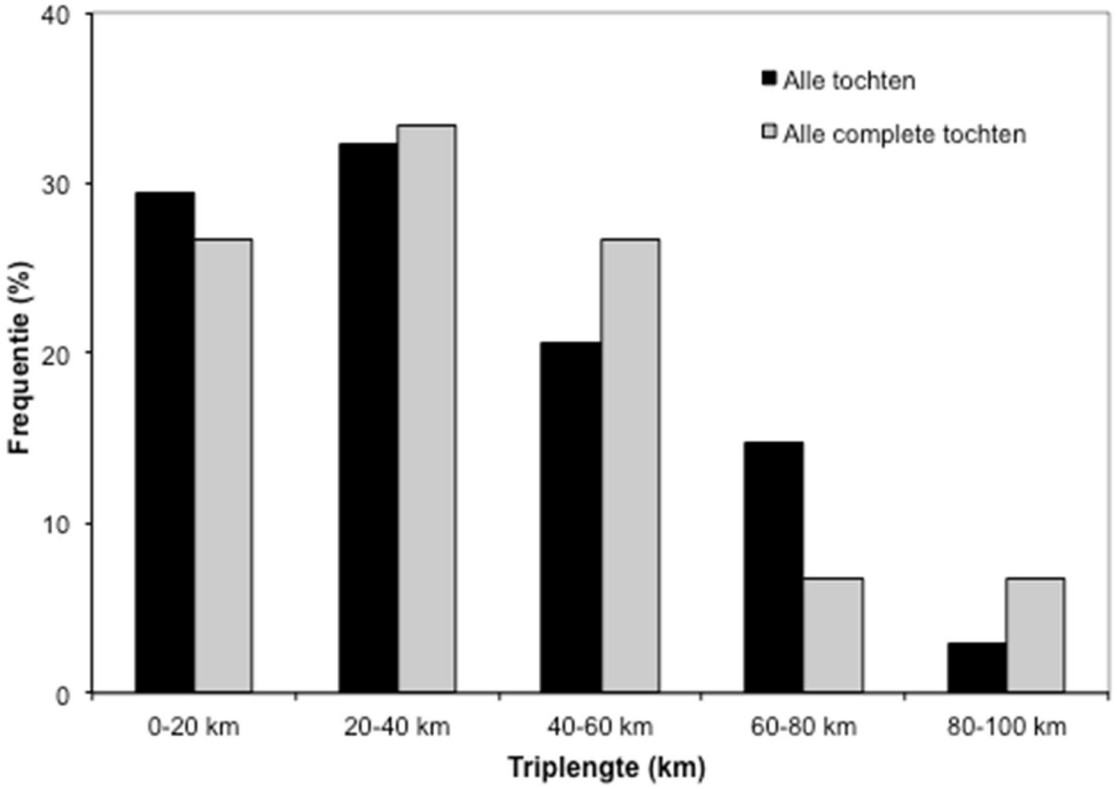
Ondanks de kleine steekproefgrootte leek het erop dat de foerageerlocaties van grote sterns in de loop van het seizoen van 2012 verder weg kwamen te liggen (Figuur 5.64). De vogels jongen van ongeveer één tot twee dagen oud foerageerden relatief dichtbij in het Hinderplaatgebied en ten noordwesten van Goeree met een maximale triplengte van 60 km. De vogel met jongen van ongeveer 2 weken oud foerageerde verder weg van de kolonie in het zeegebied ten westen en noordwesten van Goeree. Vogels met jongen van drie tot vier weken foerageerden tot ver buiten het Natura 2000-gebied tot 100 km afstand (Zie bijlage 4). Wel is het zo dat er beduidend meer neerslag was tijdens het volgen van deze laatste vogels. Aangezien foerageersucces gecorreleerd is aan doorzicht en dus weersomstandigheden (Baptist & Leopold 2010) kan dit van invloed zijn op de afstand die vogels afleggen om tot een succesvolle vangst te komen. Echter vooral de foerageerduur zal afhangen van weer en niet zozeer de locatie. Helaas bleek een dergelijke analyse in 2013 niet mogelijk, omdat slechts één kuikenvoerende vogel, en dus maar één kuikenleeftijd, kon worden gevolgd. Ook van vier van de zes hiervoor beschreven vluchten waar de precieze prooi kon worden vastgesteld zijn deze gegevens beschikbaar en deze worden weergegeven in Tabel 5.14.

In 2013 zijn ook van 4 andere sterns GPS posities opgeslagen tijdens foerageertochten. Echter, al deze vogels hadden geen kuikens meer. Actieradius, triplengte en tripduur zijn daarom van weinig nut binnen de kaders van dit onderzoek. De locaties van de foerageerplekken zeggen wel veel over de voedselbeschikbaarheid binnen de Voordelta. Vandaar dat deze vogels wel worden meegenomen in volgende delen van dit hoofdstuk.

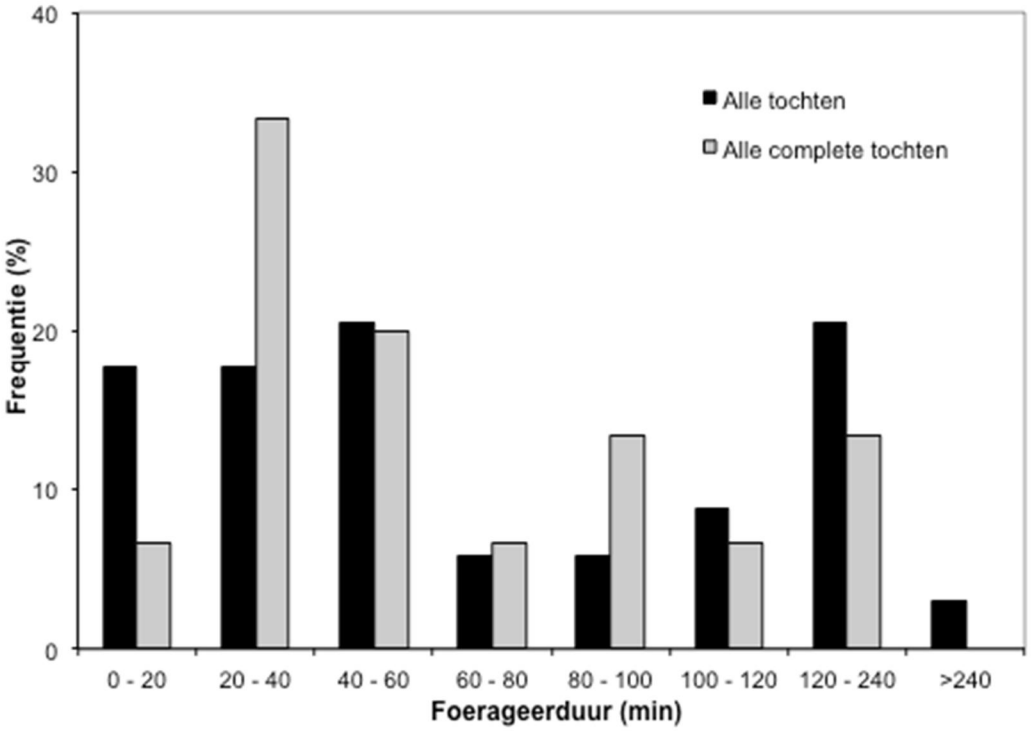
Tabel 5.14 Foerageer- en vluchtduur voor bekende prooien die zijn aangevoerd in de kolonie.

Prooi	Lengte (SL)	Jaar	Vluchtduur	Uitvliegen	Foerageren	Invliegen
Haring	1,75	2012	36	15	11	10
Haring	1,75	2012	41	15	10	16
Haring	1,5	2012	26	11	5	10
Haring	2,25	2012	61*	30*	1*	30*
Zandspiering	2,75	2013	129**	27**	75**	27
Zandspiering	2,75	2013	151	62	47	42

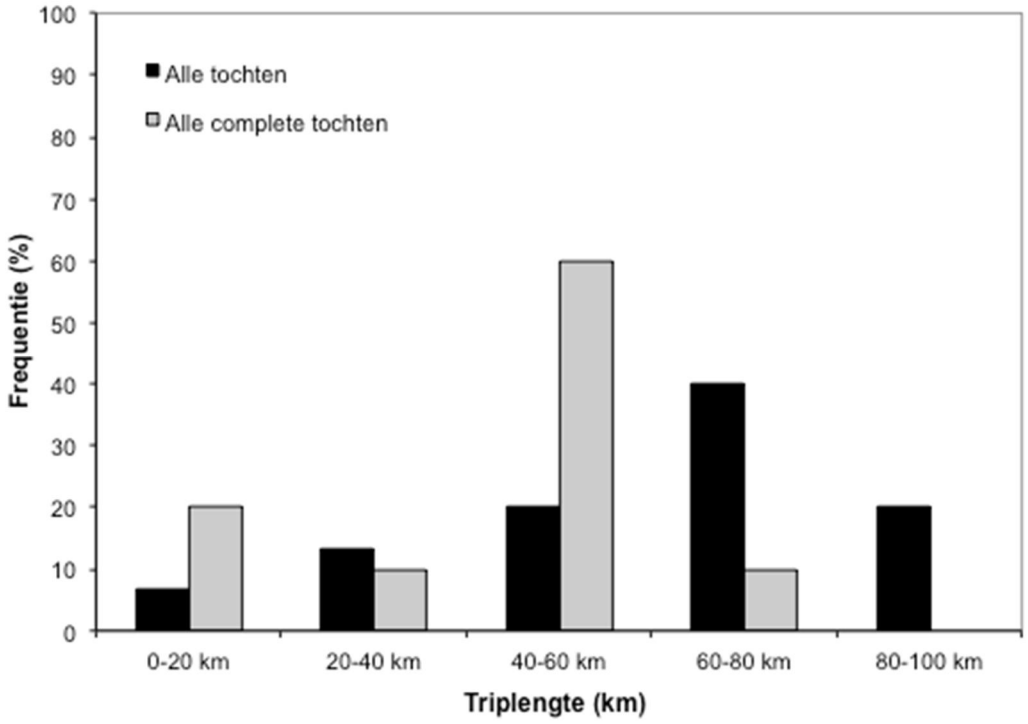
* Van deze haring is alleen een deel van de terugvlucht vastgelegd. Hierdoor is een minimumschatting te geven van de duur van uitvliegen. Dit zal ook de schatting van uitvliegen zijn en deze twee samen (plus een minimum van 1 minuut foerageren) is een minimumschatting van de totale vluchtduur.
** Van deze zandspiering is alleen (een deel van) het foerageren en de terugvlucht vastgelegd. Hierdoor is een minimumschatting te geven van de duur van het uitvliegen en de foerageerduur resulterend in een minimum schatting voor de totale vluchtduur.



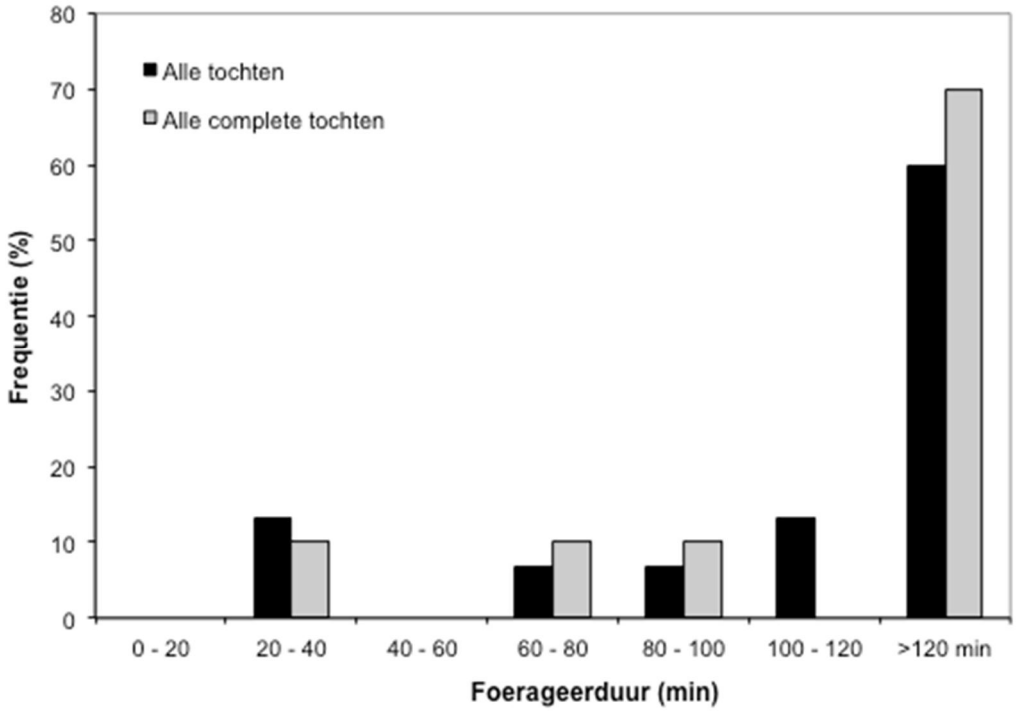
Figuur 5.60 Frequentieverdeling van triplengte van alle 34 tochten en de 15 complete tochten in 2012.



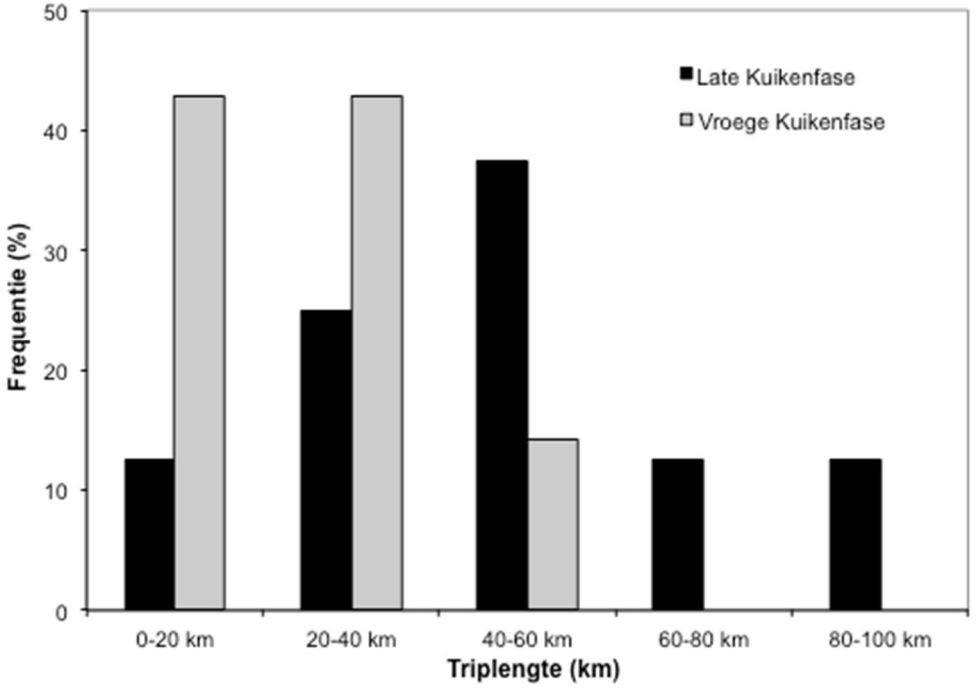
Figuur 5.61 Frequentieverdeling van foerageerduur van alle 34 tochten en de 15 complete tochten in 2012.



Figuur 5.62 Frequentieverdeling van triplengte van alle 15 tochten en de 10 complete tochten in 2013.



Figuur 5.63 Frequentieverdeling van foerageerduur van alle 15 tochten en de 10 complete tochten in 2013.

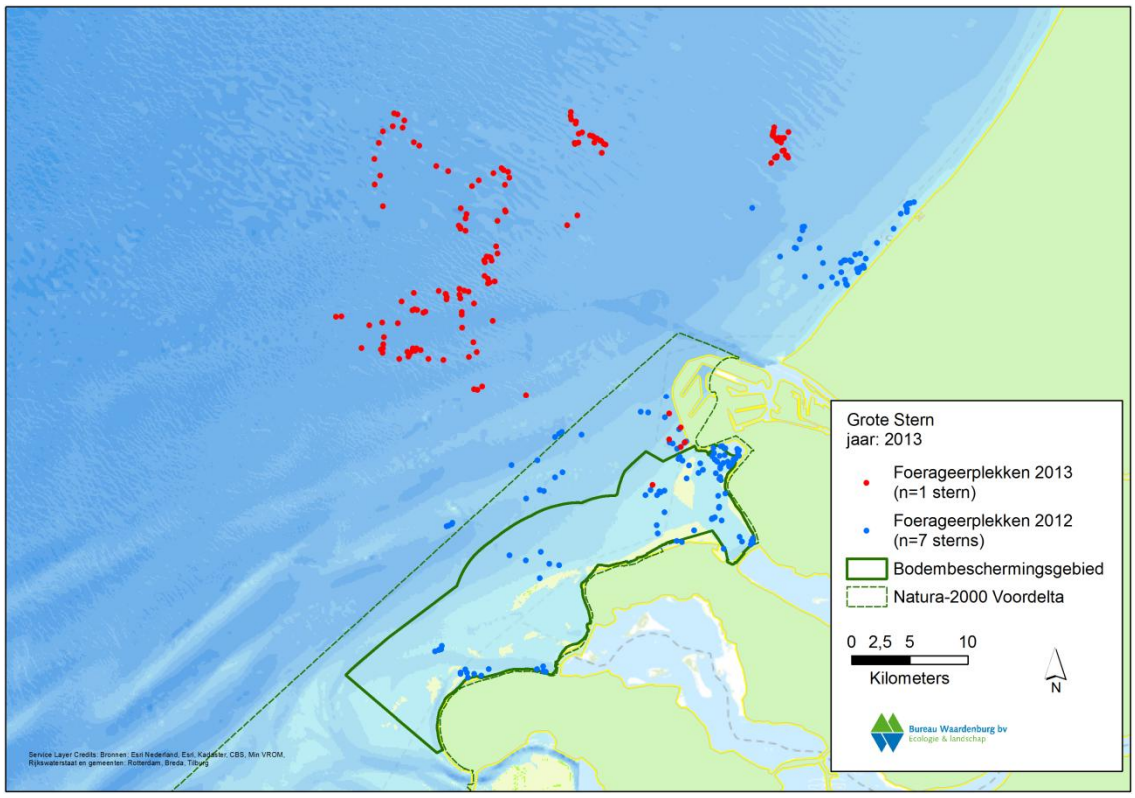


Figuur 5.64 Frequentieverdeling van triplengte van alle complete tochten (n=15) verdeeld tussen vogels in de vroege kuikenfase (eind mei) en de late kuikenfase (halverwege juni) in 2012.

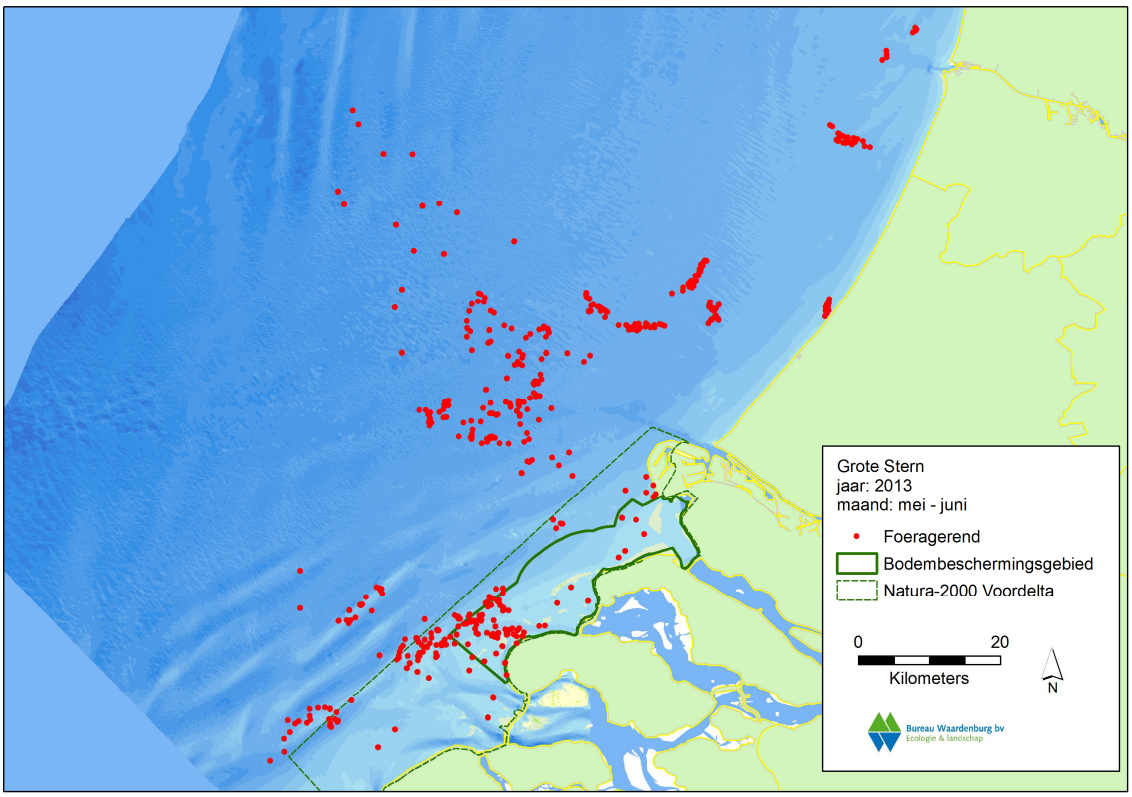
Foerageerlocaties binnen en buiten de Voordelta

De met de GPS-loggers vastgestelde foerageerlocaties voor kuikenvoerende grote sterns van de Scheelhoek lagen in 2012, binnen de Voordelta, van zuid naar noord rond de Verklikkersplaat, de Bollen van de Ooster, het zeegebied ten noorden van Ouddorp, en in het gebied rond de Hinderplaat. Zoals ook uit de vliegtuigtellingen naar voren kwam, bleken grote sterns van de Scheelhoek ook (ver) buiten het Natura 2000-gebied te foerageren ten noordwesten van Goeree, langs de kust van de Tweede Maasvlakte en in het zeegebied tussen Hoek van Holland en Scheveningen (inclusief de Zandmotor) (Figuur 5.65). Een groot deel van de geregistreerde foerageertochten is relatief kort en dichtbij in de Haringvlietmonding. Zo gauw grote sterns de kolonie verlaten en de Haringvlietdam overvliegen zijn er uit de Scheelhoekkolonie twee hoofdroutes. De noordelijke route gaan langs de kust van Voorne (bij de stranden van Rockanje) richting de Hinderplaat of nog verder langs de kust van de Tweede Maasvlakte richting het gebied ten noorden van de Nieuwe Waterweg tot en met de haven van Scheveningen. Eenmaal is een passage van een grote stern door het gebied van de Tweede Maasvlakte waargenomen. De tochten via de westelijke route gaan langs de Kwade Hoek naar het zeegebied ten noorden en noordwesten van Goeree tot aan de Verklikkersplaat. Twee keer sneden grote sterns de bocht van de Kwade Hoek ‘af’ en vlogen over Goeree richting de kolonies op de Scheelhoek. Ook uit visuele waarnemingen blijkt dat vluchten over land regelmatig plaatsvinden. In 2013 lagen de foerageergebieden van één kuikenvoerende grote stern voornamelijk buiten het Natura 2000-gebied Voordelta, ten noordwesten van de kolonie op een afstand tussen de 25 en 50 km (Figuur 5.65). Eenmaal werd er gefoerageerd langs de kust van de Tweede Maasvlakte, eenmaal in de Haringvlietmonding (beide binnen de grenzen van het Natura 2000-gebied), en eenmaal op zo’n 13 km uit de kust van Scheveningen, ten noorden van de kolonie.

De met de GPS-loggers vastgestelde foerageerlocaties van grote sterns van de Scheelhoek met een mislukt broedsel lagen zeer wijd verspreid voor de Franse, Belgische en Nederlandse kust (Figuur 5.66). Eén vogel vloog naar het zuiden en foerageerde bij Le Havre en de Frans/Belgische grens alvorens uit de kolonie te verdwijnen. De overige vogels foerageerden met name binnen de grenzen van het Natura 2000-gebied ten westen van Walcheren, voor de kust van Schouwen en ver uit de kust (tot 75 km) ten noordwesten van Goeree (Figuur 5.66). Eén vogel maakte een tweedaagse tocht langs de kust van Zuid- en Noord-Holland met een overnachting in de Putten en foerageerde op diverse plekken langs de route. De foerageergebieden ten noorden van het Noordzeekanaal werden niet benut vanaf de Scheelhoek maar vanaf diverse overnachtingsplekken op Texel en in de Putten.



Figuur 5.65 Foerageerlocaties van sterns met GPS-loggers in 2012 (blauw) en 2013 (rood).



Figuur 5.66 Foerageerlocaties van alle sterns met GPS-loggers in 2013 waarvan het broedsel mislukte, bereikt tijdens tochten vanuit de Voordelta.

5.4.6 Deelconclusies gebiedgebruik Voordelta

1) De vliegtuigtellingen hebben voor zowel grote sterns als visdieven een goed beeld gegeven van de patronen van het gebiedsgebruik van de Voordelta in ruimte en tijd. Bij het interpreteren van deze patronen, met name bij de vergelijking tussen de T0 en T1, is het belangrijk om de ligging en grootte van de kolonies in de Delta in het achterhoofd te houden en voor de visdief specifiek het spui-regime van de Haringvlietsluizen.
2) Het aantal vogeldagen voor grote sterns ligt de laatste twee jaren van de T1 hoger dan van T0. Deze toename lijkt een direct verband te houden met de hogere broedvogelaantallen in het Haringvliet, maar er wordt ook proportioneel meer gebruik gemaakt van het gebied rond de Tweede Maasvlakte, wat een aanwijzing zou kunnen zijn voor een aantrekkelijker foerageergebied door de habitatverandering van de kustlijn hier.
3) Het aantal vogeldagen voor visdieven ten opzichte van de T0 is duidelijk afgenomen. Dit wordt mogelijk verklaard door een afname van het gebruik van de Haringvlietsluizen alsmede het lagere aantallen broedparen in de Delta.
2) De VHF-zenders gaven een eerste inzicht in de foerageerlocaties van kuiken voerende grote sterns en visdieven, maar vooral het kunnen uitrusten van grote sterns met GPS-loggers heeft veel nieuwe informatie voor deze soort opgeleverd over het gebruik van de Voordelta als foerageergebied. Verschillende foerageergebieden konden worden aangewezen, met name buiten de begrenzingen van het Natura 2000-gebied.
3) Voor visdieven is met behulp van de radiozenders duidelijk geworden waar adulte vogels voedsel zoeken voor hun jongen. Adulte broedende visdieven van de drie in de Noordelijke Delta gevolgde kolonies bleken voornamelijk binnen het

Bodembeschermingsgebied te foerageren, maar dan vooral in de Haringvlietmonding en in het zeegebied rond de Tweede Maasvlakte.

4) Deze bevindingen van het GPS-loggeronderzoek en de vele waarnemingen van adulte sterns met een vis in de snavel vanuit het vliegtuig en vanuit de zodiacs tijdens het pelagisch vissen die buiten de begrenzingen van het Natura 2000-gebied naar de kolonies vliegen lijkt er op te wijzen dat de vissen voor de kuikens relatief ver op zee zowel binnen, maar mogelijk voor een belangrijk deel ook buiten de Voordelta (soms ten noorden van de Nieuwe Waterweg) worden gevangen.
5) Op basis van de data van vogels met een mislukt broedsel met zender of GPS-logger zijn er aanwijzingen dat met name deze vogels relatief dichtbij binnen de Voordelta te vissen zoals rond de platen in de Haringvlietmonding (Hinderplaat) en relatief dichtbij uit de kust van Schouwen en Walcheren, maar ook deze groep vogels gaan ook bij tijd en wijle ver de zee op.
6) Uit de GPS-loggergegevens blijkt dat adulte vogels met een broedsel ongeveer 10% van de tijd buiten de kolonie in de Voordelta gebruikt wordt om te rusten tijdens de complete tochten die met de loggers zijn opgeslagen. Relatief en absoluut is de totale tijd op dagbasis besteed aan rusten op platen in de Voordelta door deze vogels beperkt.
7) Mogelijk dat de grote sterns die tijdens het broedseizoen in de periode mei-juni op de platen zitten voor een groot deel uit niet-broedende adulten bestaan. Dit vermoeden bestond al naar aanleiding van het VHF-zender onderzoek in 2009 en 2010.

5.5 NADERE ANALYSES EN VERBANDEN BROEDBIOLOGIE, DIEET EN FOERAGEERGEDRAG

In de subparagrafen hierna wordt de basisinformatie uit paragraaf 5.3 ten aanzien van het onderzoek in de kolonies naar broedbiologie, dieet en foerageergedrag nader geanalyseerd en worden onderlinge verbanden gelegd. Ook worden verbanden gelegd met de informatie uit de andere onderzoekspercelen. Bij iedere subparagraaf wordt aangegeven aan welke hypothese toetsing de nadere analyse bijdraagt. Aan het eind van deze paragraaf worden alle bevindingen ten aanzien van het onderwerp ‘Broedbiologie, dieet en foerageergedrag’ samengevat in deelconclusies. Deze vormen samen met de eerste bevindingen uit paragraaf 5.3 de basis voor de finale beantwoording van de onderzoekshypothesen die in paragraaf 5.6 plaatsvindt.

5.5.1 Energetische beperkingen van foeragerende grote sterns in relatie tot voedselkwaliteit en -beschikbaarheid

Relatie met de onderzoekhypothesen

De analyse van de energetische beperkingen van foeragerende grote sterns in relatie tot voedselkwaliteit en –beschikbaarheid levert basisinformatie noodzakelijk voor het beantwoorden van:

Hypothese 2: Het aantal grote sterns/visdieven (adult en/of juveniel) in de Delta is onafhankelijk van het voedselaanbod in de Voordelta
Hypothese 4: Het aantal broedende grote sterns/visdieven en het broedsucces van deze broedparen in de Delta is onafhankelijk van effecten zoals beheer van het broedgebied, predatie in de kolonie en klimaatsinvloeden.
Hypothese 7: Er is geen relatie tussen de voedselsituatie lokaal of elders en het aantal grote sterns/visdieven in de Voordelta

5.5.1.1 Inleiding

De bevindingen op het vlak van fluctuaties in dieetsamenstelling, prooilengte en aanvoerfrequentie van prooivissen, zoals gepresenteerd in de paragrafen 5.3.5 en 5.3.6, zijn feitelijk een weerslag van de foerageerbeslissingen die sterns maken op basis van de heersende voedselsituatie. Daardoor is het niet altijd duidelijk hoe een verandering in dieetsamenstelling of lengtes van aangevoerde prooien in de kolonie vertaald kan worden naar wat er zich werkelijk afspeelt in het foerageergebied. Relatief weinig haring in het dieet kan bijvoorbeeld betekenen dat er weinig haring beschikbaar was of dat er veel alternatieve prooien voorhanden zijn.

Om wat meer grip te krijgen op de relatie tussen voedselbeschikbaarheid en de metingen in de kolonie werd een meer modelmatige aanpak gevolgd waarbij op bio-energetische wijze naar de prooidieren wordt gekeken. Om twee redenen werd gekozen voor de grote stern als modelsoort. Enerzijds heeft de grote stern een veel duidelijker en minder flexibele voedselvoorkeur dan de visdief. Hierdoor reflecteren de waarnemingen in de kolonie beter de ontwikkelingen in de foerageergebieden in de Voordelta. Anderzijds foerageren grote sterns exclusief in zout water en verder uit de kust dan visdieven. Hierdoor worden ze potentieel sterker beïnvloed door de Tweede Maasvlakte en de compensatiemaatregelen dan visdieven (met uitzondering van de kolonies die in de onmiddellijke omgeving van de Tweede Maasvlakte liggen zoals het Visdiefeiland en de Vogelvallei).

5.5.1.2 Model

Voor de grote stern werd berekend hoeveel energetische marge of keuze een foeragerende adult heeft bij de keuze van een prooi voor zijn opgroeiend jong. De details van deze berekening worden gegeven in Bijlage 12. Samengevat komt het op het volgende neer. Een foeragerende adult moet telkens een keuze maken voor een bepaalde prooisoort en een bepaalde prooilengte die het best past bij de grootte van zijn jong. Daarbij zijn er twee randvoorwaarden:

1. de prooi moet voldoende energie opleveren voor de verdere groei van het jong (energetische beperking)
2. de prooi mag niet te groot zijn want dan kan het kuiken die prooi niet meer doorslikken (fysieke beperking)

De twee ‘knoppen’ waar de oudervogel aan kan ‘draaien’ zijn de keuze van de prooisoort en de keuze van de prooilengte. Deze beide keuzemogelijkheden hebben een effect op de foerageerlocatie en dus op de vluchtduur. Bij een bepaalde ruimtelijke verdeling van de prooidieren betekent dit dus een set aan mogelijke ‘trade-offs’ tussen prooisoort, prooilengte en vluchtduur.

Voor het model werden eerst de randvoorwaarden gekwantificeerd:

1. wat is de minimale energetische behoefte bij een bepaalde kuikenleeftijd?
2. wat is de maximale grootte van een prooi die kan worden doorgeslikt op een bepaalde kuikenleeftijd?

Deze beide randvoorwaarden leiden per prooisoort tot een range aan prooilengtes die per tijdseenheid kunnen worden aangevoerd om in de energiebehoefte van een kuiken van een bepaalde leeftijd te voorzien. Hoe verder weg de prooi dient te worden gehaald (en dus hoe groter de tussenpozen tussen twee voederbeurten van het jong), des te groter de prooi moet zijn om de energiebehoefte te dekken. Aan de prooilengte zit een bovengrens die wordt bepaald door de grootte van de keelopening van het kuiken.

5.5.1.3 *Gegevens-input*

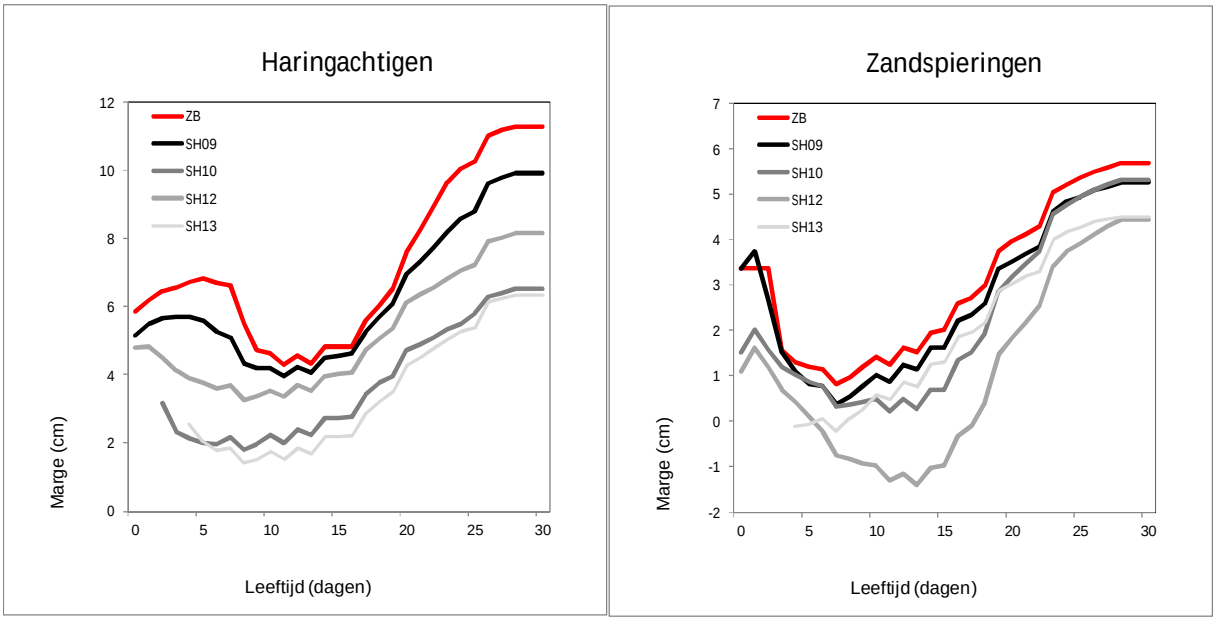
Tijdens het kolonie-onderzoek op de Scheelhoek werden jaarlijks gegevens verzameld over de duur van een voedselvlucht en de kans dat een prooi uiteindelijk werd opgegeten door het kuiken. Beide variabelen zijn afhankelijk van de prooisoort en de prooilengte (zie Bijlage 11). Deze gegevens werden gebruikt om te bepalen wat de **minimale prooigrootte** is die een grote stern naar zijn kuiken moet brengen om te voldoen aan de dagelijkse energiebehoefte (gegevens over de dagelijkse energiebehoefte zijn afkomstig van Klaassen *et al.* (1992), zie Bijlage 11). Uit metingen van de grootte van de keelopening van grote sternenkuikens van verschillende leeftijden (gegevens afkomstig van Griend 1993-1996) werd vervolgens berekend wat de **maximale prooigrootte** is die een kuiken nog kan doorslikken. De maximale prooigrootte is afhankelijk van zowel de prooisoort als van de leeftijd van het kuiken (zie bijlage 10).

5.5.1.4 *Resultaten*

Grote sterns brengen nagenoeg alleen haringachtigen en zandspieringen aan naar de kolonie (zie paragraaf 5.3.4). Voor beide prooisoorten werd de minimale en maximale prooigrootte berekend die nodig is om in de energie-behoefte van een kuiken van een bepaalde leeftijd te voorzien. Het verschil tussen deze minimale en maximale prooigrootte geeft de range van prooilengtes waartussen een oudervogel kan kiezen op een bepaalde leeftijd van zijn kuiken. Die marge tussen kleinst mogelijke en grootst mogelijke prooien is over het algemeen vrij groot aan het begin en aan het einde van de kuikenfase (Figuur 5.67). Tussen dag 10 en dag 15 is de marge een stuk kleiner. In die periode piekt de energiebehoefte van de kuikens, maar zijn de kuikens nog niet groot genoeg om de grote, energierijke prooien door te slikken. De marge in prooigrootte verschilde sterk tussen de onderzoeksjaren.

Hieronder worden de belangrijkste uitkomsten van het ‘model’ besproken.

In **2009** hadden de grote sterns op de Scheelhoek een ruime keuze wat betreft de grootte van de haringachtigen als gevolg van een relatief korte foerageerduur. Zelfs tussen dag 10 en 15 bedroeg de theoretische marge tussen de kleinst en grootst mogelijk haringachtige nog altijd meer dan 4,5 cm. Zandspiering was in die fase van het kuikenstadium een minder voor de hand liggende keuze, omdat de marge in zandspieringlengte voor kuikens van 10-15 dagen oud slechts ongeveer 1 cm bedroeg.
In **2010** lagen de kaarten heel anders. Het duurde veel langer dan in 2009 om een haringachtige van geschikte lengte aan te brengen (zie Bijlage 11). Vooral aan het begin van de kuikenfase waren de keuzemogelijkheden daardoor vrij beperkt en moesten de oudervogels heel specifiek kiezen voor haringachtigen van een bepaalde lengte met een marge van slechts ongeveer 2 cm. Ook de marges voor zandspiering waren (net als in 2009) in die fase uitermate beperkt.
In **2012** was de foerageerduur om haringachtigen van geschikte lengte naar de kolonie te brengen weer een stuk korter wat resulteerde in minimale marges van ongeveer 4 cm. Er werden nauwelijks kleinere zandspieringen aangebracht in 2012. Het was zelfs niet mogelijk om kuikens tussen 6 en 17 dagen oud van voldoende energie te voorzien op een dieet van enkel zandspiering.
In **2013** werden tijdens de eerste twee levensweken van de kuikens nauwelijks haringachtigen aangebracht naar de kolonie, waardoor de ouders zeer beperkt waren in hun prooikeuze. Dit komt ook tot uiting in de dieetsamenstelling van de kuikens. Figuur 5.43 laat immers zien dat in 2013 in de eerste levensweken relatief veel andere prooien dan haringachtigen en zandspieringen werden aangevoerd, hetgeen in andere jaren niet het geval was.



Figuur 5.67 Marges tussen de kleinste en grootse prooi waarvoor de ouders kunnen kiezen om hun kuikens optimaal te laten groeien.

Hieruit wordt een aantal zaken duidelijk:

1. In de eerste twee levensweken zijn zandspieringen een veel minder voor de hand liggende prooisoort dan haringachtigen, omdat de range in lengtes van zandspiering waaruit ze kunnen kiezen dan uiterst beperkt is. Op de Scheelhoek was het in 2012 zelfs niet mogelijk om kuikens tussen 6 en 17 dagen oud van voldoende energie te voorzien op een dieet van enkel zandspiering.
2. Vooral als de kuikens 10 tot 15 dagen oud zijn ontstaat een kritische periode. Enerzijds piekt de energiebehoefte van de kuikens op dat moment, maar anderzijds zijn de kuikens nog niet groot genoeg om de grotere prooivissen door te slikken. De oudervogels worden daardoor gedwongen om te kiezen uit een relatief beperkte range van prooilengtes: groot genoeg om te voldoen aan de hoge energiebehoefte van hun kuiken en niet te groot zodat ze nog kunnen worden doorgeslikt. In sommige jaren duurt het iets langer om een prooivis te vangen en naar de kolonie te voeren dan in andere jaren, waardoor de keuzemogelijkheid in die kritische periode nog beperkter is. Dat was vooral het geval voor haringachtigen in 2010 en 2013 en voor zandspiering in 2013.
3. Vanaf een leeftijd van 20-tal dagen wordt de keuzemogelijkheid weer een stuk groter, omdat de energiebehoefte van de kuikens afneemt (er wordt minder energie in groei gestoken) en ze al vrij grote exemplaren kunnen verorberen. Vanaf dan behoort ook zandspiering weer tot de reële keuzemogelijkheid van grote sternenouders.
4. In het geval van haringachtigen zijn de keuzemogelijkheden een stuk groter dan voor zandspiering. Zeker in de eerste levensdagen en op het einde van het kuikenseizoen hebben de oudervogels een ruimere keuze in prooilengtes dan wanneer ze voor zandspiering zouden kiezen. Ook voor haringachtigen geldt echter dat er voor een optimale groei van de kuikens een kritische periode is waarin de keuze voor bepaalde prooilengtes beperkt is.
5. Uit de modelberekeningen volgt dat in 2009 en 2012 ook tijdens de meest kritische periode de marge in de keuze voor haringachtigen nog altijd ongeveer 4 cm bedroeg. In

2010 en 2013 ging het de oudervogels op de Scheelhoek een stuk slechter af. Omdat de foerageerduur hoger lag dan in 2009 en 2012 was de keuzemogelijkheid al vanaf dag 3 vrij beperkt en hadden de oudervogels tot het moment dat de kuikens ongeveer 15 dagen waren slechts een keuzemarge van ongeveer 2 cm. In 2013 ging dat gepaard met een relatief hoge foerageerduur voor zandspiering en waren de grote sterns in de eerste twee levensweken gedwongen om ook voor andere prooisoorten te kiezen.

5.5.2 Relatie tussen voedselaanbod, weersomstandigheden en conditie/broedsucces

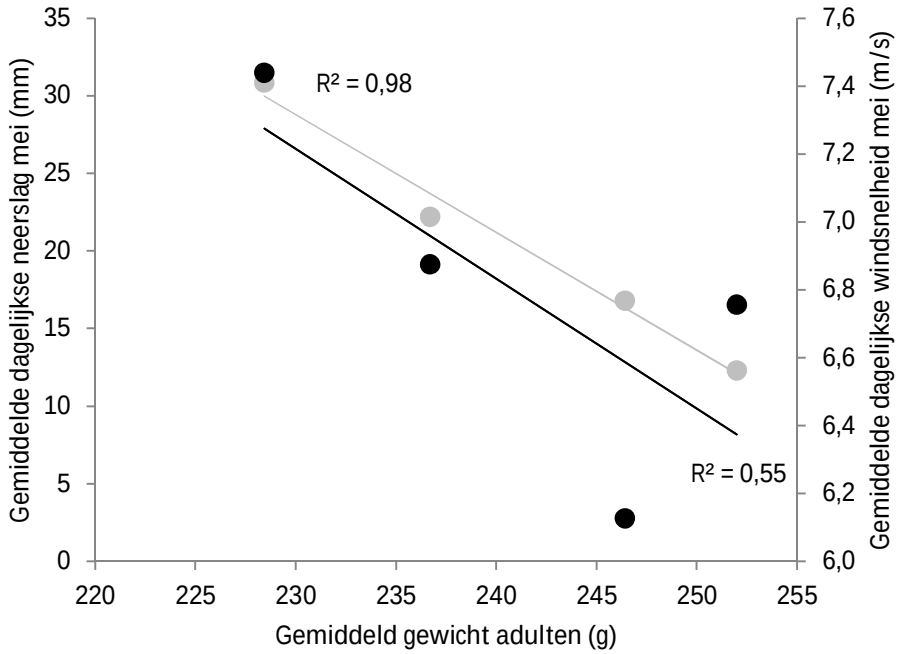
Relatie met de onderzoekhypothesen
De analyse van de relatie tussen voedselaanbod, weersomstandigheden en conditie/broedsucces levert basisinformatie noodzakelijk voor het beantwoorden van:

Hypothese 2: Het aantal grote sterns/visdieven (adult en/of juveniel) in de Delta is onafhankelijk van het voedselaanbod in de Voordelta
Hypothese 4: Het aantal broedende grote sterns/visdieven en het broedsucces van deze broedparen in de Delta is onafhankelijk van effecten zoals beheer van het broedgebied, predatie in de kolonie en klimaatsinvloeden.
Hypothese 7: Er is geen relatie tussen de voedselsituatie lokaal of elders en het aantal grote sterns/visdieven in de Voordelta

5.5.2.1 Conditie adulte grote stern

Dieetsamenstelling en voedselkwaliteit
De gewichten van adulte grote sterns gevangen op de Scheelhoek werden gerelateerd aan de samenstelling en kwaliteit van het dieet zoals afgeleid uit de faecesanalyse. Het gewicht van adulte vogels vertoonde een negatieve correlatie met het percentage energie dat uit zandspieringachtigen werd verkregen ($r = -0{,}498$; $p < 0{,}001$).
Er werd in een lineaire regressie geen relatie gevonden tussen het gemiddeld gewicht van de adulten en de kwaliteit van het dieet. Er werd tevens geen relatie gevonden tussen de gemiddelde lengte en energie-inhoud van haringachtigen (respectievelijk $p = 0{,}115$ en $p = 0{,}06$) en zandspieringen (respectievelijk $p = 0{,}116$ en $p = 0{,}667$) enerzijds en het gewicht van de adulte vogels anderzijds.

Weersomstandigheden
Het gewicht van adulte vogels vertoonde een negatieve correlatie met de gemiddelde windsnelheid ($r=-0{,}459$; $p < 0{,}001$) en neerslaghoeveelheid ($r=-0{,}541$; $p < 0{,}001$) tijdens de periode van het broeden (Figuur 5.68). Voor deze test werden alle gewichten van de adulte vogels meegenomen, in Figuur 5.68 werden enkel de gemiddelde gebruikt (vandaar de andere r-waarden).



Figuur 5.68 *Invloed van de gemiddelde dagelijkse neerslag (mm, grijze bollen) en gemiddelde dagelijkse windsnelheid (m/s, zwarte bollen) in de 21 dagen voor het uitkomen van de kuikens en de gemiddelde adulte conditie (gemiddeld gewicht van alle op het nest gevangen adulten op de Scheelhoek).*

5.5.2.2 *Broedsucces grote stern*

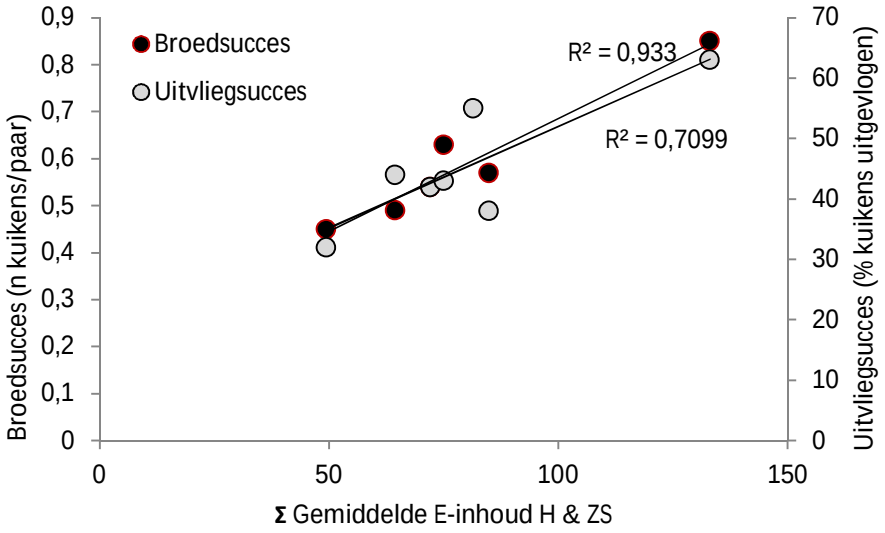
Dieetsamenstelling en voedselkwaliteit

De relatie tussen de dieetsamenstelling en de voedselkwaliteit enerzijds en het broed- en het uitvlieg-succes van de grote stern anderzijds werd onderzocht. Als indicatieve maat voor het voedselaanbod werd de gemiddelde foerageerduur voor haringachtigen en zandspieringen genomen. Hier werd een positieve correlatie tussen de foerageerduur voor haringachtigen en het broedsucces gevonden, deze was echter niet significant ($r = 0,751$; $p = 0,08$). Als maat voor de voedselkwaliteit in een jaar werd de som van de gemiddelde energie-inhoud van alle in dat jaar naar de kuikens aangebrachte haringachtigen en zandspieringen genomen. Er werd een positieve correlatie gevonden tussen deze waarden en het broedsucces ($r = 0,961$; $p < 0,001$) en het uitvliegsucces ($r = 0,842$; $p < 0,05$) (Figuur 5.69) in dat jaar.

Weersomstandigheden

Modelselectie

Om de effecten van weersomstandigheden en de voedselkwaliteit op de conditie van kuikens van de grote stern na te gaan werd een model met achterwaartse selectie gerund. Hierin werden de parameters temperatuur (in de vorm van de som van de gemiddelde temperatuur van de voorgaande drie dagen in °C), wind (in de vorm van de som van de gemiddelde windsnelheid van de voorgaande drie dagen in 0.1 m/s), neerslag (in de vorm van de totale neerslaghoeveelheid van de voorgaande drie dagen in mm) en de totale energie-aanvoer per dag (kJ) in de levensweek die overeenstemt met de leeftijd van het kuiken opgenomen.



Figuur 5.69 *Relatie tussen het broedsucces en het uitvliegsucces van kuikens van de grote stern en de som van de gemiddelde energie-inhoud van alle naar de kuikens aangebrachte haringachtigen en zandspieringen op de Scheelhoek en Markenje.*

Doordat telkens dezelfde individueel herkenbare kuikens werden opgemeten binnen tijdsreeksen van uitkomst tot uitvliegen zijn de 'conditiemetingen' niet onafhankelijk. Verschillende conditiemetingen van hetzelfde kuiken zijn onderling waarschijnlijk meer gecorreleerd dan met de conditiemetingen van kuikens van andere nesten. Dit is het gevolg van variatie tussen individuele kuikens (sterke-zwakke kuikens) maar ook tussen hun ouders (goede-slechte ouders). Bovendien vertoont een conditiemeting van een kuiken op 10 mei

meer overeenkomst met een conditiemeting van datzelfde kuiken op 12 mei dan met en meting van 5 juni.

Om hieraan tegemoet te komen werd de factor ‘kuiken’ opgenomen als random intercept, en werd ook gecorrigeerd voor de temporele autocorrelatie binnen elke conditie-tijdsreeks (corCAR1). Dit leverde telkens een significant beter model op vergeleken met haar lineair analoog (bijvoorbeeld voor de tweede output: L=215.06, df=2, p<0,0001). In eerste instantie werd temperatuur, wind, neerslag en de totale energie-aanvoer als verklarende parameters voor de kuikenconditie opgenomen in een ‘linear mixed effects model‘ (maximale gerunde model).

Het maximale gerunde model is:

- Conditie ~ Temp + Wind + Neerslag + Energie

```
> anova(Max.Modelc,Max.Model.ACc,Max.Model.AC.REc)
                 Model df      AIC      BIC    logLik   Test  L.Ratio p-value
Max.Modelc           1  6 11629.85 11661.85 -5808.926
Max.Model.ACc        2  7 11437.07 11474.40 -5711.536 1 vs 2 194.7786  <.0001
Max.Model.AC.REc     3  8 11418.79 11461.45 -5701.395 2 vs 3  20.2831  <.0001

> anova(Max.Modelc,Max.Model.AC.REc)
                 Model df      AIC      BIC    logLik   Test  L.Ratio p-value
Max.Modelc           1  6 11629.85 11661.85 -5808.926
Max.Model.AC.REc     2  8 11418.79 11461.45 -5701.395 1 vs 2 215.0617  <.0001
```

Resultaat

Het uiteindelijk resterende model is:

- Conditie ~ Wind + Energie

```
> summary(AC.RE2c)

Linear mixed-effects model fit by maximum likelihood
 Data: Conditie_base
       AIC      BIC    logLik
  11382.77 11414.79 -5685.387

Random effects:
 Formula: ~1 | Kuiken
        (Intercept) Residual
StdDev:    4.216842  9.75975

Correlation Structure: Continuous AR(1)
 Formula: ~Dag | Kuiken
 Parameter estimate(s):
      Phi
0.6111475

Fixed effects: Conditie ~ Wind + Energie
                 Value Std.Error   DF   t-value p-value
(Intercept)  2.9276245 1.6337568 1291  1.791959  0.0734
Wind        -0.0360910 0.0053379 1291 -6.761295  0.0000
Energie      0.0081018 0.0031427 1291  2.577968  0.0100

Correlation:
        (Intr) Wind
Wind    -0.738
```

```
Energie -0.725  0.146

Standardized Within-Group Residuals:
          Min           Q1          Med           Q3          Max
-4.159369129 -0.579945798  0.005393501  0.579415941  3.802750618

Number of Observations: 1535
Number of Groups: 242
```

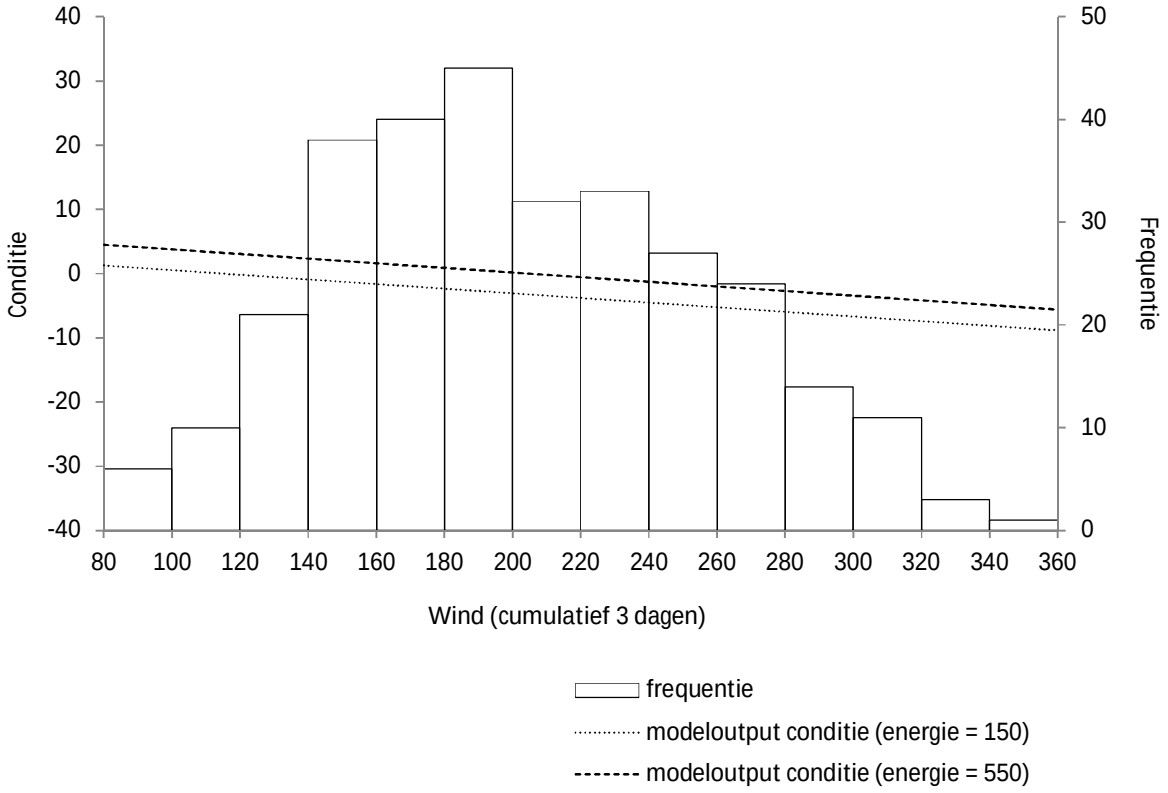
De kuikenconditie wordt positief beïnvloed door de totale energie-aanvoer per dag en negatief door de windomstandigheden in de 3 dagen voorafgaand aan de meetdag. Binnen de range van regelmatig voorkomende windomstandigheden in april en mei (97 % tussen een wind-som van 100-300 (dit is 10-30 m/s)) bedraagt het effect op de gemiddelde kuikenconditie -7,38.
Tegelijkertijd ligt 94% van de aangevoerde energie tussen 150 - 550 kJ/dag. Binnen deze range bedraagt het positief effect op de kuikenconditie +3,24 (Figuur 5.70). Het windeffect is dus groter dan het effect van de aangevoerde energie, maar is ten opzichte van de nog resterende onverklaarde variatie (de standaarddeviatie van de residuen bedraagt 9,25) nog steeds vrij klein.

Binnen de marges van de windwaarden die in de periode 2009-2013 in de Delta werden gemeten kan worden gesteld dat deze nooit van die aard waren dat ze de conditie zodanig negatief beïnvloed hebben dat dit gevolgen had voor het uiteindelijke uitvliegsucces. Ter illustratie, bij zeer ongunstige windomstandigheden (windsom van 300) en een lage energie-aanvoer (aangevoerde energie 150 kJ/dag) zal de gemiddelde kuikenconditie -6,68 bedragen. Maar zelfs dan zal 99,7% van alle kuikens in een conditie verkeren die hoger is dan -34,4 (= -6,68 – 3*9,25) en dus voldoende fit zijn om te overleven.

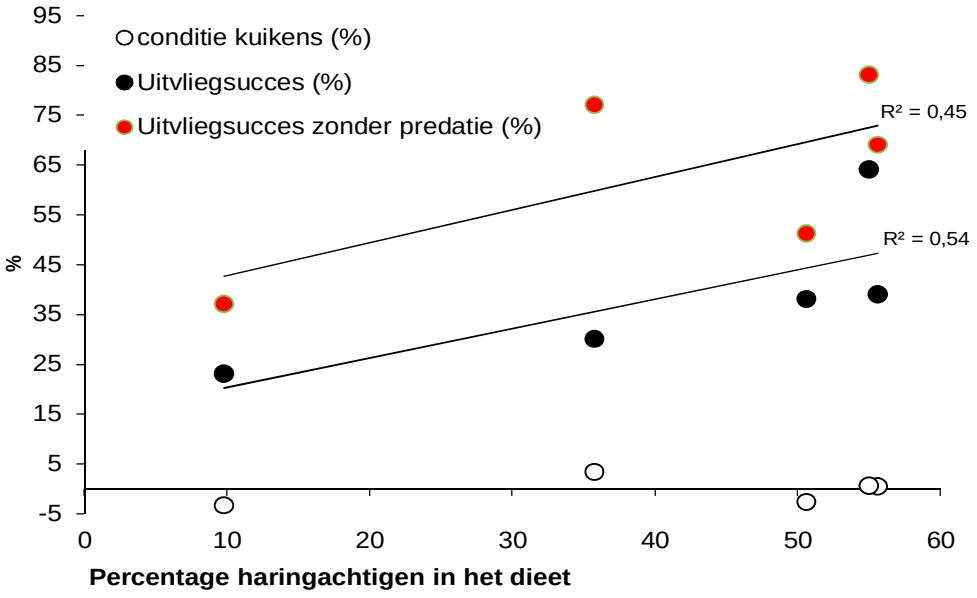
5.5.2.3 Broedsucces visdief

Voedselaanbod- en kwaliteit

Hoewel er een positieve correlatie lijkt te zijn tussen het percentage haringachtigen in het dieet van de visdiefkuikens en het uitvliegsucces is deze niet significant (r = 0,737; p = 0,15; Figuur 5.71). Ook zonder de gepredeerde kuikens is er geen significant verband (r = 0,673; p = 0,21). De kuikenoverleving was evenwel het hoogst in de periode 2011 tot 2013, toen ook het aandeel haring in het aangevoerde voedsel het hoogst was. De lage kuikenoverleving in 2010 komt dan weer overeen met een zeer laag aandeel haringachtigen in het dieet van de visdiefkuikens. Het lijkt dus waarschijnlijk dat er vooralsnog te weinig gegevens zijn (n = 5 jaren) om een relatie tussen de dieetsamenstelling van visdiefkuikens en het uitvliegsucces hard te maken.



Figuur 5.70 *Voorspelde kuikenconditie van grote stern bij gegeven windomstandigheden en twee verschillende voedselsituaties.*



Figuur 5.71 *Relatie tussen het percentage haringachtigen in het dieet van de visdiefkuikens op de Scheelhoek (periode 2009-2013) en de conditie van de kuikens enerzijds en de overleving van de kuikens anderzijds.*

5.5.3 Relatie tussen het dieet van grote sterns en gegevens pelagische bemonsteringen

Relatie met de onderzoekhypothesen
De analyse van de relatie tussen het dieet van grote sterns en gegevens pelagisch bemonsteringen levert basisinformatie noodzakelijk voor het beantwoorden van:

Hypothese 2: Het aantal grote sterns/visdieven (adult en/of juveniel) in de Delta is onafhankelijk van het voedselaanbod in de Voordelta
Hypothese 4: Het aantal broedende grote sterns/visdieven en het broedsucces van deze broedparen in de Delta is onafhankelijk van effecten zoals beheer van het broedgebied, predatie in de kolonie en klimaatsinvloeden.
Hypothese 7: Er is geen relatie tussen de voedselsituatie lokaal of elders en het aantal grote sterns/visdieven in de Voordelta

Figuur 5.72 vergelijkt de lengtes van haringachtigen (haring, sprot en ongedetermineerde haringachtigen) in het dieet van adulte en kuikens van grote stern enerzijds en de lengtes in de vangsten door Bureau Waardenburg (met pelagisch net onder foeragerende groepen grote sterns) en Imares (vaste staalnamepunten met garnalenboomkor). Figuur 5.73 toont deze gegevens voor zandspiering (kleine zandspiering en smelt). De gegevens over het adulte dieet werden afgeleid uit de analyse van faeces verzameld rond nesten van broedende vogels (zie paragraaf 5.3.4). De frequentieverdelingen van het kuikendieet werden bepaald aan de hand van de protocollen gemaakt vanuit de schuilhut (Scheelhoek) of van aanvliegende vogels met prooi (Markenje).

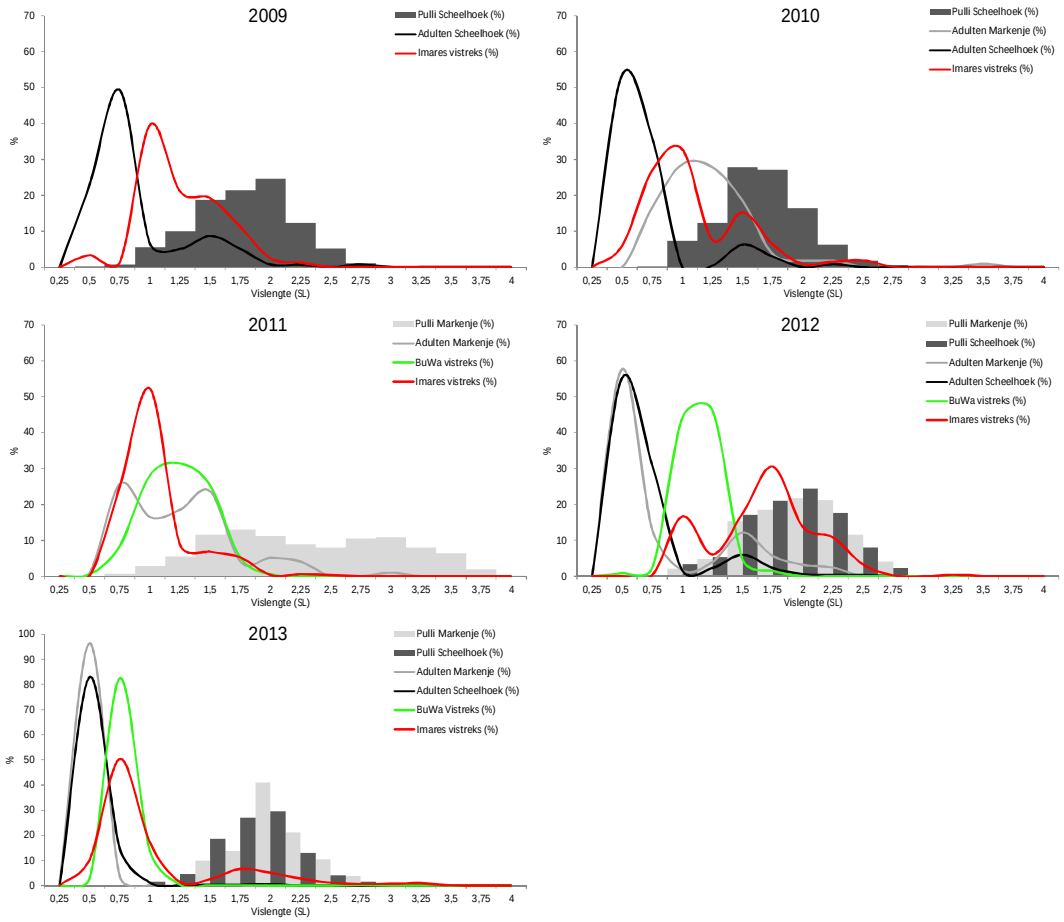
Haringachtigen
In alle jaren bestond het **adulte dieet** uit duidelijk kleinere haringachtigen dan het kuikendieet (Figuur 5.72). Op de Scheelhoek bestond het adulte dieet in alle vier de jaren waarin een kolonie aanwezig was voor het grootste deel (>70 %) uit haringachtigen kleiner dan 1 SL (ongeveer 5,5 cm). Meestal is ook een kleinere piek rond de 1,5 SL (ongeveer 8 cm) te zien, wat overeenkomt met tweedejaars haringen. Alleen in 2013 is er geen tweede piek vastgesteld. De lengteverdeling van haringachtigen in het adulte dieet op Markenje komt in 2012 en 2013 erg goed overeen met dat van de vogels van de Scheelhoek. In 2010 was dat niet het geval en werden op Markenje veel grotere haringachtigen aangetroffen in het adulte dieet.
In 2009 en 2010 bestond het **kuikendieet** van grote sterns op de Scheelhoek voor het grootste gedeelte uit haringachtigen van 1,25 tot 2 SL (7-11 cm). In 2012 en 2013 werden vrij veel haringachtigen groter dan 2 SL aangevoerd. De grootste haringachtigen (tot 3,75 SL of 20 cm) werden in 2011 naar de kuikens op Markenje aangebracht. In 2012 en 2013 kwam de lengtefrequentieverdeling van haringachtigen in het kuikendieet erg goed overeen tussen beide kolonies.

Wanneer we de gegevens van de **visbemonstering van Bureau Waardenburg** (die onder foeragerende adulte grote sterns werden gedaan in de periode dat voedsel voor de kuikens werd gevangen) naast de dieetgegevens leggen, blijkt er geen verband tussen de lengtefrequentie van de met het net gevangen haringachtigen en die van de haringen in het kuikendieet. In alle drie de jaren was de bulk van de bemonsterde haringachtigen kleiner dan

1,5 SL, terwijl die in het kuikendieet hoofdzakelijk groter dan 1,5 SL waren. De lengtefrequentie van de bemonsterde haringachtigen komt wel goed overeen met die in het adulte dieet. Mogelijke verklaringen (evt. in combinatie) hiervoor zijn:

1. De grotere haringachtigen die hoofdzakelijk aan de kuikens worden gevoerd zitten verder van de kust af waar de pelagische visbemonsteringen werden uitgevoerd en de groepen sterns waaronder werd gevist waren vooral voor zichzelf aan het foerageren. Tijdens het vissen werd in elk geval waargenomen dat een groot deel van de gevangen vissen door de adulte vogels zelf werd geconsumeerd (waarnemingen tijdens de pelagische visbemonsteringen). Wanneer we rekening houden met de groei van de vissen in de periode tussen het verzamelen van de monsters voor het bepalen van het adulte dieet (mei) en de vistrekken (na half juni), gaat het dus wel degelijk over dezelfde jaarklasse.
2. Grotere haringachtigen maken slechts een heel beperkt deel uit van een school haringachtigen en worden dan ook veel minder gevangen, zowel tijdens de vistrekken als door de adulte vogels. Dat zou ook verklaren waarom de meeste gevangen vissen door de adulte vogels worden opgegeten. Dit werd ook vastgesteld bij foeragerende visdieven voor de Haringvlietsluizen in 2011: alle kleine visjes en garnalen werden door de adulten opgegeten, zodra een haringachtige werd gevangen werd die naar de kolonie gebracht.
3. Grotere haringachtigen zijn wel aanwezig maar worden niet gevangen met de toegepaste vangstmethodiek voor de visbemonstering. In dat geval zouden de nu verkregen bemonsteringsdata niet representatief zijn voor het werkelijke prooiaanbod.

De visbemonstering door Imares laat een hoger percentage grotere haringachtigen zien in vergelijking met de BuWa-gegevens. Vooral in 2012 is dit opvallend. Niettemin vertonen ook deze lengtefrequentieverdelingen vooral een grote overeenkomst met deze in het adulte dieet en in veel mindere mate met het kuikendieet dat in de meeste jaren haringachtigen uit grotere lengteklasses bevat dan er tijdens de visbemonsteringen worden gevangen. De lengtefrequentie van de haringachtigen werd omwille van de hoge aantallen Haring vooral door deze soort bepaald in 2009, 2011 en 2013. In 2010 en 2012 echter bepaalden zowel Sprot als Haring de lengtefrequentiecurve gezien de meer vergelijkbare dichtheden.



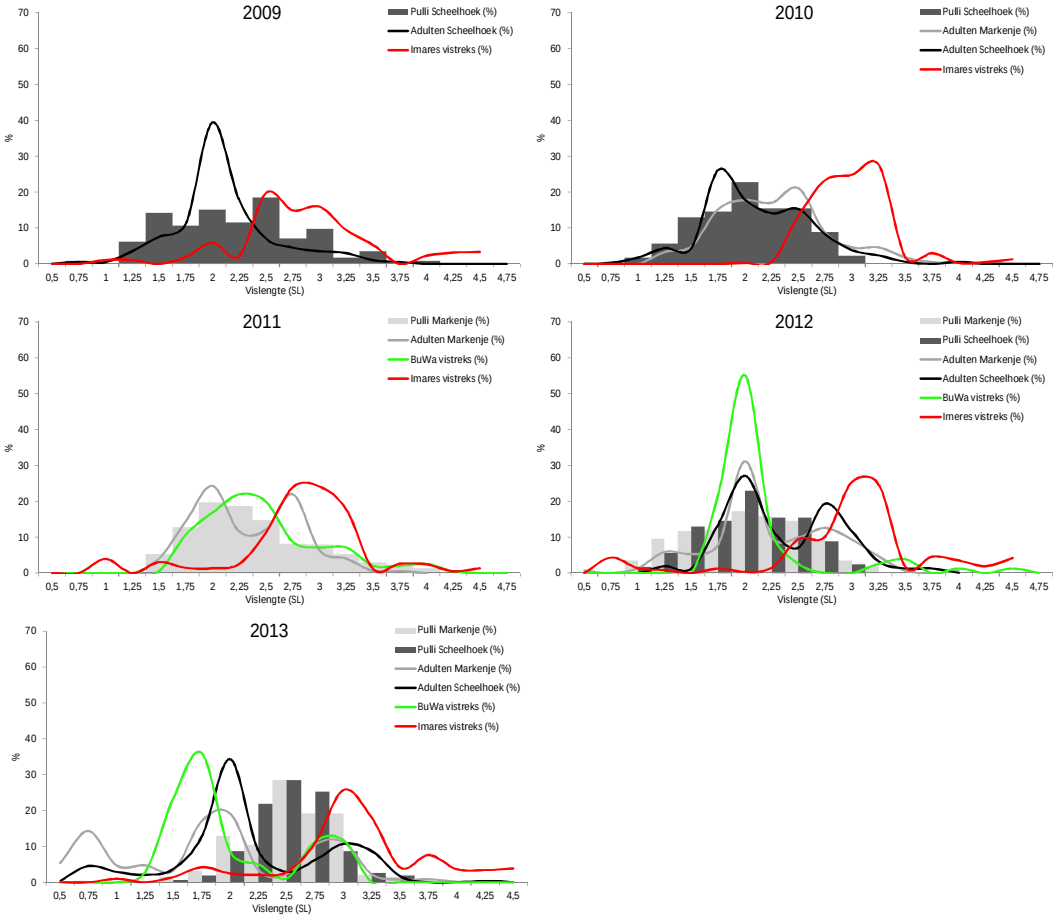
Figuur 5.72 *Vergelijking van de lengtefrequentie van haringachtigen in het dieet van adulte grote sterns (op basis van otolieten gevonden in faeces), in het kuikendieet (op basis van voedselprotocollen vanuit de schuilhut (Scheelhoek) en van aanvliegende vogels (Markenje)) in de vijf onderzoeksjaren enerzijds en de vangsten met pelagisch net, uitgevoerd door Bureau Waardenburg (in 2011, 2012 en 2013) en met garnalenboomkor door Imares (in de vijf onderzoeksjaren) anderzijds.. De categorie 1 snavellengte (SL) komt ruwweg overeen met 5 cm, 1,75 SL met 10 cm, 2,75 SL met 15 cm en 3,75 SL met 20 cm. Het aantal otolieten en prooivissen per jaar wordt weergegeven in Bijlage 14.*

Zandspieringen

Behalve in 2013 was er bij zandspiering nauwelijks verschil in lengtefrequentie tussen het **adulte en het kuikendieet**, zoals bij haringachtigen werd vastgesteld (Figuur 5.73). In 2013 was de lengtefrequentie van het adulte dieet vergelijkbaar met het adulte dieet in de andere jaren, maar kregen de kuikens gemiddeld grotere prooien te aangeboden dan in de andere jaren. In alle jaren en in beide kolonies vertonen de frequenties van de zandspieringen in het adulte en het kuikendieet erg vergelijkbare patronen. Opvallend is verder dat de lengteverdeling van de zandspieringen die in het adulte dieet werden aangetroffen in 2010, 2012 en 2013, waarin zowel op de Scheelhoek als op Markenje een kolonie aanwezig was, heel erg overeenkomstig zijn.

De gegevens van de **visbemonstering van BuWa** in 2011 en 2012 komen vrij goed overeen met de lengtefrequenties van het kuikendieet. In 2013 was dat niet het geval en waren de bemonsterde zandspieringen een stuk kleiner dan de zandspieringen in het kuikendieet en

ook wat kleiner dan die uit het adulte dieet. Zandspieringen in de **Imares-bemonsteringen** zijn in elk jaar veel groter dan deze in de BuWa-staalnames en komen overeen met de grootste lengteklasses van het kuikendieet. Hoewel de lengtefrequentieverdeling enigszins richting de grotere lengteklassen wordt getrokken door de aanwezigheid van Smelt (Figuur 2 in Bijlage 11), zijn het toch de zandspieringen die de bulk van de grote Ammodytidae uitmaken.



Figuur 5.73 *Vergelijking van de lengtefrequentie van zandspiering in het dieet van adulte grote sterns (op basis van otolieten gevonden in faeces), in het kuikendieet (op basis van voedselprotocollen vanuit de schuilhut (Scheelhoek) en van aanvliegende vogels (Markenje)) in de vijf onderzoeksjaren enerzijds en de vangsten met pelagisch net, uitgevoerd door Bureau Waardenburg (in 2011, 2012 en 2013) en met garnalenboomkor door Imares (in de vijf onderzoeksjaren) anderzijds.. De categorie 1 snavellengte (SL) komt ruwweg overeen met 5 cm, 1,75 SL met 10 cm, 2,75 SL met 15 cm en 3,75 SL met 20 cm. Het aantal otolieten en prooivissen per jaar wordt weergegeven in Bijlage 14.*

5.5.4 Effect van de zeewatertemperatuur op de voedselkwaliteit voor grote sterns

Relatie met de onderzoekhypothesen

De analyse naar het effect van de zeewatertemperatuur op de voedselkwaliteit voor grote sterns levert basisinformatie noodzakelijk voor het beantwoorden van:

Hypothese 2: Het aantal grote sterns/visdieven (adult en/of juveniel) in de Delta is onafhankelijk van het voedselaanbod in de Voordelta
Hypothese 4: Het aantal broedende grote sterns/visdieven en het broedsucces van deze broedparen in de Delta is onafhankelijk van effecten zoals beheer van het broedgebied, predatie in de kolonie en klimaatsinvloeden.
Hypothese 7: Er is geen relatie tussen de voedselsituatie lokaal of elders en het aantal grote sterns/visdieven in de Voordelta

Zeewatertemperaturen kunnen potentieel op verschillende manieren een invloed hebben op de voedselkwaliteit van sterns:

1) Verspreiding en abundantie

Zeewatertemperaturen kunnen een effect hebben op zowel de verticale als de horizontale verspreiding van zowel haringachtigen (o.a. Eriksen *et al.* 2012; Corten, 2000 & 2001) als zandspiering (van der Kooij, 2008).

2) Vislengte

Zeewatertemperaturen kunnen afhankelijk van de vissoort zowel een positief als een negatief effect hebben op de vislengte. Haringachtigen ondervinden een positieve invloed van zeewatertemperaturen (Ottersen & Loeng, 2000; Husebo *et al.*, 2007; Eriksen *et al.*, 2012). Ook op de lengte van zandspieringen hebben zeewatertemperaturen een effect, waarbij de voorbije decennia steeds kleiner wordende zandspieringen werden aangebracht naar zeevogelkolonies in het noordwestelijke deel van de Noordzee (Wanless *et al.*, 2004), het precieze mechanisme hier achter is evenwel onduidelijk.

3) Energie-inhoud

De energie-inhoud van prooivissen voor sterns vertonen sterke seizoenale verschillen waarbij bijvoorbeeld de energie-inhoud van zandspiering dubbel zo groot is in juni dan in april (Hislop *et al.*, 1991). Ook haringachtigen vertonen dergelijke verschillen. Dit heeft vooral te maken met de reproductieve cyclus waarbij de vissen minder energierijk zijn in de paaiperiode (Pedersen & Hislop, 2001). Naast deze natuurlijke cycli werden de voorbije jaren ook anomalieën vastgesteld. Zo werd het uiterst slechte broedsucces van Zeekoeten *Uria aalge* en andere zeevogels in de Noordzee in o.a. 2004 veroorzaakt door de erg lage energetische waardes van zowel zandspieringen als sprot (Wanless *et al.*, 2005). De reden hiervoor is onduidelijk maar heeft waarschijnlijk te maken met een verandering in abundantie of verspreiding van het plankton. De voorbije twee decennia werden dan ook sterke veranderingen in soortensamenstelling en fenologie van zowel fyto- als zoöplankton vastgesteld in de Noordzee (Beaugrand *et al.*, 2002; Beaugrand, 2004), wat een effect kan hebben op de reproductie van vissen (Beaugrand, 2003).

4) Reproductie

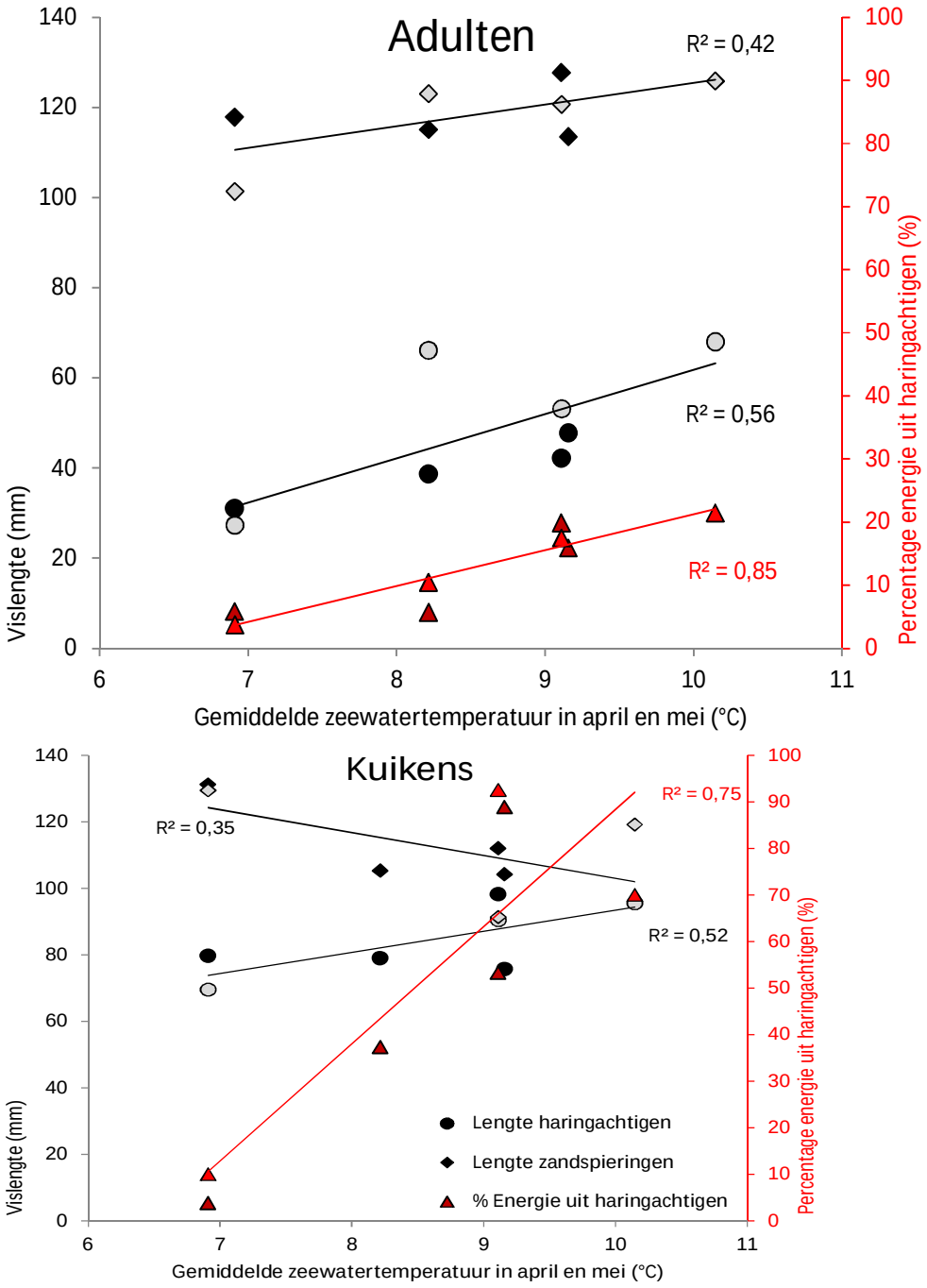
Zeewatertemperaturen kunnen ook een invloed hebben op de reproductie van vissoorten (Henderson, 1998; Fox *et al.*, 2000). Zo heeft de zeewatertemperatuur een negatieve invloed op de reproductie van zandspieringen, bovendien is deze invloed het meest uitgesproken in het zuidwestelijke deel van de Noordzee (Arnott & Ruxton, 2002). De invloed van de watertemperatuur werkt waarschijnlijk via een verandering in planktonsamenstelling (mismatch in timing tussen voedselbeschikbaarheid en het larvale stadium) in op de reproductie van de zandspieringen (van Deurs, *et al.*, 2009). Op haringachtigen hebben warmere zeewatertemperaturen dan weer een positieve invloed (Loeng & Gjosæter, 1990; Ottersen & Loeng, 2000).

Adult dieet

Er werd een positieve correlatie gevonden tussen de gemiddelde lengte van haringachtigen in het adulte dieet en de zeewatertemperatuur in april en mei ($r = 0,741$; $p < 0,05$; Figuur 5.74). Dit heeft echter niet tot gevolg dat bij hogere zeewatertemperaturen (en dus grotere haringachtigen) procentueel meer haringachtigen in het dieet werden aangetroffen ($p = 0,5$). Wel neemt het percentage energie dat uit haringachtigen wordt gehaald significant toe met stijgende zeewatertemperaturen ($r = 0,924$; $p < 0,05$). Adulte vogels haalden in de onderzoeksjaren ongeacht de zeewatertemperatuur (of andere weersom-standigheden) maximaal 20% van hun energie-budget uit haringachtigen (zie paragraaf 5.3.4). Hoe kouder het zeewater in april en mei, des te groter is het energetische belang van zandspiering. De zeewatertemperatuur in april en mei heeft ogenschijnlijk geen significante invloed op de lengte van zandspieringen in het dieet van adulte grote sterns ($p = 0,09$; Figuur 5.74) waardoor zandspiering voor adulte grote sterns die in het Deltagebied broeden waarschijnlijk een betrouwbaardere prooisoort is dan haringachtigen. Wanneer de gemiddelde energie-inhoud van beide prooisoorten over de jaren wordt vergeleken is dit nog duidelijker. Voor haringachtigen lag dit tussen 1 kJ (2013) en 15,7 kJ (2011) en voor zandspiering tussen 24,2 kJ (2009) en 32,2 kJ (2012).

Kuikendieet

In de eerste twee levensweken van de kuikens van grote stern werd een positieve correlatie gevonden tussen de gemiddelde zeewatertemperatuur in april en mei, het percentage haringachtigen in het dieet ($r = 0,894$; $p < 0,05$; Figuur 5.74) en het percentage energie dat uit haringachtigen werd gehaald ($r = 0,873$; $p < 0,05$; Figuur 5.74). Hierbij werd significant minder energie uit haringachtigen gehaald als de zeewatertemperatuur laag was. De zeewatertemperatuur in april en mei had geen significant effect op de lengte van de naar de kuikens aangebrachte haringachtigen en zandspieringen (haringachtigen $p = 0,07$; zandspieringen $p = 0,18$). In jaren waarin de zeewatertemperatuur in april en mei laag was, waren grote sterns in het Deltagebied voor het voeden van hun jonge kuikens (< 2 weken oud) blijkbaar afhankelijk van de aanwezigheid van alternatieve prooien, waarvan zandspiering energetisch gezien veruit de belangrijkste is.



Figuur 5.74 Relatie tussen de gemiddelde zeewatertemperatuur in april en mei (gemiddelde van de beide maandgemiddelden, gemeten op het Europlatform) en de gemiddelde lengte van haringachtigen en zandspieringen in het adulte dieet en het kuikendieet voor de verschillende jaren en kolonies (Scheelhoek: zwarte symbolen, Markenje: grijze symbolen). Ook het percentage energie dat uit haringachtigen werd gehaald is weergegeven (Scheelhoek: donkerrode symbolen, Markenje: lichtrode symbolen).Hierbij werden twee kolonies in hetzelfde jaar als onafhankelijke waarnemingen beschouwd.

5.5.5 Deelconclusies onderzoek naar broedbiologie, dieet en foerageergedrag

Broedsucces en kuikenconditie

1. Zowel grote stern als visdief kenden tijdens de onderzoekjaren verschillen in uitkomst-, uitvlieg- en broedsucces én in kuikencondities. Binnen jaren verschilden deze ook tussen kolonies.
2. Predatie van eieren en kuikens had in geen enkel jaar een doorslaggevende invloed (steeds < 10% behalve op Markenje in 2013) op het broedsucces van grote stern. Bij visdief had predatie van eieren vooral een sterk effect op de Scheelhoek in 2009 en op de Vogelvallei in 2012. Predatie van kuikens had een grote invloed in de visdief-kolonies op de Vogelvallei en op de Scheelhoek in 2010 en op Markenje, de Vogelvallei en het Visdiefeiland in 2011 en op het Visdiefeiland in 2012.
3. Weersomstandigheden hadden enkel op Markenje in 2013 een invloed op het uitkomstsucces van de eieren toen de eieren na hevige regenval een coating van vuil hadden gekregen waardoor de kuikens moeite hadden om uit te pikken.
4. De weersomstandigheden (neerslag en wind) waren tijdens de kuikenperiode in geen enkel jaar van die aard dat ze een belangrijke invloed hadden op het broedsucces van grote stern (Figuur 5.70). Ook tijdens de slechtste weersomstandigheden daalde de gemiddelde kuiken-conditie niet in die mate dat het weerseffect van grote invloed was op de kuikensterfte. Weersomstandigheden hadden wel een invloed op de adulte conditie namelijk dat het gewicht van de oudervogels afnam bij toenemende wind en neerslag (Figuur 5.68). Het is vooralsnog onduidelijk wat hiervan precies het effect op het broedsucces is en in welke mate dit eventueel met voedselomstandigheden is gerelateerd.
5. Hoge waterpeilen hadden een effect op visdieven op de Scheelhoekeilanden in 2009 en 2012 toen de nesten die in de lagergelegen rand van de eilanden lagen wegspoelden.
6. Sterk opschietende vegetatie had in 2009 op de Scheelhoek en in 2012 op de Vogelvallei een sterke invloed op het broedsucces van visdief. In 2011 werd de kolonie grote sterns op de Scheelhoek verlaten als gevolg van de sterke vegetatiesuccessie.

Dieet en foerageergedrag/voedselsituatie - Basisdata

1. Hoewel er een duidelijk verschil is tussen kolonies en tussen jaren in de dieetsamenstelling van adulte grote sterns bestaat die nagenoeg uitsluitend uit drie soortengroepen: haringachtigen (Haring en Sprot), zandspieringen (ongedetermineerd) en Nereis-wormen (Figuur 5.39). De vogels van de Scheelhoek eten procentueel gezien meer Nereis-wormen en deze van Markenje meer zandspiering. Behalve de dieetsamenstelling verschilt ook de lengtefrequentie en energie-inhoud van haringachtigen en zandspieringen. Hierbij zijn de verschillen bij de haringachtigen relatief gezien groter dan bij de zandspieringen (Figuur 5.41).
2. Ondanks het feit dat het percentage haringachtigen in het dieet van adulte grote sterns dikwijls groter is dan het aandeel zandspieringen, werd in alle jaren 70 tot 85 % van de energie uit deze laatste verkregen (Figuur 5.39). Tijdens de eifase in mei hebben de geconsumeerde zandspieringen een veel constantere lengte (Figuur 5.40) en energie-inhoud dan haringachtigen waardoor ze voor adulte vogels een veel betrouwbaardere prooisoort lijken dan de laatste. Nereis-wormen vormen in sommige jaren (zoals in 2010) een niet onbelangrijke aanvulling op het dieet van adulte grote sterns (Figuur 5.39).
3. Meer nog dan bij het adulte dieet bestaat het kuikendieet van grote sterns nagenoeg volledig uit haringachtigen en zandspieringen (Ffiguur 5.41, 5.42). Het globale patroon

is in de meeste jaren en kolonies hetzelfde met ongeveer 30 tot 40 % zandspiering en de rest haringachtigen. Uitgedrukt in energie bestond 55 tot 90 % uit haringachtigen. Net als in het adulte dieet zijn er verschillen in de gemiddelde lengtes van de aangebrachte haringachtigen en zandspieringen tussen jaren en kolonies (Figuur 5.42). De lengtes van de aangebrachte haringachtigen voor de kuikens van grote stern zijn beduidend groter dan deze die in het adulte dieet worden teruggevonden (Figuur 5.72), bij zandspiering is dat veel minder het geval (Figuur 5.73).

4. De totale procentuele dieetsamenstelling van het kuikendieet van grote sterns zegt niet alles. Vooral in de eerste twee levensweken blijkt zandspiering in vijf van de zeven onderzochte kolonies ongeveer 50 % van het dieet en de aangevoerde energie uit te maken (Figuur 5.43). Daarna nam dat percentage af tot minder dan 10% in de week voor uitvliegen. Alleen in 2013 was zandspiering nagenoeg het volledige kuikenseizoen erg belangrijk als energiebron.
5. Kuikens van grote stern krijgen naarmate ze ouder worden grotere haringachtigen en zandspieringen aangeboden door de oudervogels (Figuur 5.45). Het kost meer tijd om deze grotere vissen aan te brengen (Figuur 5.47). De adulten dienen hierbij telkens een afweging te maken tussen de tijd die het kost om een prooi een te brengen en de grootte (en dus energie-inhoud) van de prooi, dit is bovendien afhankelijk van de kuikenleeftijd (Figuur 5.38). Vooral als de kuikens 10 tot 15 dagen oud zijn ontstaat er vaak een kritische periode gezien dan enerzijds de energiebehoefte piekt en anderzijds de kuikens nog niet groot genoeg zijn om de grotere prooivissen door te slikken.
6. Visdieven zijn in vergelijking met grote sterns eerder generalistisch in hun voedselkeuze, waarbij het kuikendieet op de Scheelhoek vaak uit een hoog percentage zoetwatervis bestaat (Figuur 5.48). Zandspieringen maakten in geen enkel onderzoeksjaar een substantieel onderdeel uit van het dieet in de onderzochte Deltakolonies. Het lijkt erop dat visdieven op de Scheelhoek als ze minder haringachtigen kunnen aanbrengen de prooi-aanvoerfrequentie van energie-armere prooien verhogen (Figuur 5.49).

Dieet en foerageergedrag/voedselsituatie - Relaties

1. Er bestaat een positieve correlatie tussen de foerageerduur voor haringachtigen en het broedsucces van grote stern (paragraaf 5.3.6). Ook bestaat er een positief verband tussen de totale gemiddelde energie-inhoud van haringachtigen en zandspieringen en het uitvlieg- en broedsucces van grote stern (figuur 5.69).
2. Er werd geen significante correlatie gevonden tussen de kwaliteit van het dieet van visdiefkuikens en de broedbiologische variabelen, maar dat is mogelijk te wijten aan de geringe steekproef (N = 5 jaren; (figuur 5.71).
3. Er werd een positief verband gevonden tussen de zeewatertemperatuur in april en mei en de gemiddelde lengte van haringachtigen in het dieet van adulte grote sterns. Ook is het percentage energie dat uit haringachtigen wordt gehaald hoger bij hogere zeewatertemperaturen (figuur 5.74). De zeewatertemperatuur in april en mei had geen significante invloed op de lengte van zandspieringen in het dieet van adulte grote sterns waardoor zandspiering voor adulte grote sterns die in het Deltagebied broeden waarschijnlijk een betrouwbaardere prooisoort is dan haringachtigen.
4. Zeewatertemperaturen in april en mei hebben op zijn minst een indirect effect op het percentage haringachtigen in het dieet van kuikens van grote sterns (figuur 5.74). Het lijkt erop dat haringachtigen bij koudere watertemperaturen later beschikbaar komen als prooi voor kuikens van grote stern dan bij warmere temperaturen waardoor adulten in die jaren meer afhankelijk zijn van andere prooien voor het voeden van de kuikens (figuur 5.43), hoewel het correlatieve verband tussen zeewatertemperatuur en de dieetsamenstelling van grote sternenkuikens uiteraard niet noodzakelijkerwijs een causaal karakter hoeft te hebben.

5.6 BEANTWOORDING ONDERZOEKHYPOTHESEN EN MEP-VRAGEN

Op basis van de resultaten in paragraaf 5.3 en de deelconclusies op basis van de nadere analyses en vastgestelde verbanden in paragrafen 5.4 en 5.5 worden hieronder de antwoorden gegeven op de acht onderzoekshypothesen. Daarna worden de specifieke MEP-vragen ten aanzien van sterns beantwoord.

Hypothese 1: Na instelling van het bodembeschermingsgebied is er geen herstel van het aantal jaarlijkse vogeldagen in de Voordelta naar het niveau van voor de aanleg van de Tweede Maasvlakte, en geen verandering in het verspreidingspatroon.

De hypothese gaat uit van de aanname dat door de aanleg van de Tweede Maasvlakte en daarmee het optreden van een afname van het oppervlakte foerageergebied binnen de begrenzingen van het Natura 2000-gebied Voordelta, ook het aantal vogeldagen is afgenomen. Met het instellen van de beheermaatregelen zou deze afname in het gebiedsgebruik door de sterns worden gecompenseerd.

Voor grote sterns ligt het aantal vogeldagen in de laatste twee jaar in de Voordelta hoger dan het niveau van voor de aanleg van de Tweede Maasvlakte. Ook foerageren er meer grote sterns voor de kust van de Tweede Maasvlakte, die deels uit een zachte zeewering bestaat, dan langs de oude kust van de oorspronkelijke Maasvlakte, die uit basaltblokken bestond.

Zowel de trend in het aantal vogeldagen als de verandering in verspreiding kan deels verklaard worden doordat het aantal broedparen voor de aanleg van de Tweede Maasvlakte

in het noordelijk Deltagebied gemiddeld lager lag dan in de laatste jaren (respectievelijk 3000-4000 in de T0 en rond de 5000 in de laatste twee jaren (2011 en 2012) van de T1. In 2009 en 2010 was de kolonie in het Haringvliet beperkter van omvang dan in de jaren daarvoor, waarbij in 2010 de eerste substantiële vestiging op Markenje in de Grevelingen ontstond. In 2011 was de hoofdkolonie in het Haringvliet plotseling verlaten door verregaande vegetatiesuccessie, echter toen zaten alle broedparen op Markenje. Hoewel deze kolonie een stuk zuidelijker ligt dan het Haringvliet, foerageerden veel vogels van deze kolonie voor de kust van de Tweede Maasvlakte, een fenomeen dat erop zou kunnen duiden dat de kust van de Tweede Maasvlakte een gunstig foerageergebied is geworden voor grote sterns (en ook visdieven en andere vogels) ten opzichte van de oude kust.

Voor visdieven ligt het aantal vogeldagen in de laatste twee jaar in de Voordelta lager dan het niveau van voor de aanleg van de Tweede Maasvlakte. In de jaren 2005 en 2006 wordt het grote aantal vogeldagen veroorzaakt doordat in die jaren zowel het aantal broedparen als de afvoer via de Haringvlietsluizen gemiddeld hoger lag dan tijdens de T1. Tijdens het spuien van de Haringvliet rond laagwater foerageren zowel een groot deel van de visdieven die broeden in het Haringvliet, als een deel van de vogels die broeden op de Maasvlakte rond de uitstroomopeningen.

Hypothese 2: Het aantal sterns/visdieven (adult en/of juveniel) in de Delta is onafhankelijk van het voedselaanbod in de Voordelta

Er zijn verschillende aanwijzingen dat het gebruik van de Voordelta door grote sterns en visdieven als foerageergebied afhankelijk is van het voedselaanbod in de Voordelta. Het duidelijkst is het verband tussen het spuiregime van de Haringvlietsluizen en het aantal vogeldagen van visdieven, maar ook voor grote sterns geldt dat tijdens verschillende tellingen verspreidingspatronen werden vastgesteld die alleen te verklaren zijn door verschillen in voedselaanbod. Met name het ontbreken van grote aantallen foeragerende grote sterns binnen de Voordelta bij kalme weersomstandigheden is een aanwijzing dat het aanbod binnen de Voordelta slechter is dan elders. In deze situaties wordt ook waargenomen dat adulte grote sterns tot ver buiten de Voordelta vliegen en ook van ver weg terugkomen met vissen in de snavel.

Hypothese 3: Het aantal broedende grote sterns/visdieven en het broedsucces van deze broedparen in de Delta is onafhankelijk van het voedselaanbod in de Voordelta

Het is op basis van de verzamelde gegevens niet mogelijk een relatie te leggen tussen het broedsucces van de sterns en het kwantitatieve voedselaanbod aangezien er van dit laatste geen gegevens werden verzameld tijdens het broedseizoen. Wel zijn er aanwijzingen gevonden dat de gemiddelde energie-inhoud van de prooivissen aangedragen aan de jonge sterns een positief verband heeft met het uiteindelijke uitvlieg- en broedsucces. Een beperkt pelagisch visprogramma heeft tevens aanwijzingen opgeleverd dat er waarschijnlijk een relatie bestaat tussen de frequentieverdeling van prooivissen binnen de Voordelta en het voorkomen daarvan in het dieet van adulte grote sterns. Mogelijk dat via de conditie van de adulte grote sterns er een relatie bestaat tussen zowel het aantal broedparen dat tot broeden komt en het broedsucces.

Het voedselaanbod voor sterns kan worden opgesplitst in kwantiteit (hoeveelheid beschikbare prooien) en kwaliteit (de lengte/energetische waarde van de prooien en de

beschikbaarheid ervan op een bepaald moment). Beide zijn belangrijk voor het welslagen van het broedseizoen.

Zowel adulte grote sterns als hun kuikens zijn in de Voordelta afhankelijk van het voorkomen van haringachtigen (haring en sprot) en zandspieringen. Grote sterns vullen hun dieet verder aan met Nereis-wormen. Energetisch gezien zijn zandspieringen voor adulte grote sterns van groot belang. Hoewel ze in lengte (en dus energetische waarde) verschillen tussen jaren, zijn deze verschillen minder groot dan bij haringachtigen. De adulte conditie van grote sterns vertoont een positieve relatie met het percentage haringachtigen in het dieet.

Haringachtigen maken zowel in procentuele soortensamenstelling als in energetische waarde de bulk uit van het voedsel van grote sternenkuikens. Zandspiering is vooral tijdens de eerste twee levensweken van de kuikens in een aantal jaren erg belangrijk gebleken. De gemiddelde energie-inhoud van haringachtigen en zandspieringen in het kuikendieet vertoont een positief verband met het uiteindelijke uitvlieg- en broedsucces.

Visdieven zijn minder specialistisch in hun voedselkeuze dan grote sterns. Hoewel het kuikendieet van de visdief in de meeste jaren hoofdzakelijk haringachtigen en andere zoutwatervissen bestond, werd dit vaak aangevuld met zoetwatervis. Het percentage haringachtigen in het kuikendieet had ook bij visdief een positief effect op het uitvliegsucces.

Vergelijking tussen het dieet van adulte grote sterns en de kwalitatieve gegevens verzameld tijdens speciale pelagische visbemonsteringen in de bovenste waterlaag onder foeragerende sterns toont een grote overeenkomst tussen de lengteverdeling van haringachtigen in het adulte dieet en in de pelagische visbemonsteringen. Het gaat hierbij vooral om zeer kleine prooivissen. Een link tussen de lengteverdeling van haringachtigen in het dieet van grote sternenkuikens en de vistrekgegevens is echter afwezig. Een dergelijke overeenkomst is wel aanwezig bij zandspieringen.

Hypothese 4: Het aantal broedende grote sterns/visdieven en het broedsucces van deze broedparen in de Delta is onafhankelijk van effecten zoals beheer van het broedgebied, predatie in de kolonie en klimaatsinvloeden.

Aan de hand van het voorkomen van de kolonie grote sterns op de Scheelhoekeilanden in het Haringvliet is duidelijk geworden hoe sterk het beheer van de weinige kolonieplekken geschikt voor grote sterns bepalend kan zijn voor vestiging en succes van een kolonie. In 2011 was de Scheelhoek, één van de belangrijkste kolonies in het Haringvliet, verlaten. Dit kwam door verregaande vegetatiesuccessie van metershoge kruiden. Het betreft hier een eilandengroep achter een vooroever in een zoetwatersysteem, een onnatuurlijk habitat voor grote sterns. In 2009 en 2010 was de kolonie al beperkter van omvang dan in de jaren daarvoor, waarbij in 2010 de eerste substantiële vestiging op Markenje in de Grevelingen ontstond. In 2011 zaten alle broedparen (4400) van de noordelijke Delta op Markenje. In het vroege voorjaar van 2012 zijn de Scheelhoekeilanden in drie gradaties behandeld met zout, in combinatie met diepploegen van de oude vegetatie. In het voorjaar van 2012 vestigden zich, met het weer geschikt gemaakt zijn van de eilanden, weer ruim 3000 broedparen op de Scheelhoek. Naast vegetatiesuccessie vindt er ook beheer van predatoren plaats, niet alleen op de Scheelhoekeilanden maar ook op Markenje. Als dit niet zou plaatsvinden, zou de invloed van predatie op visdieven, maar ook op grote sterns groter zijn dan in de huidige situatie. Een derde beheersaspect die een belangrijke rol speelt bij de huidige locaties is de

waterbeheersing. Zowel in 2009 als in 2012 is door de aanwezigheid van de onderzoekers voorkomen dat de kolonies in het Haringvliet weggespoeld werden door hoog water.

Veel neerslag en gemiddeld hoge windsnelheden leiden zowel bij adulte vogels als bij kuikens van grote stern tot een afname van hun conditie. Bij de kuikens is deze gewichtsafname in de onderzoeksjaren nooit van dien aard geweest dat dit een invloed had op het uitvlieg- en broedsucces.

Predatie van eieren en kuikens heeft bij grote stern in geen enkel jaar een grote invloed gehad op het broedsucces. Als er predatie van kuikens plaatsvond werden vooral kuikens in slechte conditie gepredeerd. Bij visdief had predatie van eieren en kuikens in een aantal jaren en kolonies wel een grote invloed op het broedsucces. Het broedsucces werd door predatie van de kuikens in alle onderzoeksjaren op de Vogelvallei tot nul herleid, onafhankelijk van de kuikenconditie. Op het Visdiefeiland (Maasvlakte) en Markenje was dit het geval in 2011. In de andere onderzochte visdiefkolonies werden hoofdzakelijk kuikens in slechte conditie gepredeerd.

Er zijn aanwijzingen dat de temperatuur van het zeewater op zijn minst een indirecte invloed heeft op de kwaliteit van het voedsel van adulte grote sterns en hun kuikens. In jaren met koudere watertemperaturen in april en mei waren zowel haringen als zandspieringen in het adulte dieet kleiner dan in warmere jaren. Bovendien was zowel het percentage haringachtigen in het kuikendieet als hun lengte kleiner in jaren met koude zeewatertemperaturen.

Hypothese 5: Menselijke activiteiten leiden niet tot verstoring van grote sterns/visdieven die de platen gebruiken om te rusten (april - september).

In deze hypothese wordt onder verstoring verstaan dat een gebied ongeschikt wordt voor een vogel om te rusten. Gedetailleerd onderzoek naar de aantallen grote sterns rustend op de Verklikkerplaat, een zandplaat aan de kust van Schouwen en die bij laagwater door badgasten bezocht kan worden, heeft laten zien dat er aanwijzingen zijn dat het huidige niveau van verstoring door plaatbezoek waarschijnlijk geen aantalsregulerende werking heeft. De vogels kunnen binnen de Voordelta en zelfs binnen deelgebieden bij verstoring alternatieve rustige gebieden vinden.

Het werk met gezenderde vogels heeft overigens laten zien dat een doorwerking naar de populatie heel indirect zal verlopen, omdat er duidelijke aanwijzingen zijn dat de adulte broedvogels vooral sterk gebonden zijn aan de kolonies. Het is een contigent niet-broedende vogels die vooral gebruik maken de platen om te rusten. Deze vogels houden overigens ook binding met de kolonies. Bedacht moet worden dat de platen in de Voordelta alleen bij laag water beschikbaar zijn. Bij hoog water en storm zullen het binnendijks gelegen gebieden zijn die dienst doen als rustplaats, waaronder de kolonies.

Hypothese 6: Er is geen (cor)relatie tussen abiotische parameters van het water of het sediment en de verspreiding van de sterns/visdieven.

Uit literatuur blijkt met name de abiotisch parameter doorzicht en golfslag van invloed is op het vangstsucces van sterns (Baptist & Leopold 2010). De schaal echter waarop de correlatie tussen abiotische parameters van het water en sediment en de verspreiding van sterns voorkomt, komt niet overeen met de schaal (zowel ruimtelijk als temporeel) waarop de

modeluitkomsten ten aanzien van abiotiek beschikbaar zijn. Daarom is het niet mogelijk om deze gezamenlijk te analyseren. In perceel abiotiek zijn geen trendmatige veranderingen gerapporteerd die gerelateerd kunnen worden aan trendmatige veranderingen in de verspreiding van foeragerende grote sterns en visdieven. De analyse van de verspreiding van sterns van open zee heeft wel laten zien dat er gedurende het seizoen een grote variatie in gebiedsgebruik optreedt. De twee grootste factoren die hierbij een rol spelen zijn weersomstandigheden (met name wind die door middel van golfslag en de troebelheid een grote invloed heeft op het efficiënt kunnen foerageren door sterns) en anderzijds het aanbod aan pelagisch vis. Veldwaarnemingen en het zenderwerk hebben aan het licht gebracht dat adulte grote sterns voor een substantieel deel ook buiten de Voordelta foerageren.

Hypothese 7: Er is geen relatie tussen de voedselsituatie lokaal of elders en het aantal grote sterns/visdieven in de Voordelta

Deze hypothese sluit enigszins aan bij hypothese 2, maar hier wordt een grote ruimtelijke schaal bedoeld en de mogelijkheid dat het aantal broedparen in de Delta en het aantal sterns gebruik makend van de Voordelta bepaald wordt door externe factoren op metapopulatieschaal.

Zowel visdieven als grote sterns laten over de lange termijn een toenemende populatietrend zien die vooral bezien wordt als een herstel van een grote crash in de jaren zeventig. Het toenmalige populatieniveau is nog lang niet bereikt, maar het lijkt er op dat de aantallen nationaal maar ook regionaal in de Delta niet meer door kunnen groeien. Binnen Nederland zijn er dus eerder aanwijzingen dat de populatie op haar draagkrachtniveau zit. Daarmee valt niet te verwachten dat grote verschuivingen kunnen optreden, mede ingegeven door de beperktheid van geschikte locaties om te broeden.

In de nazomer kan er wel sprake zijn van een situatie waarbij de lokale voedselsituatie en die van elders sterk het aantal vogels in de Voordelta kan bepalen. In deze periode, wanneer de sterns uitvliegen met hun jongen, is nu verschillende jaren vastgesteld dat de Voordelta zelf blijkbaar een mindere voedselsituatie kent dan elders in Nederland. Waarnemingen van gekleurringde juveniele grote sterns hebben uitgewezen dat in sommige nazomers de juvenielen met hun ouders direct de Voordelta verlaten om voor de Hollandse kust of zelfs noordelijker aan de Engelse en Schotse oostkust of tot in Zweden alternatieve voedselgebieden te bezoeken. Binnen de Delta, maar ook binnen Nederland lijkt het aantal potentiële broedlocaties beperkt (zie ook hieronder bij hypothese 8), waarbij er een draagkracht beperking lijkt op te treden.

Hypothese 8: Er is geen relatie tussen de veranderingen in de populatiedynamica van de grote sterns/visdieven elders in hun leefgebied en het aantal grote sterns/visdieven in de Voordelta.

Die relatie is er vermoedelijk wel, maar door het grote aantal andere factoren die van invloed zijn op het populatieverloop is de invloed van externe factoren beperkt. Hoewel een goede analyse van ringgegevens ontbreekt zijn er aanwijzingen dat met name visdieven uit de Delta behoorlijk plaatstrouw zijn. Hetzelfde geldt voor grote stern, maar in mindere mate. Bij deze soort zijn voorbeelden bekend dat er uitwisseling plaatsvindt op een grote ruimtelijke schaal die de nationale grenzen overstijgt. Maar hierover is nog maar weinig bekend. Wat wel bekend is dat het erop lijkt dat gezien het parallelle, schommelende populatieverloop bij zowel grote stern en visdief in verschillende deelgebieden binnen de Delta en Zeebrugge,

mogelijk gesproken kan worden van regionale metapopulaties met mogelijk beperkte uitwisseling en dat deze populaties bij beide soorten tegen hun draagkracht aanzit.

Hoofdvragen MEP evaluatievraag 3/4 (grote stern/visdief)

Hoofdvragen sterns (hoofdvraag 3 betreft grote stern, hoofdvraag 4 gaat over de visdief):

Evaluatievraag 3/4 b en c betreffen het verband tussen de verspreiding en het aantal vogeldagen in de Voordelta en de ingestelde maatregelen, namelijk het instellen van het bodembeschermingsgebied (vraag b) en de rustgebieden (vraag c). Deelvraag ii richt zich op de oorzakelijke verbanden: voedselbeschikbaarheid, rust of andere factoren. Welke andere factoren dit zijn is tijdens het opstellen van de MEP-vragen niet nader gespecificeerd. Evaluatievraag 3/4 **a** heeft betrekking op de *aanleg* van de Tweede Maasvlakte. Dit valt buiten de scope van dit onderzoek en zal zodoende niet genoemd worden.

b Leidt het instellen van het bodembeschermingsgebied tot een gelijkblijvende potentiële functie van de Voordelta voor de grote stern in termen van voedselbeschikbaarheid?
    i. Treden veranderingen op in verspreidingspatronen en het aantal vogeldagen van de grote stern t.o.v. de situatie vóór de aanleg van de Tweede Maasvlakte?
    ii. Zijn deze veranderingen toe te schrijven aan (veranderingen in) de voedselbeschikbaarheid (zie 3a11) of zijn andere factoren van (groter) belang?

c Leidt het instellen van de rustgebieden tot een toename van het aantal op platen rustende grote sterns en zo ja, is deze verandering toe te schrijven aan de aanwezigheid van de rustgebieden of ook aan andere factoren?

Subvragen 3b en 5 sterns: Leidt het instellen van het bodembeschermingsgebied tot een gelijkblijvende potentiële functie van de Voordelta voor de grote stern in termen van voedselbeschikbaarheid?

Uit het onderzoek uit perceel benthos en vis zijn geen eenduidige resultaten verkregen dat instellen van het bodembeschermingsgebied tot positieve effecten heeft geleid in termen van voedselbeschikbaarheid voor de Grote Stern. Wel zijn er aanwijzingen verkregen dat er een negatieve relatie bestaat in verspreiding van zandspiering en visserijintensiteit.

b i. ; Ja, er zijn veranderingen opgetreden in het verspreidingspatroon en het aantal vogeldagen van de grote stern t.o.v. de situatie vóór de aanleg van de Tweede Maasvlakte. Voor grote sterns ligt het aantal vogeldagen in de laatste twee jaar in de Voordelta hoger dan het niveau van voor de aanleg van de Tweede Maasvlakte. Ook foerageren er meer grote sterns voor de kust van de Tweede Maasvlakte, die deels uit een zachte zeewering bestaat, dan langs de oude kust van de oorspronkelijke Maasvlakte, die uit basaltblokken bestond.

Voor visdieven ligt het aantal vogeldagen in de laatste twee jaar in de Voordelta lager dan het niveau van voor de aanleg van de Tweede Maasvlakte.

b ii. ; Er zijn geen duidelijke aanwijzingen gevonden dat de veranderingen in verspreidingspatronen en het aantal vogeldagen van de Grote Stern t.o.v. de situatie voor de aanleg van de Tweede Maasvlakte verband houden met veranderingen in de voedselbeschikbaarheid.

Zowel de trend in het aantal vogeldagen van de Grote Stern als de verandering in verspreiding kan deels verklaard worden doordat het aantal broedparen voor de aanleg van de Tweede Maasvlakte in het noordelijk Deltagebied gemiddeld lager lag dan in de laatste jaren van de T1. Er zijn aanwijzingen die erop duiden dat de zandige kust van de Tweede Maasvlakte een gunstig foerageergebied is geworden voor Grote Sterns (en ook visdieven en andere vogels) ten opzichte van de oude harde zeeweringkust van de Eerste Maasvlakte.

In de jaren 2005 en 2006 wordt het grote aantal vogeldagen van Visdieven vooral veroorzaakt doordat in die jaren zowel het aantal broedparen als de afvoer via de Haringvlietsluizen gemiddeld hoger lag dan tijdens de T1. Tijdens het spuien van de Haringvliet rond laagwater foerageren zowel een groot deel van de visdieven die broeden in het Haringvliet, als een deel van de vogels die broeden op de Maasvlakte rond de uitstroomopeningen.

Via het aandeel zandspiering in het dieet van Grote Sterns zijn er twee wegen waarlangs het instellen van het bodembeschermingsgebied een effect zou kunnen hebben op de sterns in de Voordelta; via het uitvliegsucces van Grote Sternkuikens en via de conditie van de adulte Grote Sterns.

Zandspieringen vormen het stapelvoedsel van adulte grote sterns. Dit komt niet steeds tot uiting in de procentuele dieetsamenstelling, maar wel wanneer wordt gekeken naar de energetische input. Jaarlijks halen adulte vogels gemiddeld 85% van hun energie uit zandspiering. Het is niet bekend waar adulte grote sterns tijdens de periode voor de eileg en tijdens het broeden gaan foerageren, maar meerdere bevindingen wijzen er op dat adulte grote sterns voor hun eigen voedselvoorziening relatief dichtbij de kolonies foerageren, namelijk binnen het Natura 2000-gebied Voordelta en mogelijk vooral in het bodembeschermingsgebied. Verder vormen ook Nereis-wormen een aanvulling van het adulte dieet, zodat positieve effecten van het bodembeschermingsgebied via deze prooi een positief effect op Grote Sterns kan hebben.

Er werd vooralsnog geen link gevonden tussen de samenstelling en kwaliteit van het adulte dieet en de gemiddelde adulte conditie. Mogelijk bestaat er een verband met de energetische waarde van zandspieringen (gezien deze sterk kan verschillen) en de abundantie van deze soort in een bepaald jaar en de adulte conditie in dat jaar. Hierover zijn momenteel echter geen of onvoldoende gegevens beschikbaar. Bij buitenlandse zeevogelkolonies werd wel vastgesteld dat de energetische waarde van zandspieringen een grote invloed kan hebben op het broedsucces.

In het geval van een slechte voedselbeschikbaarheid kan er voor de oudervogels een conflictsituatie ontstaan waarbij vogels voor de keuze komen te staan ofwel voor zichzelf te foerageren om de conditie op peil te houden (wat een directe relatie heeft met de kans op overleving) ofwel voor hun kuiken te zorgen. Bij relatief langlevende soorten als grote stern en visdief heeft het behouden van een gunstige overlevingskans een relatief grote invloed op het life time reproductieve succes, waardoor deze in het geval van een ongunstige voedselsituatie hun kuikens relatief vaak in de steek laten.

In sommige jaren (2009, 2012) lijkt de route via het uitvliegsucces van Grote Sterns niet zozeer van belang gezien het stapelvoedsel van de kuikens vaak vooral uit haringachtigen bestaat. Vooral in jaren met koude zeewatertemperaturen echter komen haringen van

voldoende grootte en energetische waarde om de kuikens groot te brengen pas in de tweede levensweek beschikbaar. Om deze periode te overbruggen lijkt de aanwezigheid van een voldoende grote zandspieringstock cruciaal. Dit was het geval in 2010 en zeker in 2013. Vooral in deze twee jaren werden de kuikens in de eerste twee levensweken grootgebracht op alternatieve prooien waarvan zandspiering veruit de belangrijkste is. In deze jaren was de beschikbaarheid van zandspiering hoogstwaarschijnlijk bepalend voor het welslagen van het broedseizoen. Ook in 2012 bestond een groot deel van de aangebrachte prooien op Markenje uit zandspiering, de vogels van de Scheelhoek hadden in dat jaar blijkbaar wel toegang tot haringachtigen van voldoende kwaliteit.

Subvraag 3c en 4c sterns: Leidt het instellen van de rustgebieden tot een toename van het aantal op platen rustende grote sterns en zo ja, is deze verandering toe te schrijven aan de aanwezigheid van de rustgebieden of ook aan andere factoren?

Het perceel Gebruik heeft laten zien dat ten opzichte van de nulmeting en ook gedurende de T1 het plaatbezoek als de meest verstorende menselijk activiteit voor rustende sterns alleen maar verder is toegenomen. Op grond van dit feit kan al geconcludeerd worden dat indien een toename zou zijn opgetreden van op platen rustende sterns dit niet het gevolg van het instellen van de platen als rustgebied zal zijn.

Op basis van de variatie in totaalaantallen op de platen en ook de verspreiding van jaar tot jaar in de rustgebieden tijdens laag water, kan geconcludeerd worden dat andere factoren een bepalende rol spelen bij de aantallen sterns die van de platen gebruik maken. Enerzijds zijn dit in eerste instantie de aantallen broedparen die zich daadwerkelijk vestigen in de Delta en de plaats van deze vestigingen. Ook niet-broedende vogels hebben overigens een binding met de kolonies omdat deze vogels daar kunnen rusten tijdens bijvoorbeeld hoog water, wanneer de platen in de Voordelta niet beschikbaar zijn.

Mogelijk dat ook plaatmorfologische veranderingen een rol spelen in de verspreiding van rustende sterns. Met name voor de Bollen van de Ooster zou dit een rol kunnen spelen, waarbij het erop lijkt dat het droogvallende gedeelte van de zandrug van de Bollen van de Ooster smaller wordt en grote sterns met name steeds meer een voorkeur hebben voor de Kop van de Bollen van de Ooster.

Het zenderwerk heeft aanwijzingen gegeven dat in mei en juni waarschijnlijk vooral niet-broedende adulten van de platen gebruik maken. In het voorjaar bij aankomst uit de overwinteringsgebieden in Afrika en in de nazomer tijdens het uitvliegen van de jonge sterns kunnen tijdelijk zeer grote aantallen gebruik maken van de platen om te rusten. Deze pieken in aantallen duren echter maar zeer kort, vaak hoogstens twee weken, vaker korter en daarmee dus ook korter dan het ongeveer twee-wekelijks telschema van de monitoring per vliegtuig. Hierdoor kunnen deze pieken ook gemakkelijk gemist worden. Het belang van de platen als rustgebied voor jonge sterns met ouders is dus beperkt tot een relatief korte periode. De eerste resultaten van ringwerk hebben bevestigd dat een groot deel van de jonge vogels met hun ouders na een zeer kort verblijf in de Voordelta naar het noorden trekken, vermoedelijk naar betere voedselgebieden.

5.7 AANBEVELINGEN TEN AANZIEN VAN VERVOLGONDERZOEK

De centrale vraagstelling van onderhavig onderzoek gaat over het gebruik van de Voordelta door sterns. De vogels maken gebruik van de platen om er te rusten en vinden hun voedsel in het open water van de Voordelta. Een nadere detaillering van het onderzoek op zee, maar

met instandhouding van de combinatie met het gedetailleerde onderzoek in de kolonies, is de enige weg om meer kennis te verkrijgen over enerzijds het belang van de platen om te rusten voor sterns die in de Delta broeden en of er een relatie is tussen de prooien die binnen het bodembeschermingsgebied worden gevangen en de eventuele doorwerking van effecten van veranderingen op de zeebodem door een veranderende impact van visserij.

Door het uitbreiden van het onderzoek met behulp van GPS-loggers kan meer te weten gekomen over hoe de sterns gebruik maken van de Voordelta. Een uitbreiding zal meer inzicht geven in 1. het gebruik van de platen door sterns, 2. hoe en waar gevist wordt door de adulte vogels. De techniek schrijdt verder voort. Inmiddels zijn er ook GPS-loggers ontwikkeld die geschikt zijn voor visdieven.

Om meer te weten te komen over waar prooivissen door de GPS-gelogde vogels gevangen worden, kan in de kolonies beter gewerkt worden met video-opnames. De waarnemingen vanuit de schuilhut, ondanks de hoge intensiteit van het huidige onderzoek (vanuit het perspectief van bemensing), is van een te lage frequentie en duur gebleken om voldoende waarnemingen op dit punt te kunnen verzamelen. Door een aparte enclosures te maken voor de jongen van GPS-gelogde vogels met video-opstelling waarbij continue opnames gemaakt worden, zou in principe van elke succesvolle vlucht informatie over prooisoort en lengte verzameld kunnen worden, terwijl de data van de GPS-logger aangeeft waar de vis gevangen is.

Omdat bij het volgen van GPS-gelogde vogels altijd de representativiteit in ogenschouw gehouden moet worden, zou gericht onderzoek met een uitgebreid programma van visuele waarnemingen naar het foerageergedrag op zee gedaan kunnen worden. Op basis van de ervaring tijdens het pelagisch vissen kan een programma opgezet worden waarbij systematisch in verschillende deelgebieden op het open water foerageerwaarnemingen van sterns verzameld worden. Hierbij kan duikfrequentie, succesfrequentie en grootte van de vis ten opzichte van de snavellengte en de soortgroep (haringachtige versus zandspieringachtige) bepaald worden en of de gevangen vis voor eigen consumptie door de adult wordt gevangen of dat die naar het jong in de kolonie wordt gebracht. Hierdoor kan nadere informatie over het gebruik van de Voordelta als foerageergebied verzameld worden en kunnen relevante vragen over de relatie van sterns tot het bodembeschermingsgebieden worden beantwoord zoals in hoeverre binnen het bodembeschermingsgebied zandspieringen tot de dominant gevangen prooisoorten behoort, of adulten proportioneel meer voor zichzelf binnen het bodembeschermingsgebied foerageren en of het voedsel voor de jongen vooral daarbuiten en/of zelfs vooral buiten het Natura 2000-gebied wordt gehaald.

5.8 REFERENTIES

Arnott, S.A. & G.D. Ruxton, 2002. Sandeel recruitment in the North Sea: demographic, climatic and trophic effects. *Marine Ecology Progress Series* 238: 199-210.

Baptist, M.J. & M.F. Leopold, 2010. Prey capture success of Sandwich Terns *Sterna sandvicensis* varies non-linearly with water transparency. *Ibis* 152(4): 815-825.

Beaugrand, G., 2004. The North Sea regime shift: evidence, causes, mechanisms and consequences. *Progress in Oceanography* 60: 245-262.

Beaugrand, G., P.C. Reid, F. Ibañez, J.A. Lindley & M. Edwards, 2002. Reorganization of North Atlantic marine copepod biodiversity and climate. *Science* 296: 1692-1694.

Beaugrand, G., K.M. Brander, J.A. Lindley, S. Souissi & P.C. Reid, 2003. Plankton effect on Cod recruitment in the North Sea. *Nature* 426: 661-664.

Bijlsma R.G., Hustings F. & Camphuysen C.J. 2001. Algemene en schaarse van vogels van Neder-land (Avifauna van Nederland 2). GMB Uitgeverij / KNNV Uitgeverij, Haarlem/Utrecht.

Becker, P.H.; Brenninkmeijer, A.; Frank, D.; Stienen, E.W.M.; Todt, P. (1997). The reproductive success of common terns as an important tool for monitoring the state of the Wadden Sea. *Wadden Sea Newsletter* 1: 37-41.

Beukema, J., 1997. Calorific values of marine invertebrates with an emphasis on the soft parts of marine bivalves. *Oceanography and Marine Biology: an annual review* 35: 387 – 414.

Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., Borchers, D.L. & Thomas, L. 2001. Introduction to Distance Sampling. Oxford University Press, Oxford. 432pp.

Brenninkmeijer, A. & Stienen, E.W.M. 1992. Ecologisch profiel van de grote stern (Sterna sandvicensis). RIN-rapport 92/17. Instituut voor Bos-en Natuuronderzoek, Arnhem.

Caccamise, D.F. & Hedin, R.S. 1985. An aerodynamic basis for selecting transmitter loads in birds. *Wilson Bulletin* 97: 306-318.

Camphuysen, C.J. 2011. Lesser Black-backed Gulls nesting at Texel. Fora-ging distribution, diet, survival, recruitment and breeding biology of birds carrying advanced GPS-loggers. NIOZ-Report 2011-05, Den Burg, the Netherlands.

Camphuysen, K.J., Fox, A.D., Leopold, M.F. & Petersen, I.K. 2004. Towards standardised seabirds at sea census techniques in connection with environmental impact assessments for offshore wind farms in the U.K.: a comparison of ship and aerial sampling methods for marine birds, and their applicability to offshore wind farm assessments. NIOZ report to COWRIE (BAM – 02-2002), Texel, 37pp.

Cochran, W., 1980. Wildlife telemetry. In: S.D. Schemnitz (ed). Wildlife management techniques manual, 4th edition. Blz. 507–520. The Wildlife Society. Washington, DC.

Cooke, S.J., Hinch, S.G., Wikelski, M., Andrews, R.D., Kuchel L.J., Wolcott, T.G. & Butler, P.J. 2004. Biotelemetry: a mechanistic approach to ecology. *Trends in Ecology & Evolution* 19(6): 334-343.

Corten, A., 2000. A possible adaptation of herring feeding migrations to a changing in timing of the *Calanus finmarchicus* season in the Eastern North Sea. *ICES Journal of Marine Science* 57: 1261-1270.

Corten, A., 2001. Northern distribution of North Sea herring as a response to high water temperatures and/or low food abundance. *Fisheries Research* 50: 189-204.

Dänhardt, A. & Becker, P. 2011. Herring and Sprat Abundance Indices Predict Chick Growth and Reproductive Performance of Common Terns Breeding in the Wadden Sea. *Ecosystems* 14(5): 791-803.

Dean, B.J.,Webb, A., McSorley, C.A. & Reid,J.B., (2003), Aerial surveys of UK inshore areas for wintering seaduck, divers and grebes:2000/01 and 2001/02, JNCC Report 333, ISSN 0963 8091

Fair, J.M., Paul, E., Jones, J., Clark, A.B., Davie, C. & Kaiser, G. 2010. Guideli-nes to the use of wild birds in research (3rd edition). 1st edition by Gaunt, A.S. & Oring L.W. (eds). The Ornithological Council, Washington D.C.

Eriksen, E., R. Ingvaldsen, J.E. Stiansen & G.O. Johansen, 2012. Thermal habitat for 0-group fish in the Barents Sea: how climate variability impacts their density, lengt hand geographic distribution. *ICES Journal of Marine Science* 69: 870-879.

Fijn, R.C., Wolf, P.A., Courtens, W., Poot, M.J.M. & Stienen, E.W.M. 2011. Dispersie na het broedseizoen, trek en overwintering van Grote Sterns *Thalasseus sandvicensis* uit de Voordelta. *Sula* 24: 121-135.

Fox, C.J., B.P. Planque & C.D. Darby, 2000. Synchrony in the recruitment time-series of Plaice *Pleuronectes platessa* around the United Kingdom and the influence of sea temperature. *Journal of Sea Research* 44: 159-168.

Gremillet, D., Dell'Omo, G., Ryan, P.G., Peters, G., Ropert-Coudert, Y. & Weeks, S.J. 2004. Offshore diplomacy, or how seabirds mitigate intra-specific competition: a case study based on GPS tracking of Cape gannets from neighbouring colonies. *Marine Ecology Progress Series* 268: 265-279.

Gyimesi, A., Boudewijn, T.J., Poot, M.J.M. & Buijs, R-J. 2011. Habitat use, feeding ecology and breeding success of Lesser black-backed gulls in Lake Volkerak. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Henderson, P.A., 1998. On the variability in Dab *Limanda limanda* recruitment: a zoogeographic study. *Journal of Sea Research* 40: 131-142.

Hislop, J.R.G., M.P. Harris & J.M.G. Smith, 1991. Variation in the calorific value and total energy con-tent of the lesser sandeel (Ammodytes marinus) and other fish preyed on by seabirds. *Journal of Zoology* 224: 501-517.

Holzhauer, H., Prins, T. & Boon, A. 2010. Hypothesedocument MEP NCV. Te toetsen hypothese en effectrelaties voor beantwoording en de evaluatievragen. Intern Deltares document d.d. 21 juli 2010, 79 pp.

Husebo, A., A. Slotte & E.K. Stenevik, 2007. Growth of juvenile Norwegian spring-spawning herring in relation to latitudinal and interannual differences in temperature and fish density in their coastal and fjord nursery areas. *ICES Journal of Marine Science* 64: 1161-1172.

Kay, D. G. & A. E. Brafield, 1973. The Energy Relations of the Polychaete Neanthes (= Ne-reis) virens (Sars). *Journal of Animal Ecology* 42: 673-692.

Kahlert, J., Desholm, M., Clausager, I. & Petersen, I.K. 2000. Environmental impact assessment of an offshore wind park at Rødsand. Technical report on birds. NERI, Rønde.

Klaassen M., Zwaan B., Heslenfeld P., Lucas P. & Luijckx B. (1992) Growth-rate associated changes in the energy-requirements of tern chicks. *Ardea* 80 (1) : 19 - 28.

Kraker, C. de, 2001. Verslag Hompelvoet/Markenje, Kleine Stampersplaat 2001. Ecologisch adviesbureau Sandvicensis, Burgh-Haamstede.

Kraker, C. de & Derks, P.J.T. 2003. Verslag Hompelvoet/Markenje, Kleine Stampersplaat 2003. Ecologisch adviesbureau Sandvicensis, Burgh-Haamstede.

Kraker, C. de & Derks, P.J.T. 2004. Verslag Hompelvoet/Markenje, Kleine Stampersplaat 2004. Ecologisch adviesbureau Sandvicensis, Burgh-Haamstede.

Kraker, C. de & Derks, P.J.T. 2005. Verslag Hompelvoet/Markenje, Kleine Stampersplaat 2005. Ecologisch adviesbureau Sandvicensis, Burgh-Haamstede.

Kraker, C. de 2007. Broedvogels Grevelingen – 2006. Ecologisch adviesbureau Sandvicensis, Burgh-Haamstede.
Kraker, C. de 2008. Broedvogels Grevelingen – 2007. Ecologisch adviesbureau Sandvicensis, Burgh-Haamstede.
Kraker, C. de 2009. Broedvogels Grevelingen – 2008. Ecologisch adviesbureau Sandvicensis, Burgh-Haamstede.
Kraker, C. de 2010. Broedvogels Grevelingen – 2009. Ecologisch adviesbureau Sandvicensis, Burgh-Haamstede.
Kraker, C. de 2011. Broedvogels Grevelingen – 2010. Ecologisch adviesbureau Sandvicensis, Burgh-Haamstede.
Kristensen, E., 1984. Life cycle, growth and production in estuarine populations of the polychaetes Nereis virens and N. diversicolor. *Holarctic Ecology* 7: 249 - 256.
Loeng, H & H. Gjosæter, 1990. Growth of 0-group fish in relation to temperature conditions in the Barents Sea during the period 1965-1989. ICES Document CM 1990/G: 49.
Meininger, P.L., F.A. Arts & N.D. van Swelm, 2000. Kustbroedvogels in het Noordelijk Deltagebied: ontwikkelingen, knelpunten en potenties. Rapport RIKZ/2000.052. Middelburg.
Ottersen, G. & H. Loeng, 2000. Covariability in early growth and year-class strength of Bartents Sea cod, haddock, and herring: the environmental link. *ICES Journal of Marine Science* 57: 339-348.
Parsons, M., Mitchell, I., Butler, A., Ratcliffe, N., Frederiksen, M., Foster, S., and Reid, J. B. 2008. Seabirds as indicators of the marine environment. *ICES Journal of Marine Science*, 65: 1520–1526.
Pedersen, J. & J.R.G Hislop, 2001. Seasonal variations in the energy density of fishes in the North Sea. *Journal of Fish Biology* 59: 380-389.
Phalan, B., Phillips, R.A., Silk, J.R.D., Afanasyev, V., Fukuda, A., Fox, A., Catry, P., Higuchi, H. & Croxall, J.P. 2007. Foraging behaviour of four albatross species by night and day. *Marine Ecology Progress Series* 340: 271-286.
Phillips, R.A., Xavier, J.C. & Croxall, J.P. 2003. Effects of satellite transmitters on albatrosses and petrels. *Auk* 120: 1082-1090.
Poot, M.J.M., Heunks, C., Prinsen, H.A.M., van Horssen, P.W. & Boudewijn, T.J. 2006. *Zeevogels in de Voordelta in 2004/2005 en 2005/2006*. Nulmeting in het kader van Monitoring en Evaluatie Programma, Project Mainport Rotterdam - MEP MV2; Perceel 4: Vogels. Bureau Waardenburg bv, Culemborg.
Poot, M.J.M., Fijn, R.C., Jonkvorst, R.-J., Heunks, C., Collier, M.P., de Jong, J. & van Horssen, P.W. (2011). *Aerial surveys of seabirds in the Dutch North Sea May 2010 – April 2011*. Seabird distribution in relation to future offshore wind farms. Bureau Waardenburg, Culemborg.
RIKZ 2007. Natuurcompensatie Maasvlakte Twee in de Voordelta. De inzet van kennis over de ecologie en morgologie van de Voordelta om het maatregelenpakket ter compensatie van de natuureffecten van de Tweede Maasvlakte te verantwoorden. Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Kust en Zee rapport RIKZ/2007.006, Den Haag, NL.
Ryan, P.G., Petersen, S.L., Peters, G. & Gremillet, D. 2004. GPS tracking a marine predator: the effects of precision, resolution and sampling rate on foraging tracks of African Penguins. *Marine Biology* 145: 215-223.
Santoul, F, Segura, G, Mastrorillo, S. 2004. Environmental determinants of Great Cormorant (*Phalacrocorax carbo*) distribution in small man-made waterbodies – a case study of gravel pits in southwest France. *Hydrobiologica* 529: 179-186.

Steiner, I., C. Burgi, S. Werffeli, G. Dell'Omo, P. Valenti, G. Troster, D.P. Wolfer & H-P. Lipp, 2000. A GPS-logger and software for analysis of Homing in Pigeons and Small Mammals. Physiology & Behaviour 71: 589-596.

Stienen E.W.M. 2006. Living with gulls : trading off food and predation in the Sandwich Tern *Sterna sandvicensis* Wageningen, Alterra, 192p. (Alterra scientific contributions ; 15), Proefschrift Rijksuniversiteit Groningen.

Stienen, E.W.M. & Brenninkmeijer, A. 1992. Ecologisch profiel van de visdief (Sterna hirundo). RIN-rapport 92/18. Instituut voor Bos-en Natuuronderzoek, Arnhem.

Stienen, E.W.M.; Brenninkmeijer, A. (1999). Keep the chicks moving: how Sandwich Terns can minimize kleptoparasitism by Black-headed gulls. *Animal Behaviour* 57: 1135-1144.

Stienen, E.W.M. & A. Brenninkmeijer, 2006. Effects of brood size and hatching sequence for prefledging mortality in Sandwich Terns: why lay two eggs? *Journal of Ornithology* 147: 520-530.

Stienen E.W.M. & Brenninkmeijer A. 2002. Variation in growth in sandwich tern chicks *Sterna sandvicensis* and the consequences for pre- and post-fledging mortality. *Ibis*144(4): 567-576.

Stienen E.W.M., et al. 2001.

Stienen E.W.M., Brenninkmeijer A. & van der Winden J. 2009. De achteruitgang van de Visdief in de Nederlandse Waddenzee Exodus of langzame teloorgang? *Limosa* 82: 171-186.

Stienen, E., Courtens, W., Vanermen, N., Verstraete, H. 2013. Terns as health indicators for the pelagic realm. In proceeding of the Waterbird Society 37th Annual Meeting, Wilhemshaven.

Strucker, R.C.W., M.S.J. Hoekstein, P.A. Wolf & P.L. Meininger, 2008. Kustbroedvogels in het Deltagebied in 2007. Rapport RIKZ/2007.016. Rijksinstituut voor Kust en Zee / RIKZ, Middelburg.

Strucker, R.C.W., M.S.J. Hoekstein & P.A. Wolf, 2013. Kustbroedvogels in het Deltagebied in 2012. RWS Centrale Informatievoorziening BM 13.18. Rapport. Ministerie van Infrastructuur en Milieu. Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat, Den Haag.

Vanaverbeke, J., Franco, M.A., Remerie, T., Vanreusel, A., Vincx, M., Moodley, L., Soetaert, K., van Oevelen, D., Courtens, W., Stienen, E., Van de Walle, M., Deneudt, K., Vanden Berghe, E., Draisma, S., Hellemans, B., Huyse, T., Volckaert, F.A.M.J. & Van den Eynde, D. 2007. Higher trophic levels in the southern North Sea “TROPHOS”: Final report EV/25. Belgian Science Policy: Brussel. 89 pp.,

Vanaverbeke J, Braarup Cuykens A, Braeckman U, Courtens W, Cuveliers E, Deneudt K, Goffin A, Hellemans B, Huyse T, Lacroix G, Larmuseau M, Mees J, Provoost P, Rabaut M, Remerie T, Savina M, Soetaert K, Stienen EWM, Verstraete H, Volckaert F, Vincx M. Understanding benthic, pelagic and airborne ecosystem in-teractions in shallow coastal seas. “WestBanks”. Final Report. Brussels: Belgian Science Policy Office 2011 – 82 p.

Vandenabeele, S.P., Shepard, E.L., Grogan, A. & Wilson, R.P. 2011a. When three per cent may not be three per cent; device-equipped seabirds experience variable flight constraints. *Marine Biology* 159(1): 1-14.

Vandenabeele, S.P., Wilson, R.P. & Grogan, A. 2011b. Tags on seabirds: how seriously are instrument-induced behaviours considered? Animal Welfare 20: 559-571.

van der Kooij, J. B.E. Scott & S. Mackinson, 2008. The effects of environmental factors on daytime sandeel distribution and abundance on the Dogger Bank. *Journal of Sea Research* 60: 201-209.

van Deurs, M., R. van Hal, M.T. Tomczak, S.H.Jónasdóttir & P. Dolmer, 2009. Recruitment of lesser sandeel *Ammodytes marinus* in relation to density dependence and zooplankton composition. *Marine Ecology Progress Series* 381: 249-258.

Veen, J, 1977. Functional and causal aspects of nest distribution in colonies of Sandwich Tern (Sterna s.sandvicensis Lath.). Proefschrift Rijksuniversiteit Groningen.

Wanless, S., M. P. Harris, P. Redman & J.R. Speakman, 2005. Low energy values of fish as a proba-ble cause of a major seabird breeding failure in the North Sea. *Marine Ecological Progress Series* 294: 1- 8.

Wanless, S., P.J. Wright, M.P. Harris & D.A. Elston, 2004. Evidence for decrease in size of lesser sandeels *Ammodytes marinus* in a North Sea aggregation over a 30-yr period. *Marine Ecology Progress* Series 279: 237-346.

Weimerskirch, H., Bonadonna, F., Bailleul, F., Mabille, G., Dell'Omo, G. & Lipp, H.P. 2002. GPS Tracking of Foraging Albatrosses. *Science* 295: 1259-1259.

Weimerskirch, H., Pinaud, D., Pawlowski, F. & Bost, C-A. 2007. Does prey capture induce area-restricted search? A fine-scal study using GPS in a Marine Predator, the Wandering Albatross. *The American Naturalist* 170(5): 734-743.

Wilson R.P., Pütz K., Peters G., Culik B., Scolaro J.A., Charrassin J.-B. & Ropert-Coudert Y., 1997. Long-term attachment of transmitting and recording devices to penguins and other seabirds. *Wildlife Society Bulletin* 25: 101–106.

Wilson, R.P., D. Gremillet, J. Syder, M.A.M. Kierspel, S. Garthe, H. Weimerskirch, C. Schafer-Neth, J.A. Scolaro, C-A. Bost, J. Plotz & D. Nel, 2002. Remote-sensing systems and seabirds: their use, abuse and potential for measuring marine environmental variables. *Marine Ecology Progress Series* 228: 241-261.

Zavalaga, C.B., Alfaro-Shigueto, J. & Dell'Omo, G. 2010. First GPS-Tracks of Peruvian Diving-petrel and Inca Terns in Southern Peru. Report presented to the Pacific Seabird Group Conservation Small-grant Program. Nagoya, Japan, Nagoy University.

BIJLAGE 1: Achtergrondinformatie methodiek vliegtuigtellingen - *Distance sampling* en *analysis*

Telmethoden nulmeting met stripbandmethode MWTL tijdens het eerste jaar
Op het Nederlands continentaal plat (NCP) vindt sinds jaren monitoring van zeevogels plaats vanuit het vliegtuig volgens een stripbandmethode. Bij het opstellen van het meetplan is in overleg met het toenmalige RIKZ overeengekomen dat deze methode ook gebruikt zou worden om gegevens in het kader van de nulmeting te verzamelen. Hiermee zouden gegevens vergelijkbaar zijn met die verzameld in het kader van de MWTL-monitoring. Het principe van de methode berust op het tellen van vogels in een vaste strip, waarbij binnen deze strip de dichtheid wordt berekend op basis van het aantal vogels gedeeld door het oppervlak van 'monsters'. Het monsteroppervlak bestaat uit de afstand die het vliegtuig in één minuut heeft afgelegd en de stripbreedte.

Stripbandmethode seizoen 2004/2005:
- waarnemingen in een vaste strip naast het vliegtuig (ongeveer honderd meter breed) (strip A en B);
- bepaling van de dichtheid van vogels op basis van het aantal vogels waargenomen in een waarneemmonster;
- monsteroppervlak bestaat uit de afstand die het vliegtuig in één minuut heeft afgelegd en de stripbreedte;
- aanname is dat binnen strip geen detectieverlies optreedt;
- stripbreedtebepaling aan de hand van uitkomsten kalibratie via sheetmethode en calibratie met clinometer.

Lijntransect of '*Distance sampling*'-methode seizoen 2005/2006 en gedurende de T1:
- waarnemingen volgens 'Distance sampling'; prioriteit van aandacht naar strip dichtbij het vliegtuig (strip A);
- bepaling van detectiecurve per soort in relatie tot dwarse afstand vanaf het vliegtuig op basis van 5 stripbanden (A tot en met E, afstand op basis middenpositie strip);
- door middel van het fitten van een detectiecurve wordt de werkelijke dichtheid gereconstrueerd op de lijn waarlangs het vliegtuig vliegt (het betreft de binnenlijn van waaraf waargenomen kan worden, omdat er niet recht naar beneden gekeken kan worden);
- statistisch significante factoren als groepsgrootte, waarneemomstandigheden tijdens de telling (seastate) en andere factoren worden meegewogen om de schatting van de dichtheid te optimaliseren (op basis van statistische vergelijking van modeluitkomsten met en zonder genoemde factoren).

Ten aanzien van de veldmethodiek van vogeltellingen vanuit een vliegtuig werd in het eerste seizoen (Poot *et al.* 2006) geheel aangesloten bij de systematiek die RWS-RIKZ daarvoor ontwikkeld heeft. Deze veldmethode is een stripbandmethode, waarbij in een ongeveer 100 m brede strip alle vogels worden geteld. Deze strip is aan enige variatie onderhevig, maar werd in beide seizoenen vastgelegd door middel van de zogenaamde 'plastic sheet methode'. Op basis van zithouding heeft iedere waarnemer een eigen min of meer vaste stripbreedte die geteld wordt. De stripbreedte wordt voor iedere waarnemer bepaald door middel van het intekenen van de horizon en de begrenzingen van de waarneemstrip op een overheadsheet op de vliegtuigruit waar doorheen gekeken wordt volgens de door RIKZ beschreven standaard (Berrevoets & Arts 2003). Op basis van deze methode wordt een waarnemers afhankelijke stripbreedte berekend, waarna waarnemingen kunnen worden omgezet in dichtheden vogels. Op 23 november 2004 hebben de door Bureau Waardenburg nieuw in te

zetten tellers voor de vliegtuigtellingen deelgenomen aan een kalibratiesessie, de zogenaamde 'hangar-dag' op Vliegveld Midden-Zeeland, om zit- c.q. kijkhouding in het vliegtuig te oefenen en de daaruit voortvloeiende breedte van het observatiestrip te berekenen (zie Berrevoets & Arts 2003). De waarneemstrip volgens de RIKZ methode bestaat uit twee strips, een A en een B-strip.

In het tweede seizoen is de stripbandmethode uitgebreid met meerdere waarneemstrips (naast A en B, ook C tot en met E). Dit betekende dat de gegevens ook geschikt waren voor een Distance analyse. Tevens bood dit de mogelijkheid om op een tweede manier de stripbreedte per waarnemer te bepalen door het gebruik van de clinometer. Op basis van een hoekmeting en de vlieghoogte kan via goniometrie de stripbreedte uitgerekend worden. Het voordeel van het gebruik van de clinometer ten opzichte van de sheetmethode is dat alle waarnemers dezelfde stripbanden aanhouden en in principe elke individuele waarneming kan worden gekalibreerd. Alleen de eerste stripband (A) is aan variatie onderhevig, afhankelijk van de lengte van de waarnemer in combinatie met hoogte van stoel in het vliegtuig. Hierdoor varieert de hoek waaronder zo veel mogelijk schuin onder het vliegtuig kan worden gekeken.

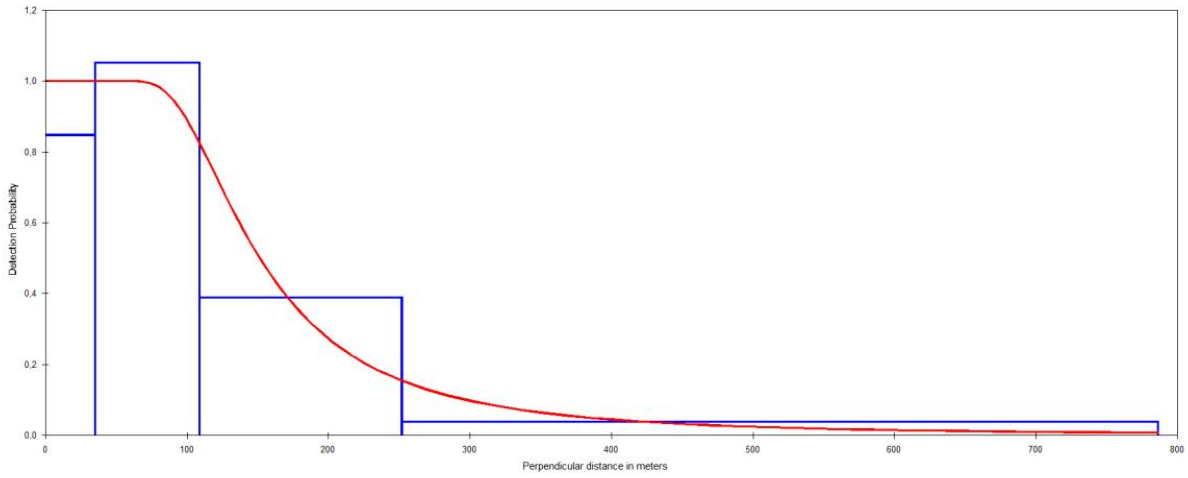
Distance sampling techniek
De Distance Sampling Techniek (Buckland *et al.* 1993, 2001, 2004) is een veld- en berekeningsmethode waarbij via het vastleggen van waarnemingen en hun afstand ten opzichte van een transectlijn (vandaar Distance), totale aantallen in een studiegebied berekend kunnen worden. De detectiekans om vogels waar te nemen vanuit een vliegtuig (of vanaf een schip) neemt af met toenemende afstand tot de gevolgde transectlijn. Het principe van de analyse methode is om dit detectieverlies te modelleren. Een detectiecurve kan worden bepaald door een wiskundige lijn door de frequentieverdeling van de waarnemingen te fitten die uitgezet is tegen de waarneemafstand. Wanneer de detectiecurve een goede fit heeft (bepaald op basis van statistische criteria) kan op grond van deze curve de werkelijke dichtheid op de transectlijn worden gereconstrueerd. Deze techniek staat daarom ook bekend als lijntransectmethode. Ter illustratie verwijzen wij naar Figuur B-1.1 waar de lijn op afstand nul de gereconstrueerde dichtheid weergeeft. Het sterke punt van de Distance sampling benadering is dat de berekeningen op basis van statistische analyses plaatsvinden, zodat alle uitkomsten van bijvoorbeeld de aantalschattingen begeleid worden met betrouwbaarheidsintervallen. Om deze analyses te doen is software beschikbaar op internet (Distance versie 6.0, release 2.0, Thomas *et al.* 2010).

Een belangrijke voorwaarde van uitvoering van deze techniek is dat de waarnemers er naar moeten streven om in de eerste afstandklasse alle vogels te detecteren (strip A, Figuur 5.5 in §5.2). De kans op detectie van een vogel is dichtbij altijd het hoogst en zal met de afstand geleidelijk afnemen. Wanneer waarnemers systematisch op deze manier waarnemen, zal de wiskundige fit van de detectiecurve het best zijn, en daarmee ook de betrouwbaarheid van de verdere uitkomsten. Indien er voldoende waarnemingen zijn, is het mogelijk situatieafhankelijke detectiecurves te bepalen, zodat correcties mogelijk zijn zoals voor effecten van verschillen in waarneemomstandigheden of systematische verschillen tussen waarnemers.

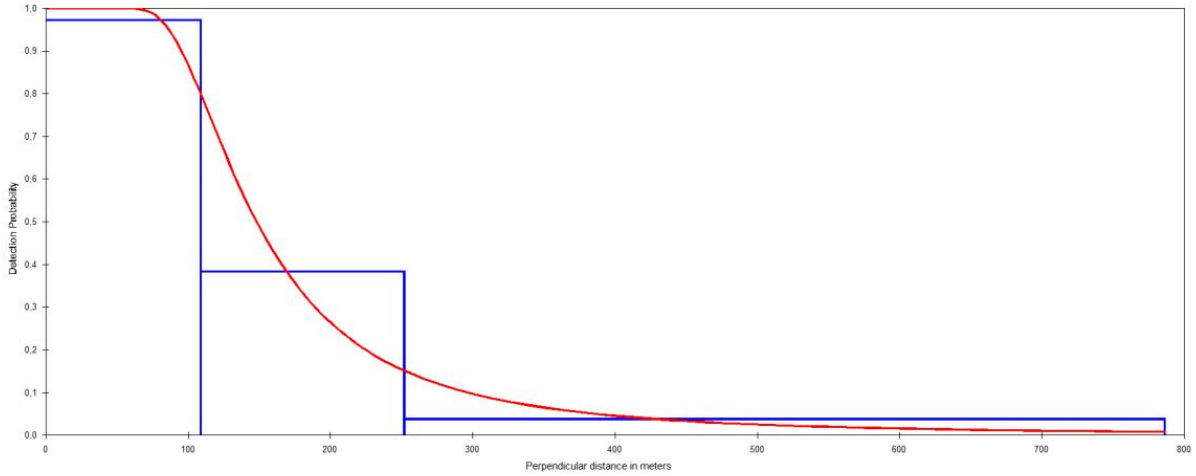
Er zit ten aanzien van het tellen van onderduikende vogels als aalscholvers een methodische beperking aan lijn-transect vliegtuigtellingen vast, namelijk dat juist een deel van deze vogels dichtbij de transectlijn niet kan worden waargenomen doordat ze als reactie op de aanwezigheid van het vliegtuig onderduiken. Daarmee wordt voor deze vogels niet voldaan aan één van de sleutelaannames binnen de Distance analyse, namelijk dat waarnemers dichtbij de lijn de meest maximale detectie hebben. Daarnaast kan het zijn dat een deel van de vogels onder water aan het foerageren is op het moment van passage, waardoor ze eveneens aan het waarnemersoog worden onttrokken. Doordat vogels gemist worden op en

dichtbij de transectlijn (de zogenaamde g(0) is niet gelijk aan 1 (100%), waarin g(0) de kans is dat vogels op de transectlijn worden waargenomen) vallen de aantalschattingen lager uit als hier niet voor gecorrigeerd wordt. In het geval van Distance analyse kan een correctie op twee manieren plaatsvinden. Ten eerste kan een correctie worden uitgevoerd als de g(0) bekend is door aanvullend onderzoek. Dit aanvullend onderzoek is voor veel onderduikende soorten echter niet beschikbaar. Een alternatieve manier is bij de bepaling van de detectiecurve rekening te houden met de onderschatting van het aantal vogels in de eerste waarneemstripband door de beïnvloede stripband uit te sluiten dan wel samen te voegen, waardoor de statistische fit beter uitpakt. Bij de bespreking van de resultaten van de analyses wordt hier een nadere toelichting op gegeven.

Twee detectiecurves van waargenomen grote sterns worden weergegeven in Figuur B-1.1 en B-2.2. Eén is gemaakt op basis van de oorspronkelijke stripbanden Figuur B-1.1 en één waarbij stripband A en B zijn samengenomen (Figuur B-1.2). In Figuur B-1.1 is te zien dat er een onderschatting van het aantal grote sterns in de eerste stripband optrad, dit terwijl je juist zou verwachten dat in de eerste stripband de meeste grote sterns waargenomen zouden worden. Dat dit niet het geval is, duidt er op dat in deze stripband een verstorend effect van het vliegtuig moet hebben opgetreden. Meest voor de hand liggend is dat vogels in de stripband A door de verstoring stripband B zijn ingevlogen. Het is regelmatig waargenomen dat grote sterns dicht bij het vliegtuig reageren op het vliegtuig. Zoekende en foeragerende vogels gaan over in een vlucht waarbij zij zich verwijderen van de transectlijn en vogels in een pendelvlucht versnellen, met name vogels die op enige hoogte vliegen. Wanneer een wiskundige trendlijn door deze data wordt gefit (de *hazard-rate* functie bleek voor deze dataset in alle gevallen de beste fits te geven), zal het duidelijk zijn dat een dergelijke reconstructie van de detectiecurve een onderschatting van de dichtheid en vervolgens van de geschatte totaalpopulatie zal geven. Met deze bewerking wordt door Distance gecorrigeerd voor het effect van verlaagde aantallen in de A strip.

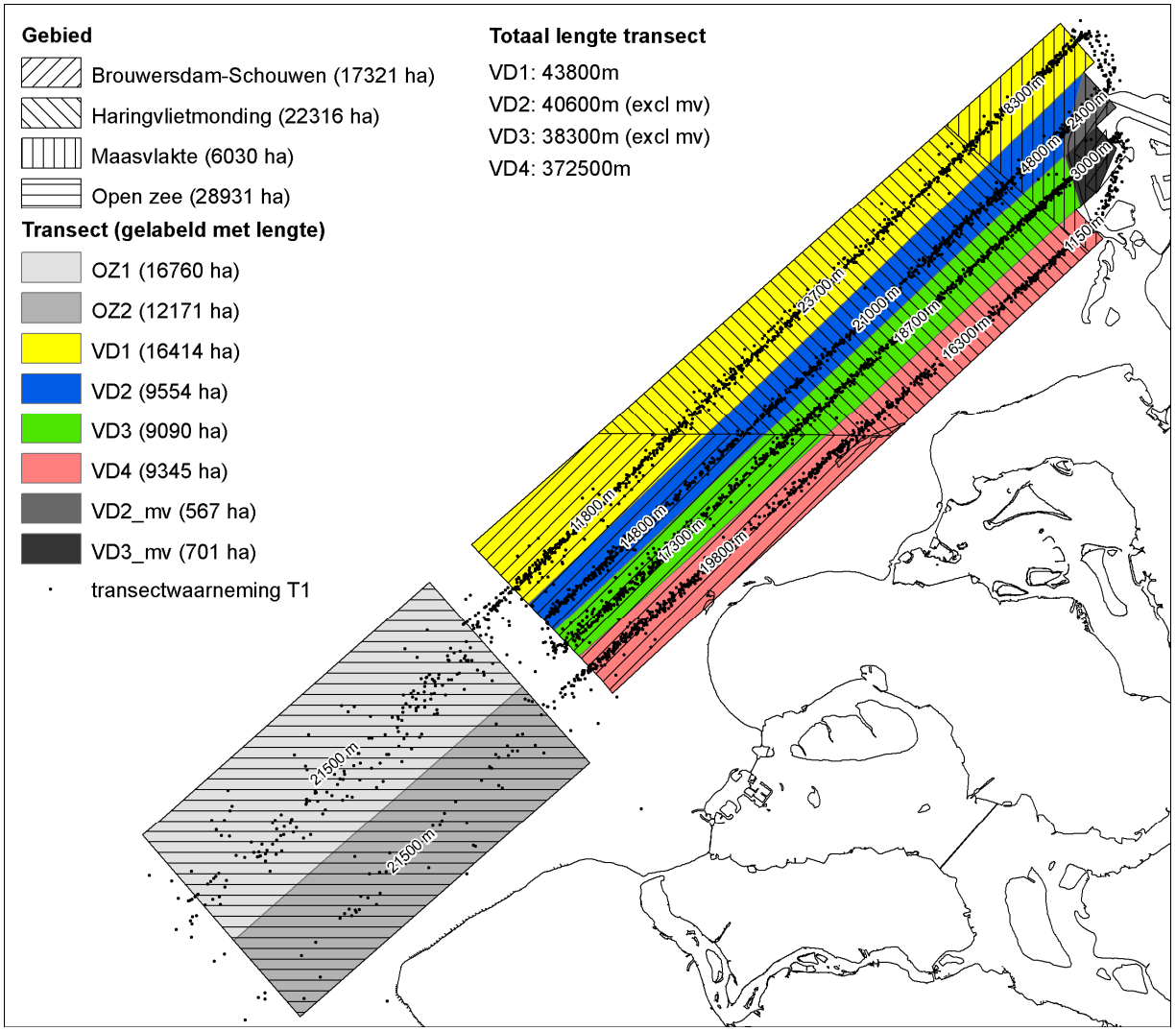


Figuur B-1.1 *Detectie curve voor grote sterns (hazard-rate functie met cosine adjustment), met waarnemingen alleen aan zijde van vliegtuig met zonlicht mee. In strip A worden proportioneel minder vogels waargenomen dan in B. Dit wordt voor een belangrijk deel verklaard doordat vogels reageren op het passerende vliegtuig. De gefitte detectiecurve die de dichtheid schat op de transectlijn (afstand 0) komt daarmee te laag uit.*

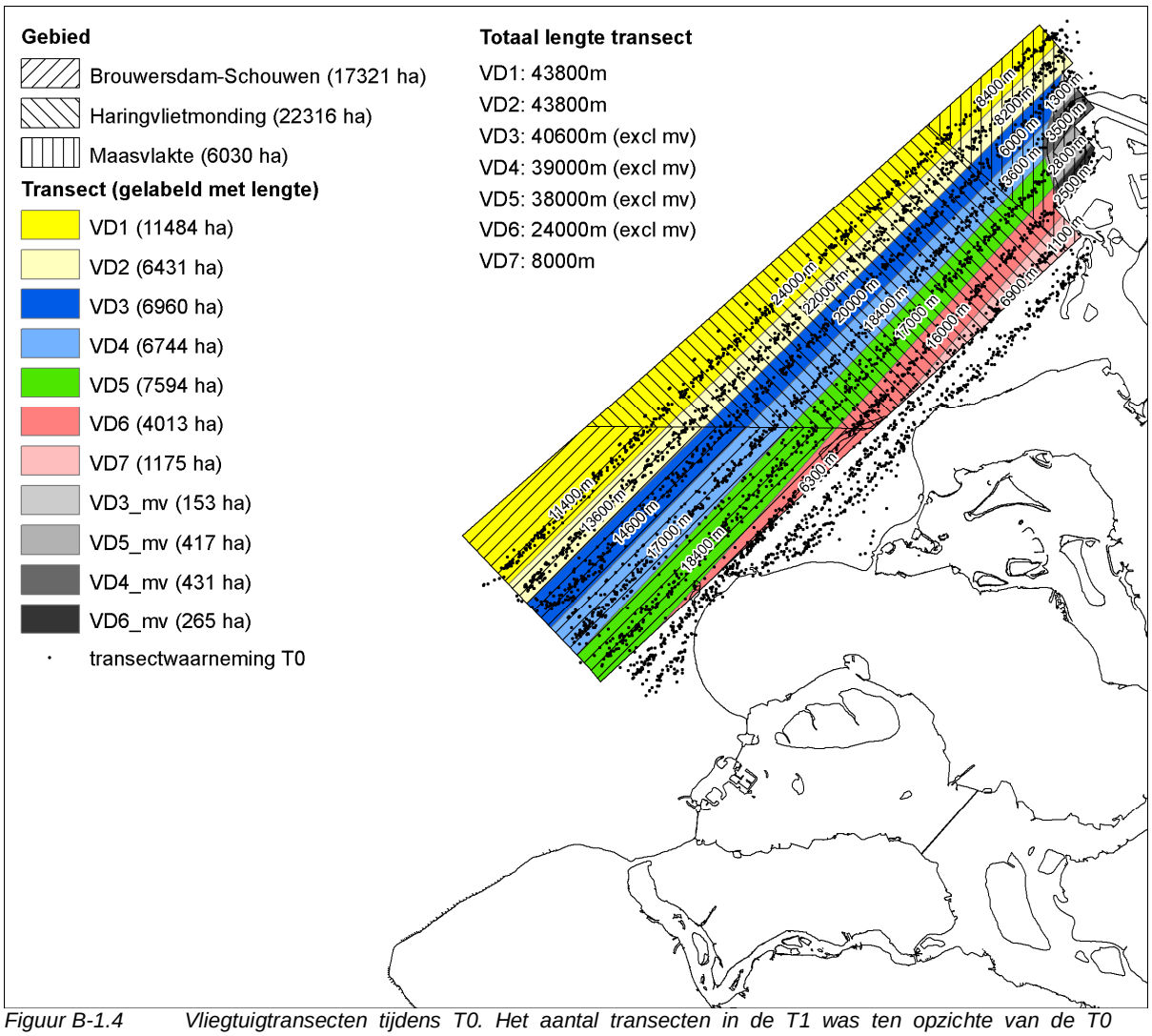


Figuur B-1.2 *Detectie curve voor grote sterns (hazard-rate functie met cosine adjustment) van een analyse waarin strip A en B zijn samengenomen (binning). De gefitte curve wordt nu niet 'naar beneden' getrokken door de 'verstoorde' waarnemingen in stripband A.*

Wanneer een striptransectmethode is gebruikt, waarbij alleen de waargenomen vogels in stripband A en B zijn vastgelegd (conform de standaardmethode van het MWTL, Berrevoets & Arts (2003)), kunnen deze gegevens ook in Distance worden geanalyseerd en wel met een uniforme detectiecurve.



Figuur B-1.3 *De ligging van de vier vliegtuigtransecten tijdens T1 waarmee dichtheden en verspreiding van sterns en aalscholvers in het open zeegebied van de Voordelta tussen de Maasvlakte en de Oosterscheldekering werd bepaald. In het open zeegebied voor de kust van Walcheren lagen twee transecten.*



Figuur B-1.4 *Vliegtuigtransecten tijdens T0. Het aantal transecten in de T1 was ten opzichte van de T0 teruggebracht van acht naar vier, zodat voor de vergelijking van T0 en T1 zijn alleen de vier overlappende transecten VD1, VD3, VD4 en VD6 gebruikt. Tijdens de T0 was er geen dekking van het open zeegebied voor de kust van Walcheren.*

Literatuur

Berrevoets, C.M. & F.A. Arts, 2003. Midwintertelling van zee-eenden in de Waddenzee en de Nederlandse kustwateren, januari 2003. Rapport RIKZ/2003.008. RWS, RIKZ / Delta ProjectManagement, Middelburg / Culemborg.

Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P. and Laake, J.L. 1993. Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations. Chapman and Hall, London. 446pp.

Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., Borchers, D.L. and Thomas, L. 2001. Introduction to Distance Sampling. Oxford University Press, Oxford. 432pp.

Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., Borchers, D.L. and Thomas, L. eds. 2004. Advanced Distance Sampling. Oxford University Press, Oxford. 414pp.

Poot, M.J.M., Heunks, C., Prinsen, H.A.M., van Horssen, P.W., & Boudewijn, T.J. 2006. *Zeevogels in de Voordelta in 2004/2005 en 2005/2006*. Nulmeting in het kader van Monitoring en Evaluatie Programma, Project Mainport Rotterdam - MEP MV2; Perceel 4: Vogels. Bureau Waardenburg bv, Culemborg.

Thomas, L., Buckland, S.T., Rexstad, E.A., Laake, J.L., Strindberg, S., Hedley, S.L., Bishop, J.R.B., Marques, T.A. and Burnham, K.P. 2010. Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. J. App. Ecol. 47, 5-14.

BIJLAGE 2: Onderzoek naar gebiedsgebruik met behulp van radiozenders

Onderzoek met radiozenders in 2009 en 2010

Tijdens de broedseizoenen van 2009 en 2010 is het onderzoek naar het gebiedsgebruik in de Voordelta van grote sterns en visdieven gestart met behulp van radiozenders. In de loop van 2010 werden de eerste tekenen zichtbaar dat de ontwikkelingen met GPS-loggers zo snel gingen dat binnen afzienbare tijd deze voldoende klein zouden kunnen worden geproduceerd om te kunnen toepassen bij grote sterns en we deze geavanceerdere techniek, zoals gehoopt bij het opzetten van het onderzoeksplan, binnen dit project zouden kunnen inzetten. In 2011 was het mogelijk de eerste testen met prototypen te doen, waarna vervolgens de techniek in 2012 en 2013 zeer succesvol is ingezet in de Delta. De bevindingen verkregen met GPS-loggers zijn dermate meer informatief dat we daar de meeste aandacht aan geven en de resultaten van de eerste twee onderzoeksjaren verkregen door middel van radiozenders in deze bijlage worden gepresenteerd.

Dit is een veelgebruikte methode die met succes was toegepast bij reuzenstern (Anderson *et al.* 2005), visdief (Bugoni *et al.* 2005), zwarte stern (Poot *et al.* niet-gepubliceerde gegevens) en dwergsterns (Perrow *et al.* 2006). In drie verschillende kolonies werden in totaal 60 visdieven en 30 grote sterns gevangen en voorzien van een 1 grams radiozenders van de firma Microtes. Vogels werden met inloopkooien op het nest gevangen in het Haringvliet op de Scheelhoek (grote sterns (n = 15 in 2009, 15 in 2010) en visdieven (15 in 2009 en 15 in 2010) en Slijkplaat (visdieven (15) in 2009) en op de Maasvlakte-Vogelvallei (visdieven (15) in 2010). Met behulp van deze zenders konden de vogels in het veld worden teruggevonden en kan aan- en afwezigheid worden bijgehouden in de kolonie. Hierdoor werd inzicht verkregen in habitatgebruik en foerageerduur. Naast de zender werden vogels ook met een individueel herkenbare codering gekleurd met picrine of zilvernitraat om ze terug te kunnen vinden in het veld en in de kolonie (zie figuren B-4.2 en B-4.3). Ook werd elke gevangen vogel geringd en van een kleurring voorzien (in 2009 egaal geel en in 2010 gecodeerd blauw).

De uitgezonden signalen van de radiozenders werden opgevangen door in de kolonie geplaatste ontvangers (Figuur B-2.1) waarbij nummer, tijd en signaalsterkte werden opgeslagen in een database. Ook werd vanaf de kust met een handontvanger en antenne gezocht naar sterns. Daarnaast werd onder een vliegtuig een antenne gemonteerd waarop binnen een ontvanger kon worden aangesloten. Hiermee werd het mogelijk op zoek te gaan naar gezenderde sterns verder op zee. In totaal zijn in de twee seizoenen 29 vluchten met ontvanger boven de Voordelta uitgevoerd. Op basis van alle gegevens samen ontstaat een ruimtelijk beeld van waar de zenders (en dus de gezenderde vogels) zich bevinden.

Bij de start van het project zijn detectieproeven gedaan met de zenders waarbij een maximale detectieafstand van een paar honderd meter werd vastgesteld, afhankelijk van habitat en weersomstandigheden. Op basis van de signaalsterkte kan uit meerdere waarnemingen van eenzelfde vogel vanuit het vliegtuig de positie tot op een honderdtal meters nauwkeurig bepaald worden. Omdat in 2010 met een ander type zender is gewerkt is ter kalibratie een analyse met waarnemingen uit het vliegtuig uitgevoerd om de betrouwbaarheid van de positiebepalingen nader te onderbouwen.

Zenderprestaties

Hoewel het toepassen van radiozenders veel nieuwe informatie over de verspreiding van sterns in het zeegebied heeft opgeleverd zijn er nog steeds veel beperkingen aan het gebruik van dit materiaal. De grootste beperking is dat de zenders zelf geen plaatsbepaling doen maar dat er in het veld actief moet worden gezocht naar de zenders. Onderzoekers moeten daarmee veel inspanning verrichten om vervolgens een (ten opzichte van een GPS-logger) relatief onnauwkeurige plaatsbepaling te kunnen doen. Door de weinig frequente plaatsbepalingen is het vaak niet mogelijk informatie te verkrijgen over het gedrag van de vogel of welke route de vogel gevlogen heeft.

Daarnaast bleek ook dat voor grote sterns de radiozenders voornamelijk gegevens in de Voordelta opleverden van vogels waarvan het broedsel mislukt was. Deze blijven langer op één plaats waardoor ze gemakkelijker terug te vinden waren. Het bleek moeilijk te zijn om broedende grote sterns terug te vinden in het veld doordat de trefkans vanuit het vliegtuig klein is, met name omdat adulte grote sterns



Figuur B-2.1. Automatische recorder en antenne in de Scheelhoek kolonie die de aan- en afwezigheid van gezenderde sterns vastlegde (Foto M. Poot).



Figuur B-2.2 *Grote stern *YY* (ongekleurde linkervleugel, gele (Yellow) kop, gele rechtervleugel, ongekleurde staart) met vis en zender met antenne, net zichtbaar rechts van staartpunt (Foto M. Hoekstein).*



Figuur B-2.3 *Visdief YB** met kleurring BLAUW-35 (zichtbaar om de rechterpoot) en zender 2-022 (antenne zichtbaar op de staart) voert een zeenaaldachtige aan zijn/haar kuiken (Foto R. Fijn).*

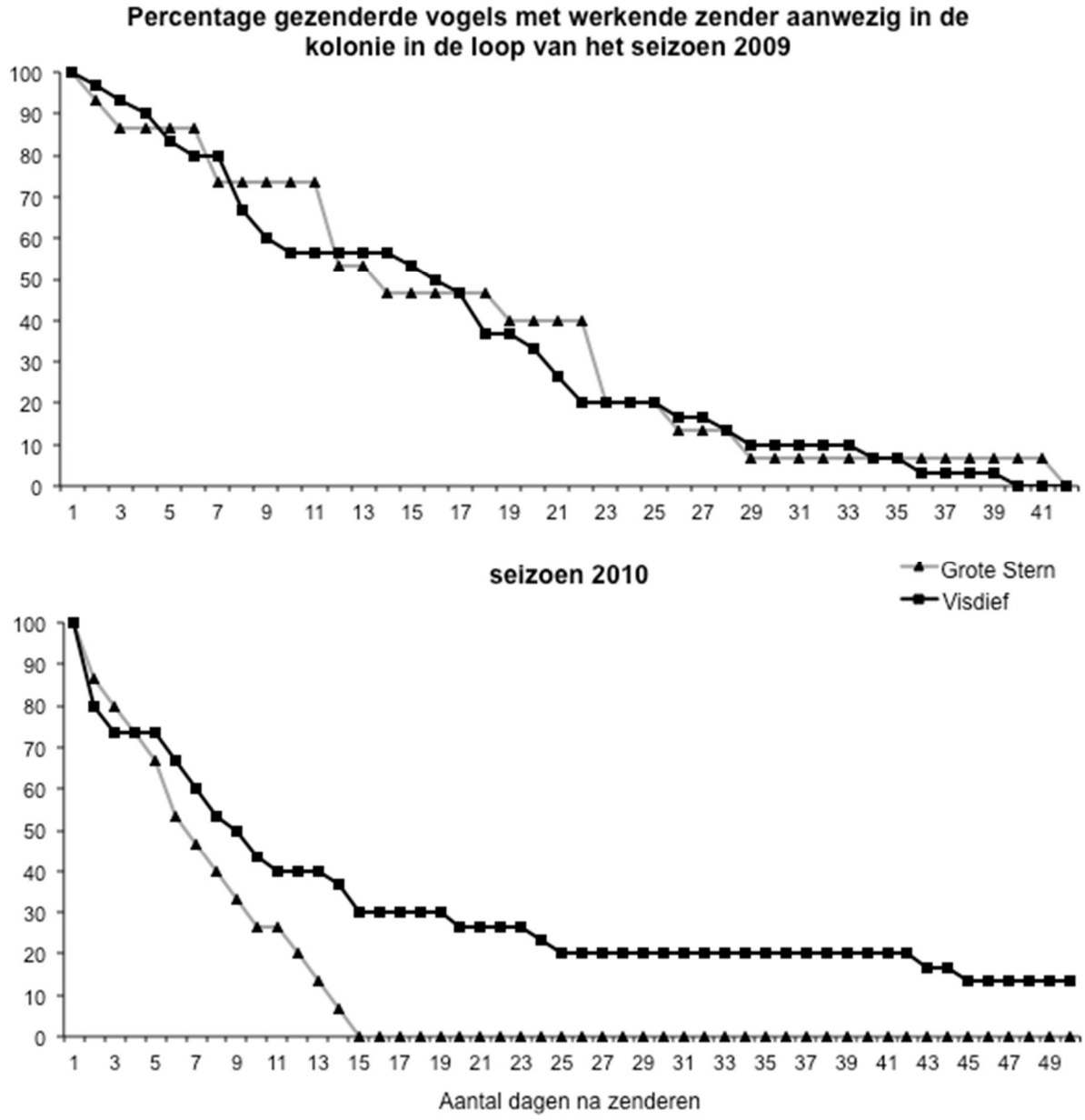
of heen en weer pendelen tussen kolonie en foerageergebied of in de kolonie verblijven, en mede omdat, op basis van waarnemingen uit het vliegtuig we vermoedden dat de vogels deels buiten het Natura 2000gebied Voordelta voedsel zoeken voor hun jongen. Dit vermoeden werd overigens bevestigd door het gebruik van GPS-loggers. Voor visdieven speelde dit minder omdat de steekproef bij deze soort veel groter was en de vogels een veel kleiner gebied gebruiken dan grote sterns. Beide factoren vergrootte de trefkans aanzienlijk.

In de loop van beide seizoenen bleek dat in slechts een enkel geval de zender bleef zitten tot aan de ruitijd (wat in principe het doel is). In veel gevallen bleek na enkele dagen tot weken de zenders niet meer op de rug van verschillende vogels te zitten. Blijkbaar heeft een aantal vogels de zender weten los te peuteren of is deze vanzelf afgevallen. Het is onduidelijk of de vogels te makkelijk bij de zender konden komen en deze eraf konden peuteren of dat de lijm niet goed genoeg hield. Uit tests op kantoor bleek dat de lijm goed houdt op flexibele ondergrond dus waarschijnlijk blijven de vogels net zo lang aan de zender trekken totdat deze loslaat.

Gemiddeld hebben de zenders in 2009 15 ± 10 dagen (min. 1 max. 41 dagen) op de rug van een vogel gezeten. In 2010 was dit korter namelijk 11 ± 11 dagen (min. 1 max. 37 dagen) (Figuur B-2.4). Een enkele keer is voorgekomen dat de zender wel het gehele seizoen op de rug van de vogels zat (visuele waarneming) maar geen data meer genereerde na een aantal dagen (kolonie waarneming), mogelijk door batterijproblemen of een ander defect.

Zeker de grote stern bleek een lastige soort om de zenders te laten dragen. Toch komen de gevonden perioden wel overeen met vergelijkbare studies aan andere soorten (e.g. Bugoni *et al.* 2005; Perrow *et al.* 2006; Adams & Takekawa 2008; Wilson *et al.* 2009). Naar alle

waarschijnlijkheid ligt de oorzaak van deze uitval puur in de aard van de soort en de mate van drukte binnen de kolonie en niet in de gebruikte methode.



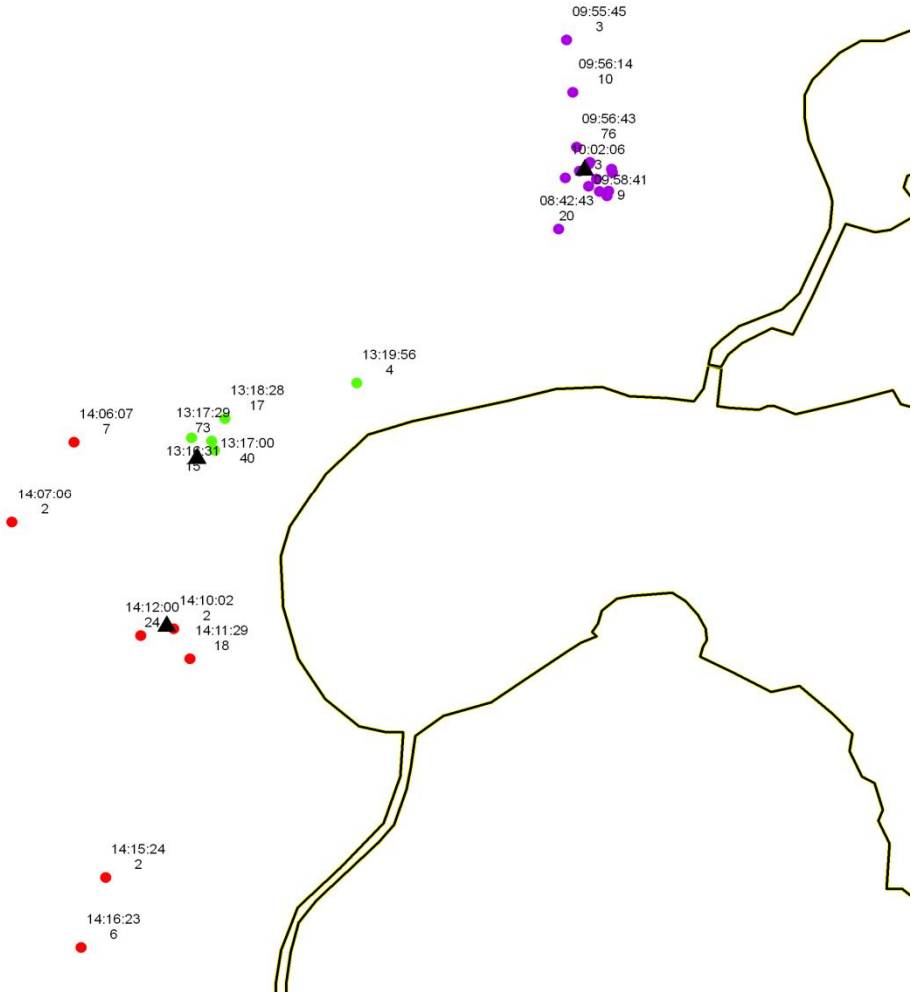
Figuur B-2.4 *Het percentage van gezenderde vogels dat gedetecteerd kon worden op de daaropvolgende dagen na het uitrusten met een zender. Opvallend is het verschil in lengte tussen 2009 en 2010 en dan met name de grote sterns in 2010.*

Daarnaast hadden we in 2010 zeer veel last van ruis op de frequentie van de gebruikte zenders. Hierdoor is de hoeveelheid data die is opgeslagen door de ontvangers van een stuk kleinere omvang dan in 2009. Storing trad vooral op in de monding van de Westerschelde en rond de Maasvlakte en de monding van het Haringvliet. Helaas bleek deze storing ook soms uit te strekken tot de Vogelvallei kolonie waardoor daar ook op sommige dagen een minimale ontvangst was. De waarschijnlijke storingsbron is vermoedelijk zendapparatuur die gerelateerd is aan de zandhoppers actief zowel in het gebied van de Tweede Maasvlakte als

in de mondingen van de Westerschelde. Aangezien de vogels al met zenders rondvlogen toen we hier achter kwamen, waren geen aanpassingen aan frequenties meer mogelijk.

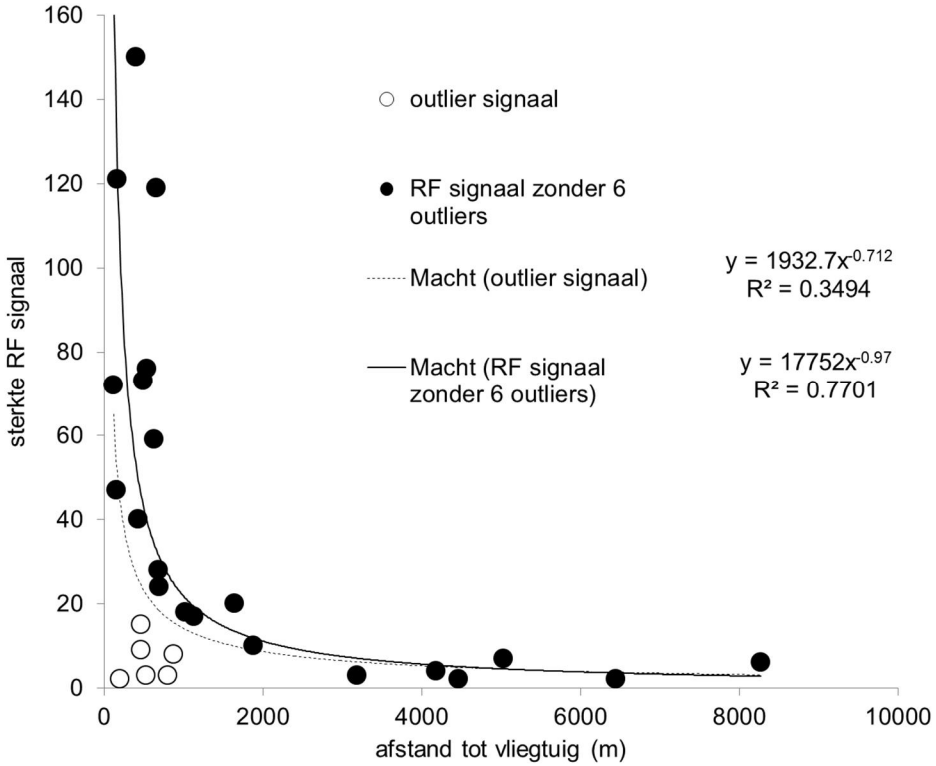
Nauwkeurigheid

Om het gebiedsgebruik van de sterns met behulp van radiozenders in kaart te brengen dienen we eerst te weten hoe nauwkeurig onze plaatsbepalingen zijn. Voorafgaand aan het veldonderzoek hebben we testen gedaan tot hoever de zenders door de ontvangers te traceren waren. Dit waren testen op de grond en onze bevindingen wezen op een afstand van 400 m. Bekend was uit ander onderzoek dat het bereik van een ontvanger bediend vanuit een vliegtuig groter zou kunnen zijn. In 2009 was het mogelijk om een idee te krijgen tot hoe ver de zenders op zee opgepikt konden worden met de ontvanger in het vliegtuig. Gedurende het seizoen 2009 kon drie maal een gezenderde vogel visueel opgepikt worden terwijl deze aan het rusten was op een zandplaat in de Voordelta, waardoor de exacte positie van de vogel bekend was (Figuur B-2.5). Van deze waarnemingen (n=27) is met behulp van GIS de precieze afstand bepaald van de locatie van de ontvanger tot het gezenderde individu. Op deze manier is een detectiecurve gemaakt van de signaalsterkte van de zenders en de afstand tot de ontvanger in een vliegtuig (Figuur B-2.6). Uit de Figuur is de te verwachten afnemende relatie tussen signaalsterkte en toenemende afstand af te lezen, maar deze is statistisch gezien zwak. Naast het beperkt aantal waarnemingen, is een belangrijkere reden dat tegen de verwachting in ook op kleine afstanden lage signaalsterktes zijn gemeten. Aangezien visueel is vastgesteld dat de vogels aan de grond zaten op platen denken we dat vooral de oriëntatie van het vliegtuig en de oriëntatie van de antenne (de antenne was in 2009 aan één kant van vliegtuig gemonteerd en naar achteren gericht) ten opzichte van de vogels een belangrijke rol in de ontvangststerkte van het signaal heeft gespeeld. Wanneer de 6 zogenaamde outliers worden verwijderd, verbetert de statistische relatie aanmerkelijk (Figuur B-2.6). De mediane afstand van alle geregistreerde waarneming betrof 690 m. 75% van de waarnemingen lag binnen de 1.800 m en 90% binnen de 4.700 m. Meer informatie over dit onderwerp wordt ook behandeld in Poot & Fijn (in prep).



Figuur B-2.5 *Kaart van visuele waarnemingen waarvan een vliegtuiglog is boven de Bollen van de Ooster en een plaat voor de kop van Schouwen.*

Daarnaast kan ook een analyse worden gedaan van alle waarnemingen vanuit het vliegtuig die tegelijkertijd ook in de kolonie worden gelogd. Dit geeft ook een indicatie van de afstand die een signaal kan afleggen. Op basis van de data van 2010 blijkt dat tot op een afstand van 2.850 meter signalen kunnen worden ontvangen. Dit zou betekenen dat vogels die bij de Haringvlietdam vissen worden gelogd in de kolonie op de Scheelhoek (afstand 2.400 m). Uit de gegevens blijkt dat dit niet vaak voorkomt waarschijnlijk doordat de Haringvlietdam zelf als een barrière fungeert voor het radiosignaal. Alleen bij het heen en weer vliegen worden vogels soms dubbel gelogd. Ook is de zendsterkte zenderspecifiek waardoor het voor een klein deel van de zenders mogelijk is dat een foeragerende vogel ook in de kolonie is gelogd. In 2010 is dit fenomeen voor het eerst waargenomen voor één zender. Dit probleem is voor de bepaling van de verspreiding van sterns op zee niet van groot belang omdat de onnauwkeurigheid van de meeste peilingen binnen de anderhalve kilometer ligt en deze schaal relatief gezien in het niet valt van de schaal van het studiegebied de Voordelta. In de kaarten met de peilingen van gezenderde vogels wordt dan ook puur de peillocatie vanuit het vliegtuig weergegeven. Het eventueel weergeven van een onzekerheidscirkel van bijvoorbeeld anderhalve kilometer voegt weinig informatie toe.



Figuur B-2.6 *Relatie van de signaalsterkte (uitgedrukt als ratio signaal/ruis) van de radiopeiling met afstand tot het vliegtuig op basis van waarnemingen op drie verschillende dagen van dezelfde grote stern rustend op verschillende platen in de Voordelta in 2009. Relationship of the signal strength (expressed as the signal/noise ratio) of the tracking with the distance to the airplane, based on observations on three different days of the same Sandwich Tern resting on different sand flats in the Voordelta in 2009 .*

Effecten radiozenders en predatie

In het verleden werden nog wel eens negatieve effecten van het gebruik van radiozenders gerapporteerd (e.g. Wilson *et al.* 1986; Wanless *et al.* 1988) maar door de voortgaande technologische ontwikkelingen en daarmee verkleining van zenders worden in meer recente studies geen effecten meer aangetoond (e.g. Klaassen *et al.* 1992; Hiraldo *et al.* 1994; Irons 1998). In deze studie is ook gekeken naar eventuele effecten van de radiozenders en het werk in kolonies op het broedsucces en het gedrag van grote sterns. Een aantal broedsels van gezenderde vogels mislukten maar dit werd veroorzaakt door predatie door roofvogels en zwartkopmeeuwen, en tegelijkertijd mislukten ook veel broedsels waarvan de oudervogels niet werden gevangen door dezelfde reden. Het is dus de vraag of het mislukken te wijten is aan de ‘normale’ predatie ofwel aan de vangst en het zenderen van een oudervogel. Feit is dat er in beide seizoenen ook verschillende gezenderde vogels met vlieg vlugge kuikens zijn waargenomen (bij grote sterns minimaal 5 van de 15 vogels in 2009 en 3 van de 15 in 2010). Ook tijdens waarnemingen van vliegende en vissende vogels met zenders werd geen afwijkend gedrag geconstateerd en ook het vangstsucces leek niet minder dan sterns zonder zenders.

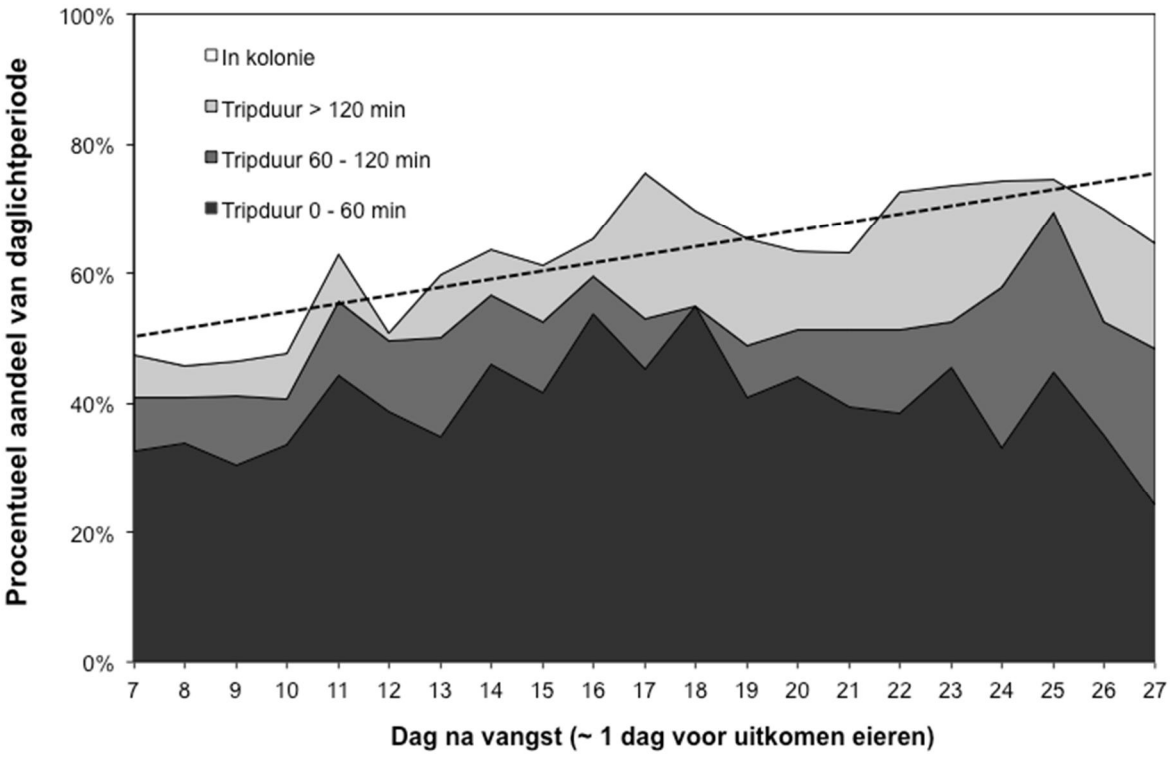
Mede door de zware predatiedruk door zwartkopmeeuwen mislukte in 2009 een groot aantal broedsels van gezenderde grote sterns op de Scheelhoek. Deze vogels met mislukte broedsels bleken gebruik te maken van de platen in het gebied zoals de Bollen van de Ooster, voor de kop van Schouwen en voor de kust van Westkapelle. Na het broedseizoen ruiden grote sterns uit het Haringvliet langs de gehele Nederlandse kust met waarnemingen

op de Hoge Platen, en op de stranden in IJmuiden, Camperduin, Texel en Ameland (Fijn *et al.* 2011). Vogels met mislukte broedsels beginnen eerder aan hun zwerftochten en werden waargenomen in de UK en Denemarken (Fijn *et al.* 2011).

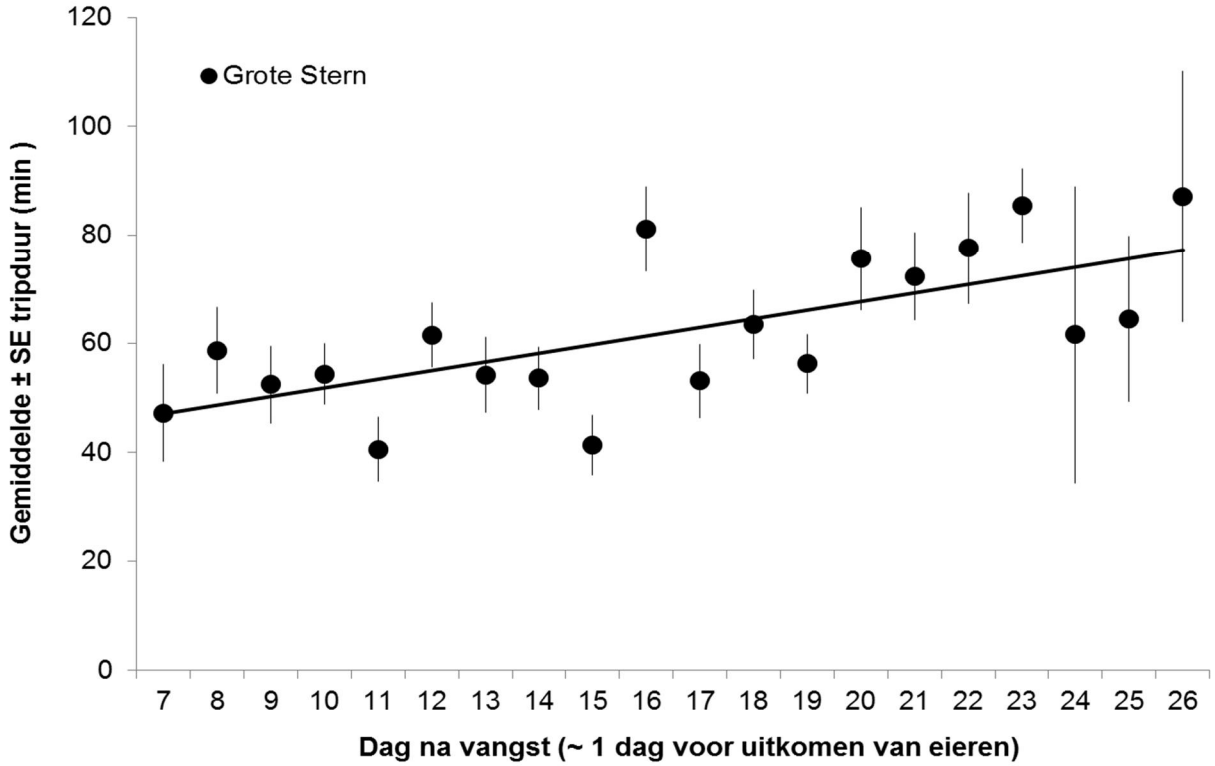
Aan- en afwezigheid van grote sterns in kolonie; indicaties voor het foerageergedrag op zee

De gegevens die de automatische stations in de kolonie hebben opgeslagen zijn een welkome aanvulling op de schaarsere gegevens verzameld op zee vanuit het vliegtuig. De automatische ontvangers dienden er in de eerste plaats voor om te controleren of de vogels nog een zender hadden en normaal gedrag vertoonden met afwisselende perioden van aan- en afwezigheid in de kolonie. Zo gauw het kuiken uit het ei is moeten de ouders continu de afweging maken om op zee te gaan foerageren of om bij het kuiken te blijven. De aan- en afwezigheid van grote sterns in de kolonie is dus een indicatie voor het foerageergedrag op zee.

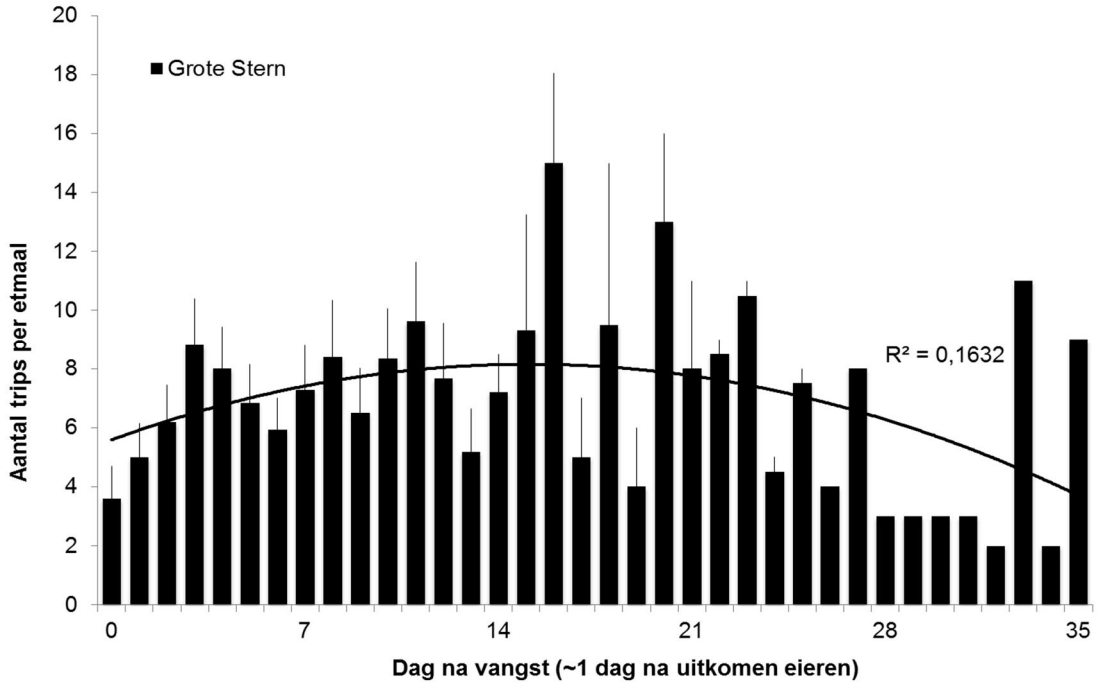
Uit de zenderdata bleek dat gezenderde grote sterns gemiddeld 63 ± 10 % (range: 46–76, n =13) van de tijd weg van de kolonie waren. Na een eerste week, waarin de afwezigheid van de broedlocatie afwijkend hoog was mogelijk door het vangen en zenderen, nam in de loop van het broedseizoen het aandeel van de dag dat ouders afwezig waren significant toe (toename van 1,3% per dag $F_{1,20}$ = 37,755, R^2 = 0,665, p < 0,001, Figuur B-2.8). Dit kwam vooral doordat de vogels langere (> 1 uur) tochten gingen maken, terwijl het aandeel tochten van minder dan een uur gelijk bleef. In lijn hiermee nam in de loop van het broedseizoen de tripduur van grote sterns toe ($F_{1,20}$ = 15,462, R^2 = 0,462, p < 0,001, Figuur B-2.9). Echter, het aantal tochten nam na een optimum richting het einde van het seizoen af (Figuur B-2.10). Een verklaring is dat aan het einde van het seizoen de voedselbehoefte van de kuikens dermate hoog is dat er grotere vissen aan moeten worden gevoerd door de ouders in lijn met waarnemingen in de enclosures en met eerdere studies (e.g. Stienen *et al.* 2000).



Figuur B-2.8 *Lineaire afname van procentueel aanwezigheid van grote sterns in de kolonie op de Scheelhoek in de loop van het broedseizoen door een toename van langere foerageertochten (> 1 uur). De x-as is te lezen als leeftijd van de jongen.*



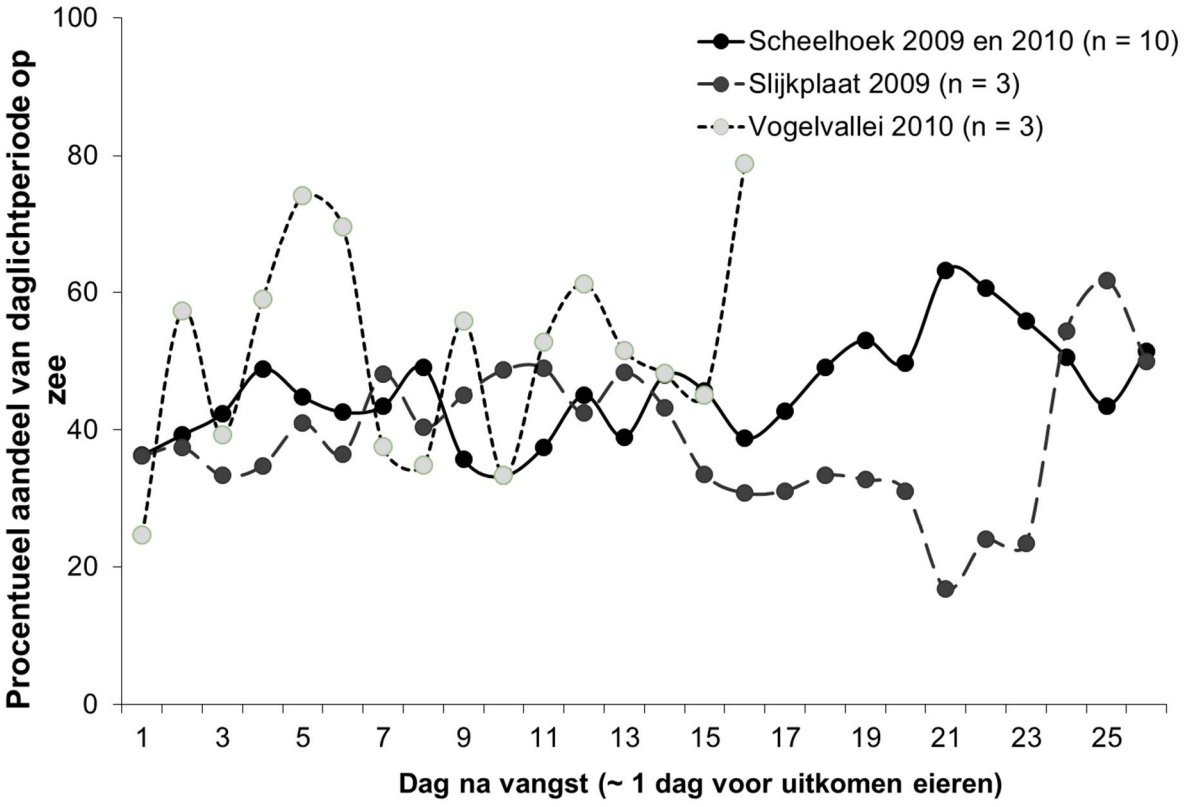
Figuur B-2.9 Toename van gemiddelde tripduur ± SE van grote sterns uit de kolonie op de Scheelhoek in de loop van het broedseizoen. Om de vogels onderling te vergelijken is dit voor elke vogel uitgedrukt als het aantal dagen na de vangst, die plaatsvond op het moment dat de eieren op uitkomen stonden. De x-as is te lezen als leeftijd van de jongen.



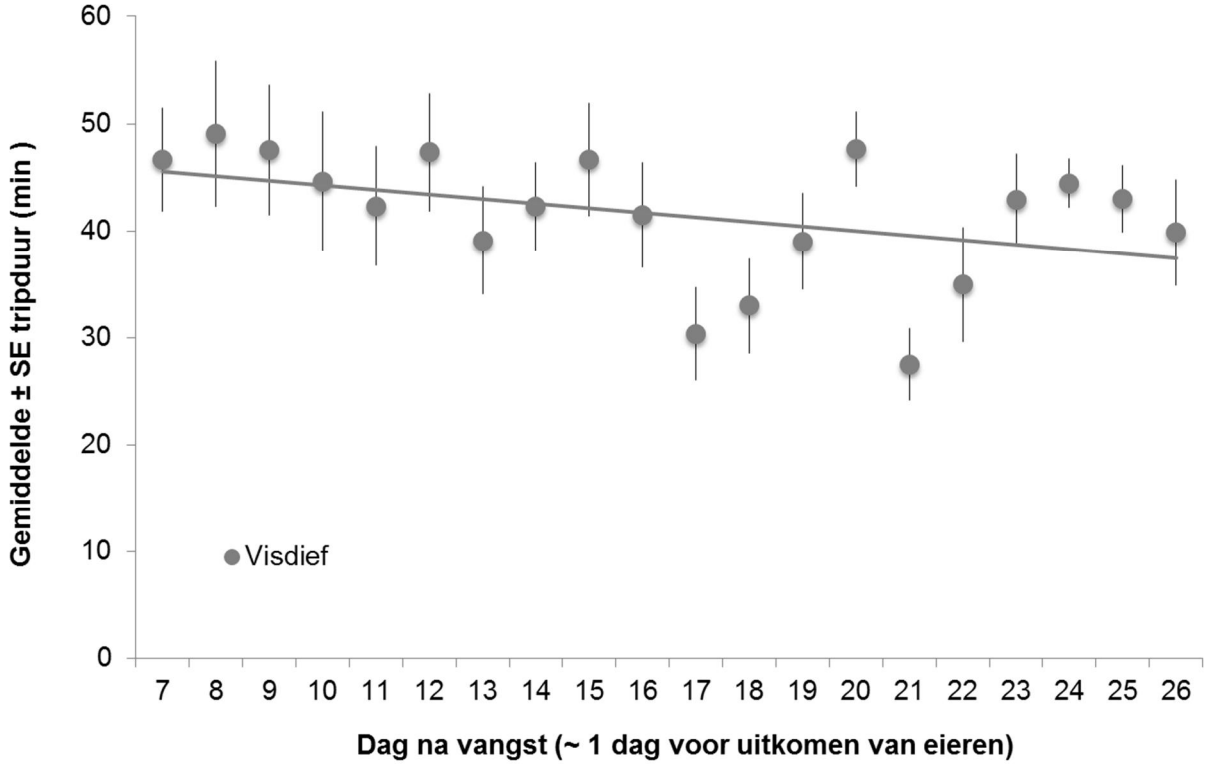
Figuur B-2.10 *Aantal foerageertochten per etmaal van grote sterns uit de kolonie op de Scheelhoek in de loop van het broedseizoen (non-lineaire regressie (optimum curve)). De x-as is te lezen als leeftijd van de jongen.*

Aan- en afwezigheid van visdieven in kolonie; indicaties voor het foerageergedrag op zee

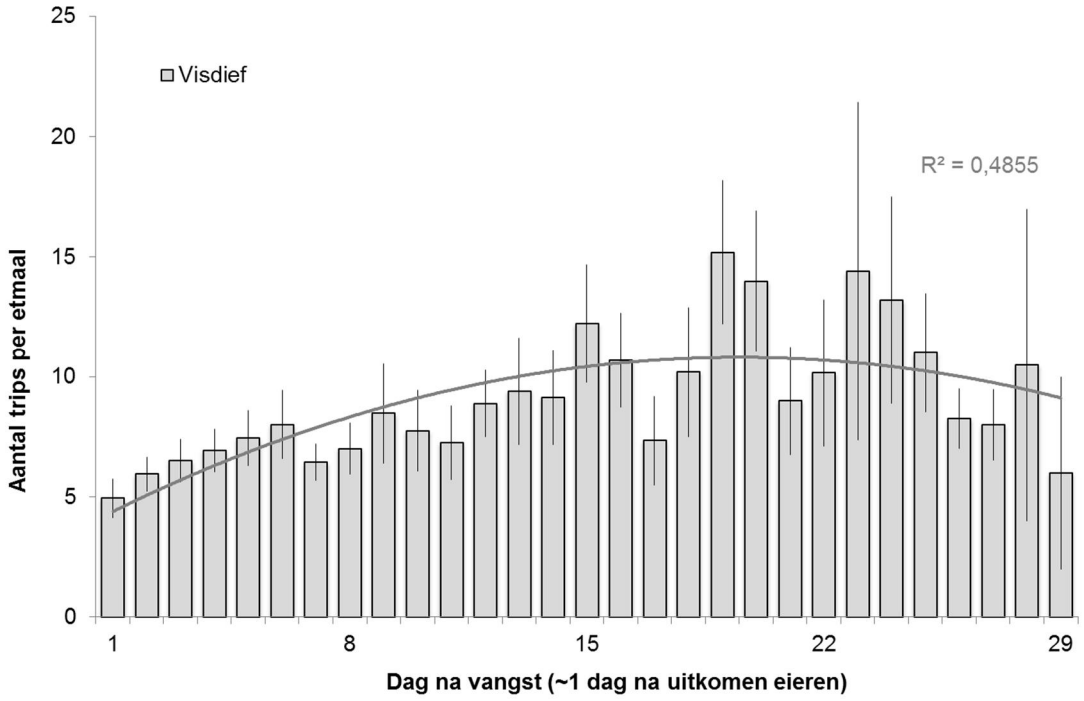
Uit de zenderdata bleek dat visdieven gemiddeld 49 ± 13 % (range: 33 – 94, n =16) van de tijd bij hun jong aanwezig zijn. Dit percentage steeg minimaal tijdens het opgroeien van de jongen (toename van 0,3% per dag; $F_{1,25}$ = 12,988, R^2 = 0,351, p < 0,01). Opvallend was het grote verschil tussen de verschillende kolonies. Op de Scheelhoek nam dit percentage licht toe tijdens het broedseizoen (toename van 0,6% per dag; $F_{1,25}$ = 13,076, R^2 = 0,353, p < 0,01, Figuur B-2.12), terwijl op de Slijkplaat en in de Vogelvallei geen toe of afname werd vastgesteld (SP: $F_{1,25}$ = 0,022, R^2 = 0,001, p = n.s.; VV: $F_{1,25}$ = 0,832, R^2 = 0,056, p = n.s, Figuur B-2.12). Zowel op de Scheelhoek als op de Slijkplaat lag het gemiddelde percentage aanwezigheid hoger dan in de Vogelvallei (Figuur B-2.12). Klaarblijkelijk moesten de vogels in de Vogelvallei harder werken, ook in het begin, om hun kuikens te voeren. Uiteindelijk is door predatie deze kolonie niet succesvol geweest en na twee weken waren alle kuikens verlaten. De vogels op de Scheelhoek en Slijkplaat besteden ongeveer evenveel tijd buiten de kolonie, echter laat in het seizoen besteden de vogels van de Slijkplaat veel minder tijd aan trips buiten de kolonie, mogelijk doordat de voedselbeschikbaarheid dichtbij de kolonie in het Haringvliet verandert. Bij de visdieven op de Scheelhoek veranderde de tripduur niet in de loop van het seizoen ($F_{1,20}$ = 3,837, R^2 = 0,176, p = n.s.; Figuur B-2.13) en stijgt het aantal tochten naar een maximum en vlakt dan af (Figuur B-2.14).



Figuur B-2.12 *Procentuele aanwezigheid van visdieven in de kolonie op de Scheelhoek (2009 & 2010), Slijkplaat (2009) en Vogelvallei (2010) in de loop van het broedseizoen. De x-as is te lezen als leeftijd van de jongen.*



Figuur B-2.13 Gelijkblijvende gemiddelde tripduur ± SE van visdieven uit de kolonie op de Scheelhoek in de loop van het broedseizoen. Om de vogels onderling te vergelijken is dit voor elke vogel uitgedrukt als het aantal dagen na de vangst, die plaatsvond op het moment dat de eieren op uitkomen stonden. De x-as is te lezen als leeftijd van de jongen.



Figuur B-2.14 Aantal foerageertochten per etmaal van visdieven uit de kolonie op de Scheelhoek in de loop van het broedseizoen (non-lineaire regressie (optimum curve)).

Literatuur

Adams, J. & J.Y. Takekawa, 2008. At-sea distribution of radio-marked Ashy Storm-petrels *Oceanodroma homochroa* captured on the California Channel Islands. Marine Ornithology 36(1): 9-17.

Anderson, S.K., Roby, D.D., Lyons, D.E., Collis, K. 2005. Factors affecting chick provisioning by Caspian Terns nesting in the Columbia River Estuary. Waterbirds 28(1): 95-105.

Bugoni L., Cormons T.D., Boyne A.W. & Hays H. 2005. Feeding grounds, daily foraging activities and movements of Common Terns in Southern Brazil determined by radio-telemetry. Waterbirds 28(4): 468-477.

Fijn R.C., Wolf P.W., Courtens W., Poot M.J.M. & Stienen E.W.M. 2011. Dispersie na het broedseizoen, trek en overwintering van grote Sterns Thalasseus sandvicensis uit de Voordelta. Sula 24(3): 121-135.

Hiraldo F., Donázar J.A. & Negro J.J. 1994. Effects of Tail-Mounted Radio-Tags on Adult Lesser Kestrels. Journal of Field Ornithology 65: 466-471.

Irons D.B. 1998. Foraging area fidelity of individual seabirds in relation to tidal cycles and flock feeding. Ecology 79:647–655.

Klaassen M., Becker P.H. & Wagener M. 1992. Transmitter loads do not affect the daily energy expenditure of nesting Common Terns. Journal of Field Ornithology 63:181–185.

Perrow M.R., Skeate E.R., Lines P., Brown D. & Tomlinson M.L. 2006. Radio telemetry as a tool for impact assessments of wind farms: the case of Little Terns *Sterna albifrons* at Scroby Sands, Norfolk, UK. Ibis 148: 57-75.

Poot, M.J.M. & R.C. Fijn, in prep. Radiotelemetrie bij sterns in de Voordelta: onderzoek naar gebiedsgebruik in verband met de natuurcompensatie voor de Tweede Maasvlakte. In prep voor Limosa special issue.

Stienen, E.W.M., van Beers P.W.M., Brenninkmeijer A., Habraken J.M.P.M., Raaijmakers M.H.J.E. & van Tienen P.G.M. 2000. Reflections of a specialist: patterns in food provisioning and foraging conditions in Sandwich Terns Sterna sandvicensis. Ardea 88: 33-49.

Wanless S., Harris M.P. & Morris J.A. 1988. The effect of radiotransmitters on the behavior of Common Murres and Razorbills during chick-rearing. Condor 90: 816-823.

Wilson R.P., Grant W.S. & Duffy D.C. 1986. Recording devices on free-ranging marine animals: Does measurement affect foraging performance? Ecology 67: 1091-1093.

Wilson, L.J., C.A. McSorley, C.M. Gray, B.J. Dean, T.E. Dunn, A. Webb & J.B. Reid, 2009. Radio-telemetry as a tool to define protected areas for seabirds in the marine environment. Biological Conservation 142: 1808-1817.

BIJLAGE 3: Prestaties, nauwkeurigheid en effecten van GPS-loggers

Tabel B-3.1 Overzicht van instellingen van loggers en bijbehorende verwachtingen in 2012.

Datum	Logger t = tape h = harnas	Werktijd en interval	Verwachtigen	Aantal tracks compleet (c) incomplete (i)
23-05-2012	10 (t)	GMT 04:00-20:00, delay 12 hr, 5 min	Data voor 24 en 25 mei elke 5 min.	4 (c), 1 (i)
23-05-2012	11 (t)	GMT 04:00-20:00, delay 12 hr, 5 min	Data voor 24 en 25 mei elke 5 min.	4 (c), 3 (i)
24-05-2012	14 (t)	GMT 04:00-20:00, delay 0 hr, 5 min	Data voor 24 en 25 mei elke 5 min.	0 (c), 0 (i)
24-05-2012	15 (t)	GMT 05:00-08:00, delay 0 hr, 5 min	Data voor korte ochtenden van 25 mei tot 8 juni elke 5 min.	0 (c), 1 (i)
24-05-2012	16 (t)	GMT 05:00-08:00, delay 0 hr, 10 min	Data voor korte ochtenden van 25 mei tot 15 juni elke 10 min.	0 (c), 0 (i)
05-06-2012	2 (t)	GMT 04:00-16:00, delay 24 hr, 5 min	Data voor 6, 7 en 8 juni elke 5 min tijdens eerste helft van dag.	0 (c), 0 (i)
05-06-2012	3 (t)	GMT 10:00-20:00, delay 12 hr, 5 min	Data voor 6, 7 en 8 juni elke 5 min tijdens tweede helft van dag.	0 (c), 2 (i)
11-06-2012	4 (h)	GMT 04:00-10:00, delay 12 hr, 5 min	Data voor 12, 13 en 14 juni elke 5 min tijdens de ochtend.	6 (c), 3 (i)
11-06-2012	6 (h)	GMT 04:00-10:00, delay 24 hr, 5 min	Data voor 13, 14 en 15 juni elke 5 min tijdens de ochtend.	0 (c), 4 (i)
11-06-2012	7 (h)	GMT 04:00-07:00, delay 12 hr, 5 min	Data voor 13 tot en met 18-06 elke 5 min in de vroege ochtend.	1 (c), 7 (i)
27-05-2013	3 (h)	GMT 06:00-18:00, delay 48 hr, 5 min	Data voor 29 mei – 1 juni, elke 5 min.	0 (c), 0 (i)
27-05-2013	21 (h)	GMT 06:00-18:00, delay 48 hr, 5 min	Data voor 29 mei – 1 juni, elke 5 min.	0 (c), 0 (i)
28-05-2013	24 (h)	GMT 04:00-19:00 delay 0 hr, 15 min	Logger met zonnepaneel dus een heel jaar fixen per 15 min.	46 (c), 0 (i)*,#
28-05-2013	15 (h)	GMT 04:00-19:00 delay 0 hr, 15 min	Logger met zonnepaneel dus een heel jaar fixen per 15 min.	0 (c), 0 (i)#
28-05-2013	16 (h)	GMT 04:00-19:00 delay 0 hr, 15 min	Logger met zonnepaneel dus een heel jaar fixen per 15 min.	0 (c), 0 (i)#
03-06-2013	11 (h)	GMT 06:00-18:00 delay 48 hr, 5 min	Data voor 5 – 8 juni, elke 5 min.	1 (c), 7 (i)
03-06-2013	14 (h)	GMT 06:00-18:00 delay 48 hr, 5 min	Data voor 5 – 8 juni, elke 5 min.	10 (c), 5 (i)
10-06-2013	4 (h)	GMT 06:00-18:00 delay 48 hr, 5 min	Data voor 12 – 15 juni, elke 5 min.	0 (c), 1 (i)
10-06-2013	26 (h)	GMT 06:00-18:00 delay 48 hr, 5 min	Data voor 12 – 15 juni, elke 5 min.	1 (c), 7 (i)
25-06-2013	7 (h)	GMT 06:00-18:00 delay 12 hr, 5 min	Data voor 26 – 29 juni, elke 5 min.	0 (c), 0 (i)

* Op een laag interval waardoor de analyse potentie voor deze loggers voor voedselecologische parameters laag is. Gegevens uitsluitend geschikt voor studie van habitatkeuze.
# Potentieel kunnen data uitgelezen worden in het broedseizoen van 2014.*GPS-logger prestaties*

Net als de met lijm geplakte radiozenders bleken ook de GPS-loggers die met tape worden bevestigd makkelijk te worden verwijderd door grote sterns. In het geval van de radiozenders werd er net zo lang aan de zender getrokken totdat hij los kwam. In het geval van de tape beten de sterns de veren door waaraan de loggers bevestigd waren. Hierdoor vielen de veren met logger en al af, een fenomeen dat eerder al eens bij aalscholvers en meeuwen is beschreven (Fijn *et al.* 2012; Kotzerka *et al.* 2010). Hierdoor is uiteindelijk gekozen voor het gebruik van een flexibel harnas om de loggers te bevestigen.

Van de 17 vogels met GPS-loggers in 2012 en 2013 hebben 11 loggers posities doorgegeven aan de ontvangers in de kolonies. Tien hiervan waren bruikbaar voor analyse. Vier loggers zijn nog voor of tijdens de eerste tocht waarschijnlijk afgevallen dan wel verwijderd door de vogel zelf waardoor geen resultaten konden worden verkregen. Twee vogels met loggers zijn na de vangst uit de kolonie vertrokken en zijn nooit meer teruggekeerd. De loggers bevestigd met de tuigjes bleven allemaal goed zitten. Vier van de zeven vogels waarvan de logger met tape was bevestigd hebben geen data opgeleverd.

Nauwkeurigheid

GPS-loggers nemen GPS posities op een vast interval en slaan die op in een intern geheugen. Om de gemiddelde afwijking van een positie te bepalen zijn drie loggers op een vaste locatie neergelegd. De gemiddelde afwijking van posities bedroeg in die tijd 34 ± 57,8 m (range: 0,6 – 1609, n = 1894 posities). De gemiddelde positie van deze punten lag op 28 m van de werkelijke locatie van de loggers. Hierbij moet worden opgemerkt dat deze calibratie test gedaan is in een stad, dichtbij gebouwen. Naar alle waarschijnlijkheid is de nauwkeurigheid in het open veld (veel) groter.

Effecten van GPS-loggers

Uiteraard brengt het vangen en zenderen van vogels altijd enige gevolgen met zich mee voor deze dieren. Na vangst wordt vaak eerst het verenkleed verzorgd in de nabijheid van de kolonie. Sommige vogels vliegen ook gelijk naar zee (waarnemingen R. Fijn, M. Poot, W. Courtens). De rest van de zenderdag lijken de gevangen vogels uit hun normale ritme en wordt weinig vis aangevoerd (waarnemingen W. Courtens, H. Verstraete). In de daarop volgende dagen, als de loggers actief zijn, wordt het normale ritme weer aangenomen en verblijven vogels regelmatig in de kolonie (Figuur B-3.1) en komen ook met vis aan. Op basis van de GPS-loggergegevens is moeilijk te achterhalen of de aanwezigheid van de loggers van invloed is geweest op het foerageergedrag van sterns. Aangezien vogels tot ver weg vliegen en succesvol voedsel terugbrengen naar de kolonie mag worden verondersteld dat de loggers beperkte negatieve effecten hebben gehad op het presteren van de vogels. Onbekend blijft wat de vangstefficiëntie is van vogels met loggers ten opzichte van dieren zonder, maar wij hebben, mede op basis van de vergelijkingen van de opgroeiconditie van de jonge vogels per loggervogel met de groei van de gehele kolonie, in ieder geval geen aanwijzingen dat deze aantoonbaar negatief wordt beïnvloed.

Van de 10 gevangen vogels in 2012 zijn 2 kuikens tijdens het seizoen in de enclosure overleden. Eén van de kuikens is uit de enclosure gezet wegens een zeer slechte conditie en is dus waarschijnlijk ook overleden. Een uitvliegsucces van 70% is boven het gemiddelde uitvliegsucces van kuikens in de enclosure (54%). Eventuele inschattingen van gevolgen van de loggers op het foerageergedrag, rustgedrag en broedsucces van de gevangen grote sterns worden in de verschillende deel onderdelen in meer detail besproken.

Van de 7 gevangen vogels in 2013 zijn minimaal 5 kuikens tijdens het seizoen in de enclosure overleden. Dit is een hoger percentage dan het gemiddelde uitvliegsucces van

kuikens in de enclosure (XX%). In het bijzonder in het begin van het seizoen bleken de vogels zeer schrikachtig na vangst en door de slechtere conditie van de ouders in 2013 (alle vogels veel lager gemiddeld gewicht dan in 2012), bleken veel vogels hun broedsel in de steek te laten. Of het vroegtijdig verlaten dus aan het aanbrengen van loggers heeft gelegen is twijfelachtig. Feit is wel dat in 2013 de vogels minder 'geschikt' waren voor zenderonderzoek en daarom is ook na enkele vangpogingen besloten niet verder te gaan, waardoor niet alle geplande vogels zijn gevangen.



Figuur B-3.1 GPS-logger (roze harnas) op grote stern BLAUW-N75 met kuiken. (Foto H. Verstraete)

In de maanden en jaren volgend op het broedseizoen waarin gezenderde vogels zijn gevangen, wordt een groot deel van de vogels teruggezien op overwinteringsplekken, op pleisterplaatsen tijdens de trek en in de broedkolonies (Fijn *et al.* 2011; Pim Wolf pers. meded). Allen bleken hun zenders en loggers verloren, zoals de bedoeling was, en leken in goede conditie te zijn. Over de verspreiding en overleving van deze vogels zijn enkele artikelen gemaakt en in de maak.

Literatuur

Baptist, H. & Leopold, M.F. 2010. Prey capture success of Sandwich Terns *Sterna sandvicensis* varies non-linearly with water transparancy. Ibis 152: 815-825.

Fijn, R.C., Wolf, P.A., Courtens, W., Poot, M.J.M. & Stienen, E.W.M. 2011. Post-breeding dispersal, migration and wintering of Sandwich Terns *Thalasseus sandvicensis* from the southwestern part of the Netherlands. Sula 24: 121-135. [In Dutch, English summary and figure captions]

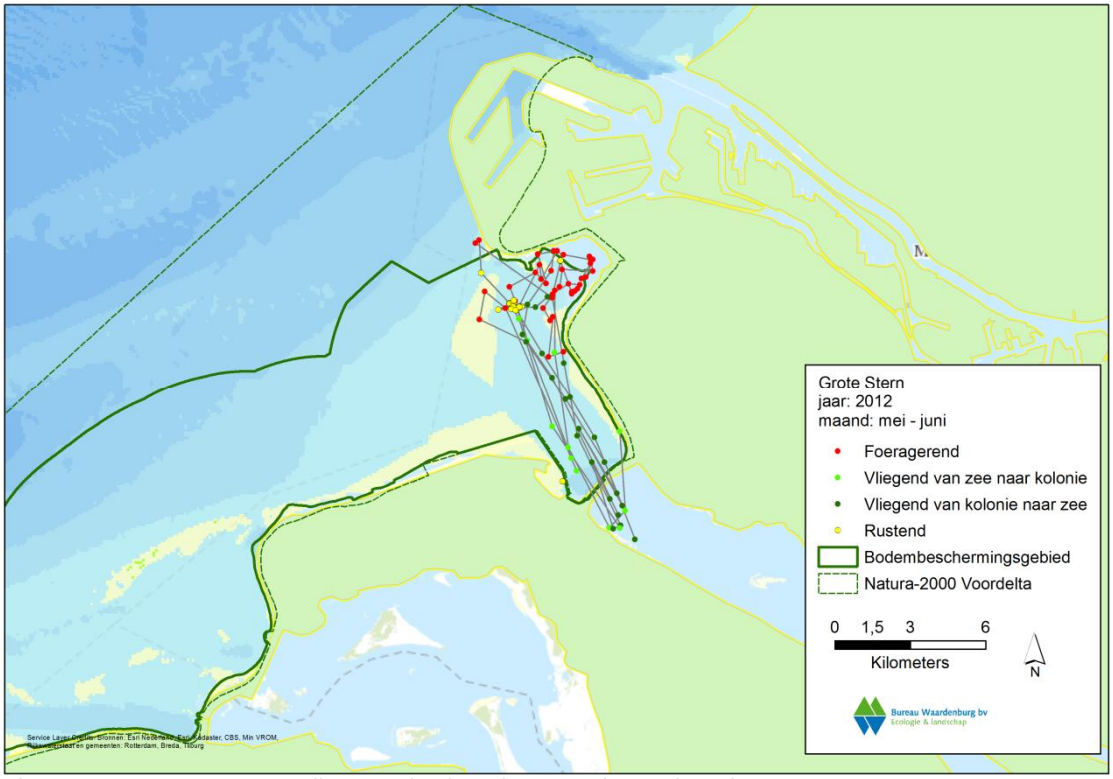
Fijn, R.C., Boudewijn, T.J., Poot, M.J.M. 2012. Long-term attachment of GPS-loggers with tape on Great Cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis* proved unsuitable from tests on a captive bird. Seabird 25: 54-60.

Kotzerka, J., S. Garthe & S.A. Hatch, 2010. GPS tracking devices reveal foraging strategies of Black-legged Kittiwakes. Journal of Ornithology 151: 459-467.

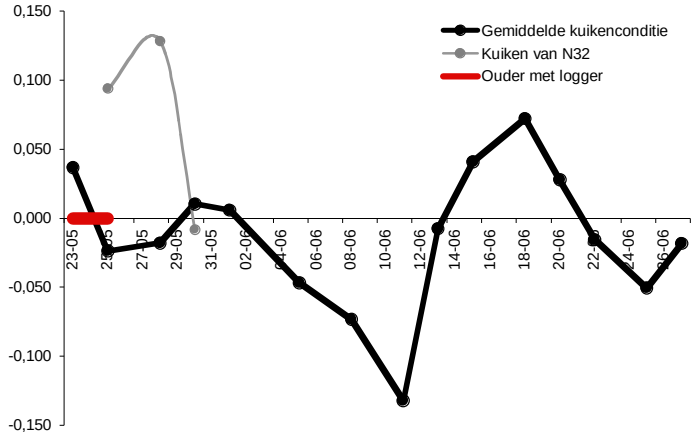
BIJLAGE 4: Detailinformatie grote sterns met GPS-loggers in 2012

Logger 10 - 2012

Logger 10 - 2012 was een mannetje met kleurring BLAUW-N32. Deze vogel heeft op 24 en 25 mei 2012 tijdens 5 tochten GPS posities opgeslagen (Figuur B-4.12). Hiervan waren er 4 compleet. De gemiddelde duur van zijn tochten waren 143 minuten over een afstand van gemiddeld 33 km (gem. 14 km/hr) waarbij de vogel maximaal 13,7 km van de kolonie verwijderd was. De door de GPS-logger bepaalde maximum snelheid was 54 km/hr. De berekende maximum snelheid tussen de punten was 60 km/hr. Twee van de tochten van deze vogel waren net buiten het bodembeschermingsgebied (bij de Slikken van Voorne). Alle tochten waren wel binnen het Natura-2000 gebied Voordelta. De vogel met logger 10 had op de twee dagen dat hij gevolgd kon worden een voorkeur voor het gebied rond de Hinderplaat. Van deze vogel zijn helaas geen voedselwaarnemingen gedaan in de kolonie. Tijdens de periode dat zijn ouder met een logger rond vloog ging de conditie van zijn kuiken sterk vooruit (Figuur B-4.13). De conditie van dit kuiken ging echter na 28 mei sterk achteruit en lag op 1 juni dood in de enclosure.



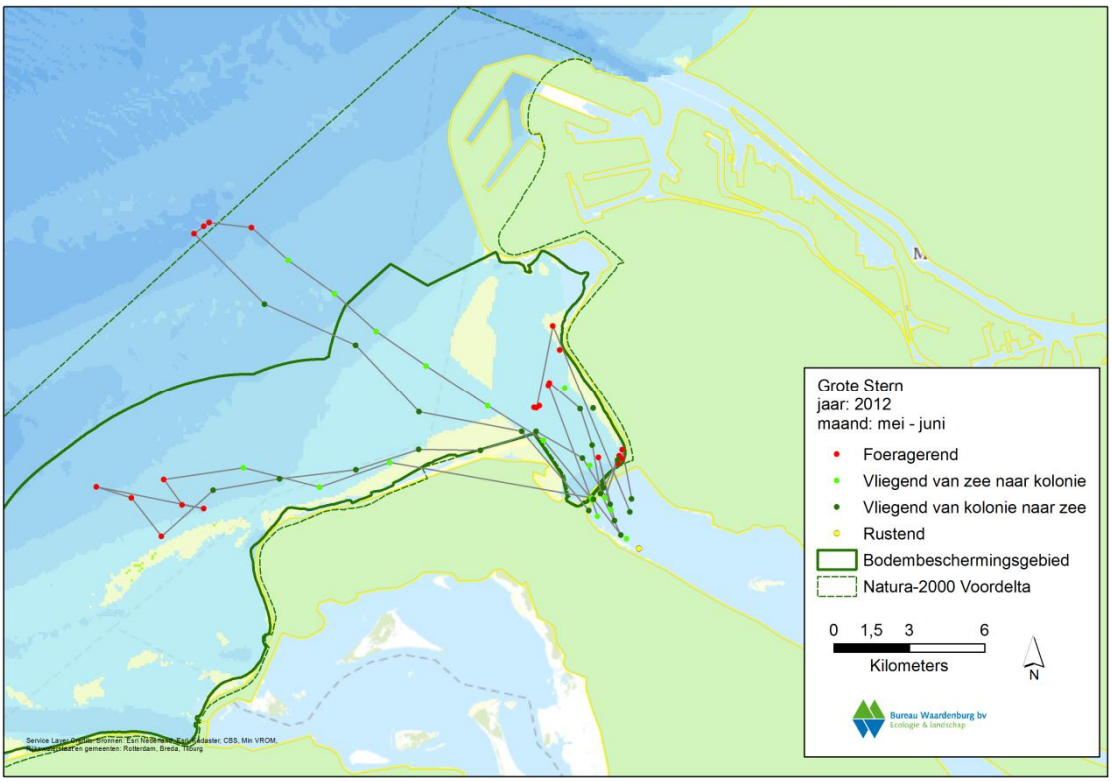
Figuur B-4.12 Kaart met alle vastgelegde tochten van de vogel met logger 10 - 2012.



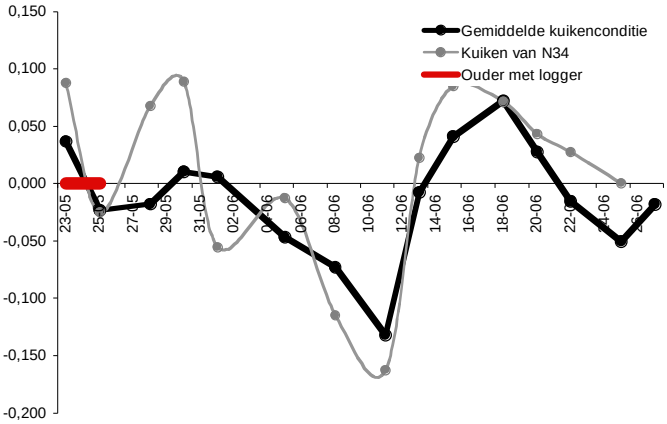
Figuur B-4.13 Kuiken conditie van kuiken van vogel N32 in de loop van het seizoen.

Logger 11 - 2012

Logger 11 - 2012 was een vrouwtje met kleurring BLAUW-N34. Deze vogel heeft op 24 en 25 mei 2012 tijdens 7 tochten GPS posities opgeslagen (Figuur B-4.14). Hiervan waren er 4 compleet. De gemiddelde duur van zijn tochten waren 50 minuten over een afstand van gemiddeld 23 km (gem. 28 km/hr) waarbij de vogel maximaal 21,5 km van de kolonie verwijderd was. De door de GPS-logger bepaalde maximum snelheid was 36 km/hr. De berekende maximum snelheid tussen de punten was 50 km/hr. Eén tocht van deze vogel ging tot buiten het bodembeschermingsgebied (in het zeegebied ten noordwesten van Goeree) maar alle tochten bleven wel binnen het Natura-2000 gebied Voordelta. De vogel met logger 11 had op de twee dagen dat hij gevolgd kon worden een voorkeur voor het zeegebied ten noorden en noordwesten van Goeree. Ook in het zuidelijk deel van de Hinderplaat zocht deze vogel naar voedsel evenals in de Haringvlietmonding. Van deze vogel zijn helaas geen voedselwaarnemingen gedaan in de kolonie. Het kuiken van deze vogel is met succes uitgevlogen en zijn conditie volgde in sterke mate de gemiddelde kuikenconditie van jongen in de kolonie (Figuur B-4.15). Tijdens de periode dat zijn ouder met een logger rond vloog ging de conditie van het kuiken wel achteruit maar dit was conform de andere kuikens in de kolonie (Figuur B-4.15).



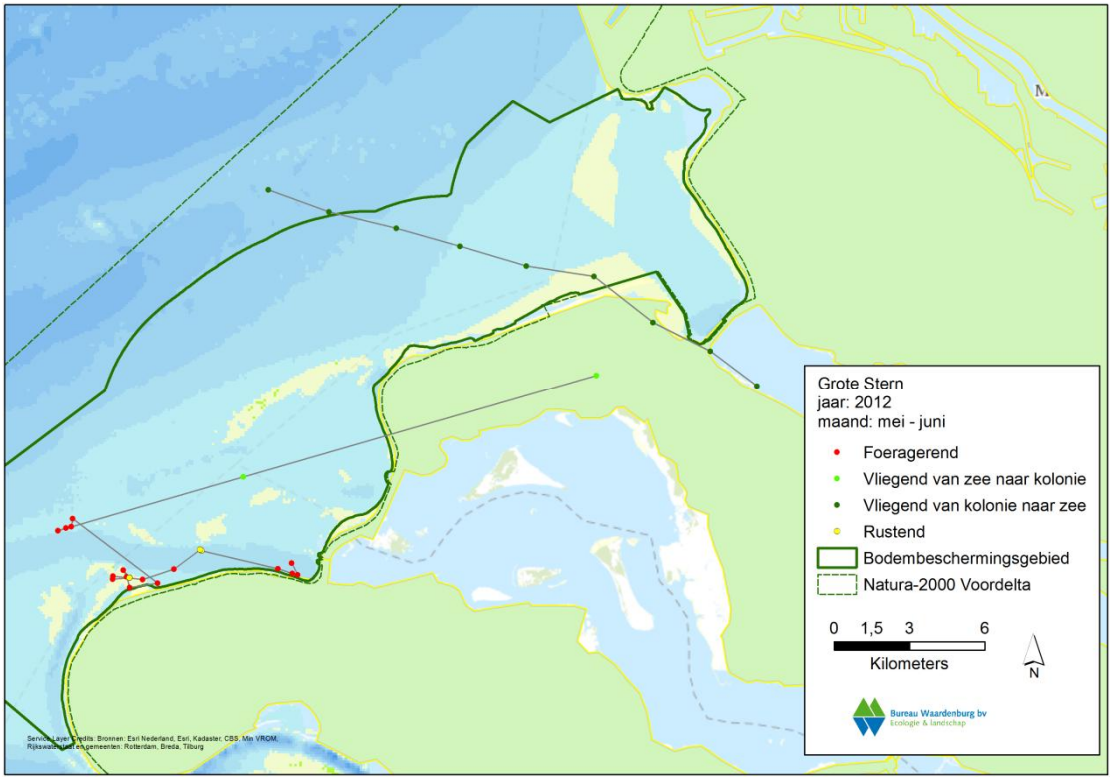
Figuur B-4.14 Kaart met alle vastgelegde tochten van de vogel met logger 11 - 2012.



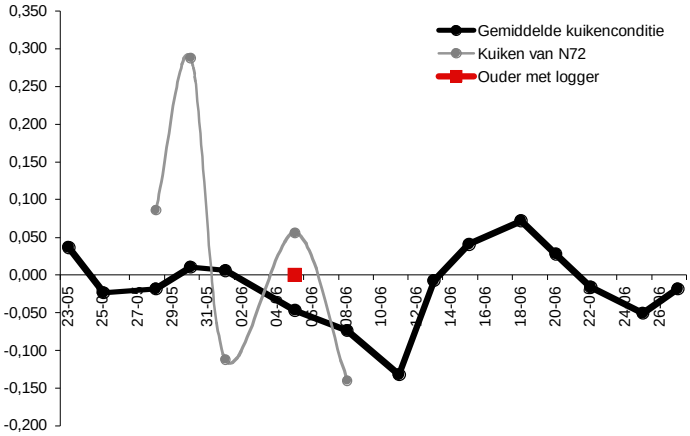
Figuur B-4.15 Kuiken conditie van kuiken van vogel N34 in de loop van het seizoen.

Logger 3 - 2012

Logger 3 - 2012 was een mannetje met kleurring BLAUW-N72. Deze vogel heeft op 6 juni 2012 tijdens 2 tochten GPS posities opgeslagen (Figuur B-4.16). Hiervan was er geen één compleet. De gemiddelde duur van zijn tochten waren 138 minuten over een afstand van gemiddeld 53 km (gem. 23 km/hr) waarbij de vogel maximaal 28,3 km van de kolonie verwijderd was. De door de GPS-logger bepaalde maximum snelheid was 52 km/hr. De berekende maximum snelheid tussen de punten was 88 km/hr. Alle tochten van deze vogel waren binnen het bodembeschermingsgebied en dus ook binnen het Natura-2000 gebied Voordelta. De vogel met logger 3 leek op de dag dat hij gevolgd kon worden een voorkeur te hebben voor het gebied rond de Verklikkerplaat en het zeegebied ten noordwesten van Goeree. Deze vogel vloog beide keren over land terug naar de kolonie. Van deze vogel zijn helaas geen voedselwaarnemingen gedaan in de kolonie. Het kuiken van deze vogel lag op 11 juni dood in de enclosure (5 dagen na het zenderen). Tijdens de periode dat zijn ouder met een logger rond vloog ging zijn conditie wel achteruit maar dit was conform de ontwikkeling van andere kuikens in de kolonie (Figuur B-4.17). Wel is het zo dat zijn conditie niet meer op niveau terug kwam (het kuiken overleed).



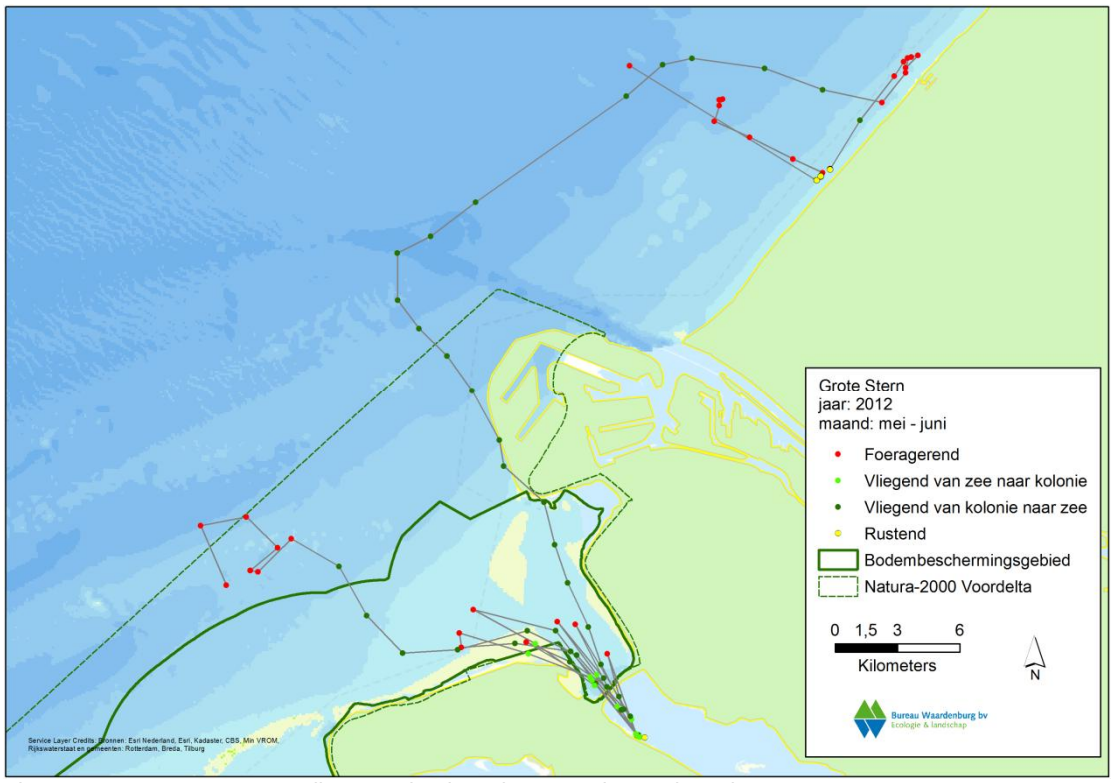
Figuur B-4.16 Kaart met alle vastgelegde tochten van de vogel met logger 3 - 2012.



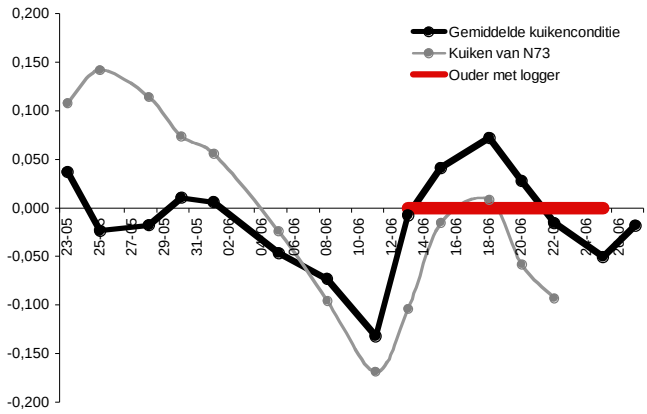
Figuur B-4.17 Kuiken conditie van kuiken van vogel N72 in de loop van het seizoen.

Logger 4 - 2012

Logger 4 - 2012 was een mannetje met kleurring BLAUW-N73. Deze vogel heeft op 12, 13 en 14 juni 2012 tijdens 9 tochten GPS posities opgeslagen (Figuur B-4.18). Hiervan waren er 6 compleet. De gemiddelde duur van zijn tochten waren 65 minuten over een afstand van gemiddeld 34 km (gem. 31 km/hr) waarbij de vogel maximaal 35,4 km van de kolonie verwijderd was. De door de GPS-logger bepaalde maximum snelheid was 44 km/hr. Deze vogel leek een voorkeur te hebben voor het zeegebied ten noorden en noordwesten van Goeree. Ook in het zuidelijk deel van de Hinderplaat zocht deze vogel naar voedsel evenals in de Haringvlietmonding. Drie tochten van deze vogel gingen buiten het Natura-2000 gebied Voordelta; twee keer naar het gebied ten noorden van de Nieuwe Waterweg tot in Scheveningen en één keer het zeegebied ten noordwesten van Goeree. De overige zes tochten bleven binnen de grenzen van het Natura 2000-gebied en daarbij bleef de vogel ook binnen het bodembeschermingsgebied. De berekende maximum snelheid tussen de punten was 53 km/hr. Van deze vogel zijn drie voedselwaarnemingen gedaan in de kolonie. Het kuiken van deze vogel is met succes uitgevlogen en zijn conditie volgde de gemiddelde kuikenconditie van jongen in de kolonie (Figuur B-4.19). Tijdens de periode dat zijn ouder met een logger rond vloog nam zijn conditie sterk toe conform de andere kuikens in de kolonie (Figuur B-4.19).



Figuur B-4.18 Kaart met alle vastgelegde tochten van de vogel met logger 4 - 2012.

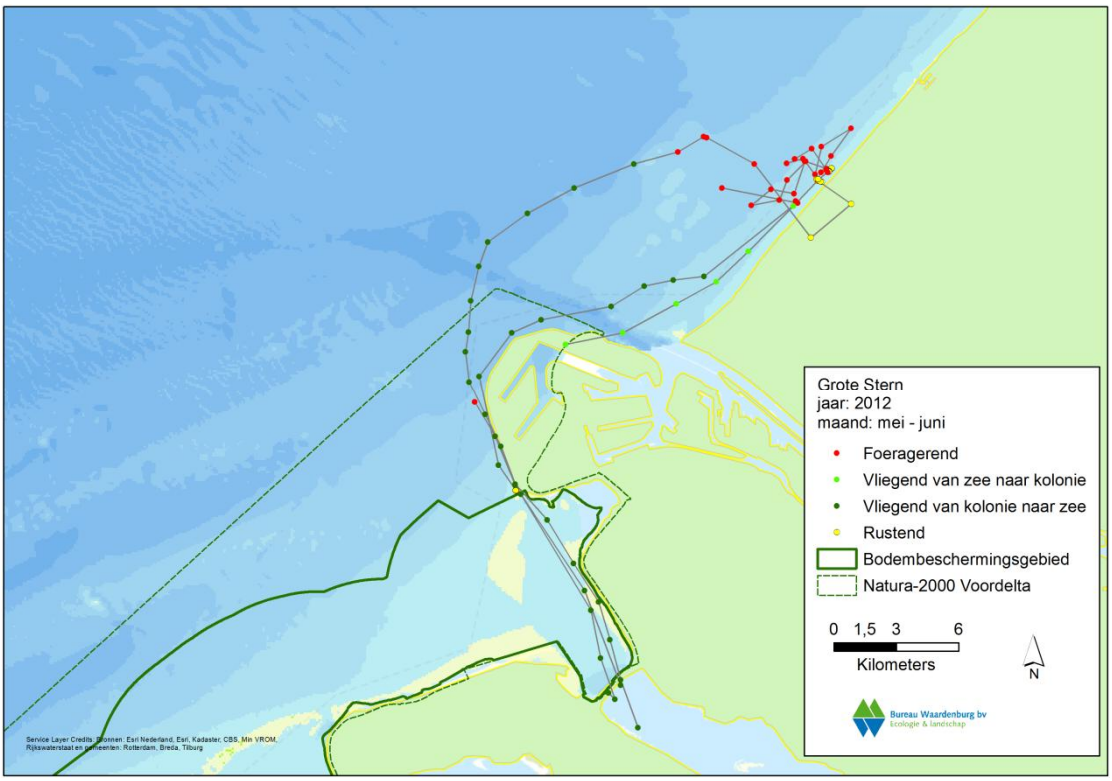


Figuur B-4.19 Kuiken conditie van kuiken van vogel N73 in de loop van het seizoen.

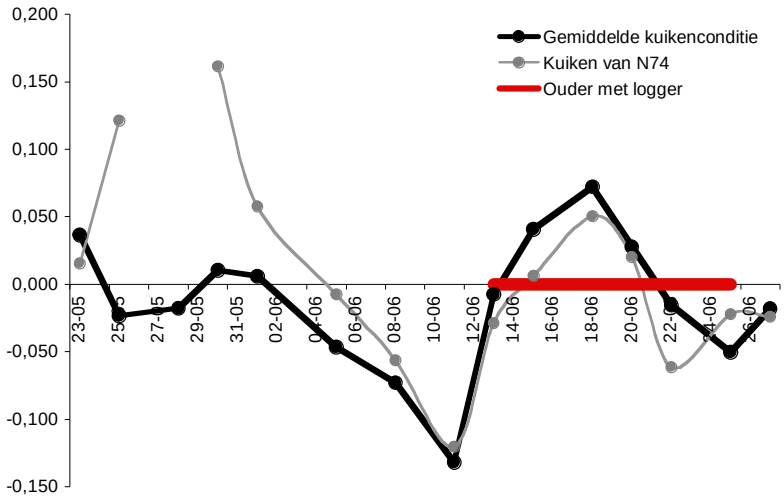
Logger 6 - 2012

Logger 6 - 2012 was een vrouwtje met kleurring BLAUW-N74. Deze vogel heeft op 13, 14 en 15 juni 2012 tijdens 4 tochten GPS posities opgeslagen (Figuur B-4.20). Hiervan was er geen één compleet. De gemiddelde duur van zijn tochten waren 173 minuten over een afstand van gemiddeld 64 km (gem. 22 km/hr) waarbij de vogel maximaal 31,0 km van de kolonie verwijderd was. De door de GPS-logger bepaalde maximum snelheid was 43 km/hr. De berekende maximum snelheid tussen de punten was 67 km/hr. Alle vier de tochten van deze vogel gingen buiten het bodembeschermingsgebied en drie daarvan ook nog buiten het Natura-2000 gebied Voordelta. Deze vogel ging tijdens die drie tochten telkens naar het gebied rond de Zandmotor. Van deze vogel zijn helaas geen voedselwaarnemingen gedaan in de kolonie. Het kuiken van deze vogel is met succes uitgevlogen en zijn conditie volgde de

gemiddelde kuikenconditie van jongen in de kolonie (Figuur B-4.21). Tijdens de periode dat zijn ouder met een logger rond vloog nam zijn conditie toe conform de andere kuikens in de kolonie (Figuur B-4.21).



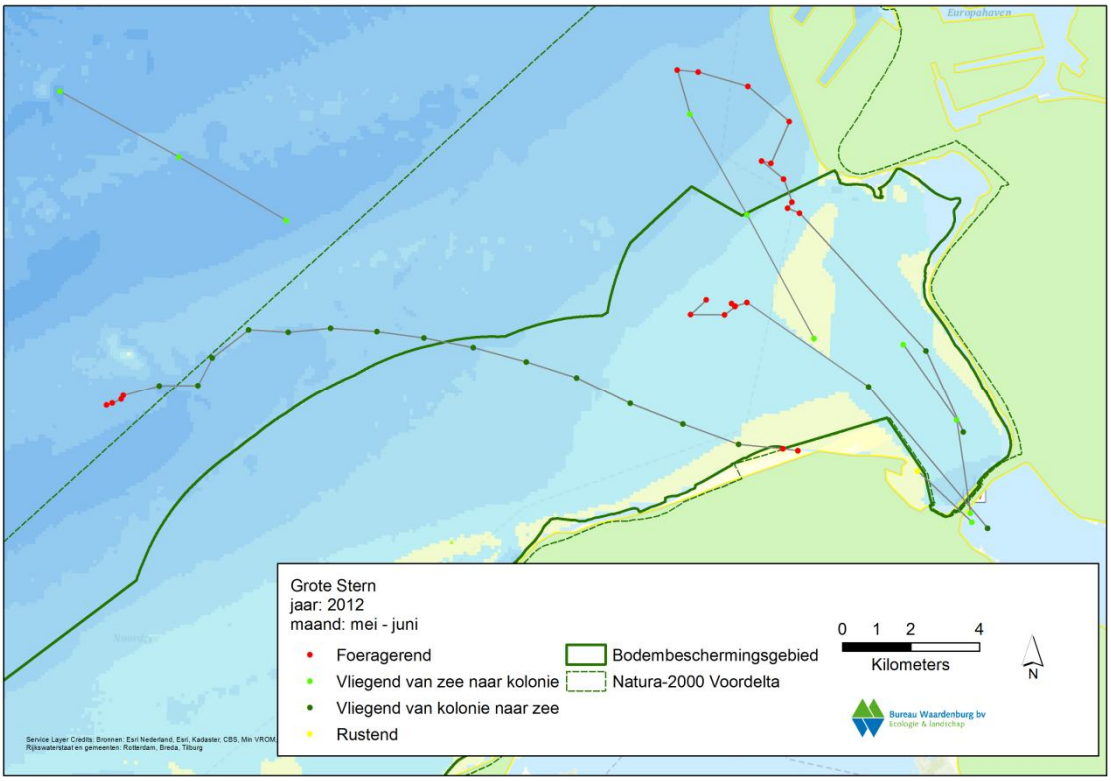
Figuur B-4.20 Kaart met alle vastgelegde tochten van de vogel met logger 6 - 2012.



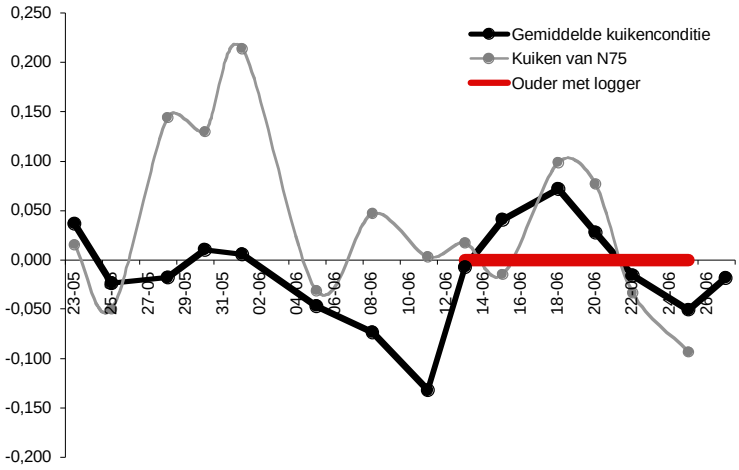
Figuur B-4.21 Kuiken conditie van kuiken van vogel N74 in de loop van het seizoen.

Logger 7 - 2012

Logger 7 - 2012 was een mannetje met kleurring BLAUW-N75. Deze vogel heeft op 13 tot en met 23 juni 2012 tijdens 6 tochten GPS posities opgeslagen (Figuur B-4.22). Hiervan was er 1 compleet. De gemiddelde duur van zijn tochten waren 51 minuten over een afstand van gemiddeld 35 km (gem. 41 km/hr) waarbij de vogel maximaal 31,4 km van de kolonie verwijderd was. De door de GPS-logger bepaalde maximum snelheid was 35 km/hr. De berekende maximum snelheid tussen de punten was 65 km/hr. Eén van de tochten van deze vogel ging buiten het Natura 2000-gebied en tijdens drie kwam de vogel buiten het bodembeschermingsgebied. Van deze vogel is één voedselwaarnemingen gedaan in de kolonie en die kwam van de tocht buiten het Natura 2000-gebied. Het kuiken van deze vogel is met succes uitgevlogen en zijn conditie volgde voornamelijk in de latere fases de gemiddelde kuikenconditie van jongen in de kolonie (Figuur B-4.23). Tijdens de periode dat zijn ouder met een logger rond vloog nam zijn conditie eerst toe en daarna af maar dit was conform de andere kuikens in de kolonie (Figuur B-4.23).



Figuur B-4.22 Kaart met alle vastgelegde tochten van de vogel met logger 7 - 2012.



Figuur B-4.23 Kuiken conditie van kuiken van vogel N75 in de loop van het seizoen.

Logger 3 - 2013

Logger 3 - 2013 werd op 27 mei 2013 bevestigd op een grote stern met kleurring WIT-N16. Deze vogel werd 48 uur na de vangst niet meer waargenomen door de ontvangers in de kolonie op de Scheelhoek en heeft deze naar alle waarschijnlijkheid snel na de vangst verlaten. De vogel is tussen 5 juni en 17 augustus diverse malen afgelezen en gefotografeerd in de Putten bij Camperduin (Figuur B-4.24). Helaas was de batterij toen leeg en is het niet mogelijk de gegevens uit te lezen met de ontvanger die permanent in de Putten aanwezig is. Daarna is de vogel op 24 en 26 augustus afgelezen in de visserhaven van Le Havre (Frankrijk).

Life History (2 september 2013)

- **W-N16 (NLA ...1583870)**, 27 May 2013, >2kj, nest, de Scheelhoekeilanden, near Stellendam, Zuid-Holland, the Netherlands (51.48.46 N / 04.04.20 E), CR and transmitter placed
- W-N16, 5 juni 2013, de Putten, Camperduin, Noord-Holland, NL (52.44.08 N / 04.38.45 E), colour-ring read by Sytze Algera
- W-N16, 5 juni 2013, de Putten, Camperduin, Noord-Holland, NL (52.44.08 N / 04.38.45 E), photographed, colour-ring read by Fred Visscher
- W-N16, 12 juli 2013, de Putten, Camperduin, Noord-Holland, NL (52.44.08 N / 04.38.45 E), photographed, colour-ring read by Fred Visscher
- W-N16, 11 augustus 2013, de Putten, Camperduin, Noord-Holland, NL (52.44.08 N / 04.38.45 E), colour-ring read by Fred Visscher
- W-N16, 16 augustus 2013, de Putten, Camperduin, Noord-Holland, NL (52.44.08 N / 04.38.45 E), colour-ring read by Sytze Algera
- W-N16, 17 augustus 2013, de Putten, Camperduin, Noord-Holland, NL (52.44.08 N / 04.38.45 E), colour-ring read by Fred Visscher
- W-N16, 24 August 2013, Fishing Port, Le Havre, Seine-Maritime, France (49.28.55 N / 00.07.54 E), photographed, colour-ring read by Damien Le Guillou
- W-N16, 26 August 2013, Fishing Port, Le Havre, Seine-Maritime, France (49.28.55 N / 00.07.54 E), colour-ring read by Damien Le Guillou



Figuur B-4.24 Vogel WIT-N16 met GPS-logger (roze puntje van harnas en antenne op rug) in De Putten, Camperduin op 12 juli 2013 (foto's Fred Visscher).

Logger 21 - 2013

Logger 21 - 2013 werd op 27 mei 2013 bevestigd op een grote stern met kleurring WIT-N17. Deze vogel werd 48 uur na de vangst niet meer waargenomen door de ontvangers in de kolonie op de Scheelhoek en heeft deze naar alle waarschijnlijkheid snel na de vangst verlaten. De vogel is op 8 juli afgelezen in de Flauwers Inlagen op Schouwen Duiveland. Het is niet bekend of de GPS-logger toen nog op de rug aanwezig was. Waarschijnlijk was dit niet het geval aangezien de waarnemers zeer bewust hiernaar hebben gekeken en niks hebben kunnen opmerken.

Logger 15 - 2013

Logger 15 - 2013 werd op 28 mei 2013 bevestigd op een grote stern met kleurring WIT-N8K. Deze logger was één van de drie prototype loggers die met behulp van een mini-zonnepaneeltje continue voor een langere periode GPS-fixen moet kunnen nemen op een laag interval. Helaas werd deze vogel na de vangst niet meer waargenomen door de ontvangers in de kolonie op de Scheelhoek en heeft deze naar alle waarschijnlijkheid snel verlaten. Ook is het mogelijk dat de vogel zich heeft kunnen ontdoen van de GPS-logger. Tussen 15 en 24 oktober werd de vogel diverse malen waargenomen in de vissershaven van Le Havre, Seine-Maritime, en op andere plaatsen langs de Normandische kust in Frankrijk. Echter op 24 augustus werd de vogel gezien aan de andere kant van Normandië in Saint-Pair-sur-Mer, over zee zo'n 270 km enkele reis. Mocht deze vogel volgend jaar terugkomen en opgemerkt worden in een Nederlandse kolonie dan kunnen opgeslagen gegevens van het afgelopen jaar alsnog worden uitgelezen.

Logger 16 - 2013

Logger 16 - 2013 werd op 28 mei 2013 bevestigd op een grote stern met kleurring WIT-N8X. Deze logger was één van de drie prototype loggers die met behulp van een mini-

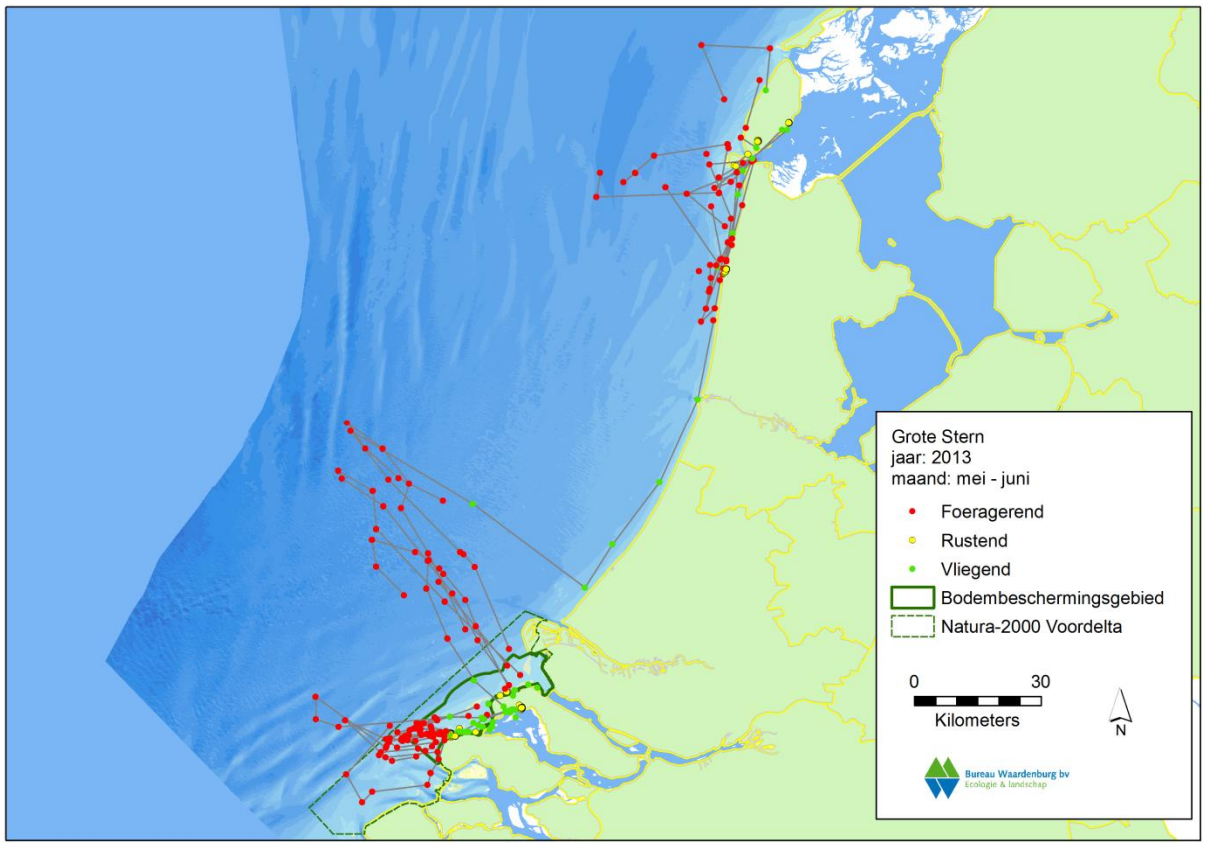
zonnepaneeltje continue voor een langere periode GPS-fixen moet kunnen nemen op een lag interval. Helaas werd deze vogel na de vangst niet meer waargenomen door de ontvangers in de kolonie op de Scheelhoek en heeft deze naar alle waarschijnlijkheid snel verlaten. Ook is het mogelijk dat de vogel zich heeft kunnen ontdoen van de GPS-logger. Mocht deze vogel volgend jaar terugkomen en opgemerkt worden in een Nederlandse kolonie dan kunnen opgeslagen gegevens van het afgelopen jaar alsnog worden uitgelezen.

Logger 7 - 2013

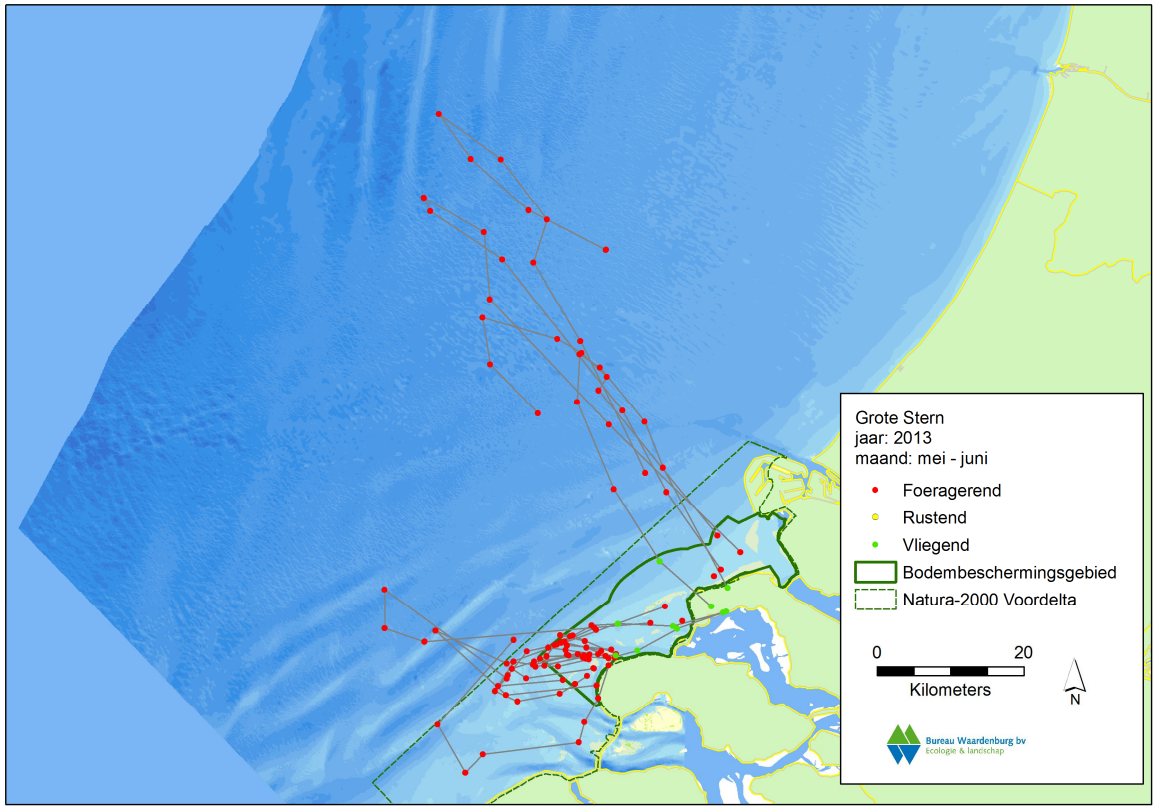
Logger 7 - 2013 werd op 25 juni 2013 bevestigd op een grote stern met kleurring WIT-NZ4 uit een speciaal voor deze vogel gemaakte mini-enclosure. Deze vogel heeft de ochtend na de vangst de kolonie verlaten en is niet meer teruggekeerd. Het kuiken is enkele dagen later uitgevlogen. Onbekend is of de vogel zich heeft kunnen ontdoen van de GPS-logger of dat de vogel in het geheel niet is teruggekeerd. Deze vogel is nog eenmaal later in het seizoen waargenomen op 10 augustus in de Putten bij Camperduin. Toen is niet opgemerkt of de GPS-logger nog op de rug aanwezig was.

Logger 24 - 2013

Logger 24 - 2013 werd op 28 mei 2013 bevestigd op een grote stern met kleurring WIT-N3N. Deze logger was één van de drie prototype loggers die met behulp van een mini-zonnepaneeltje continue voor een langere periode GPS-fixen moet kunnen nemen op een laag interval. De vogel werd na de vangst niet meer waargenomen door de ontvangers in de kolonie op de Scheelhoek, waaruit blijkt dat de vogel zijn nest heeft verlaten. Wel konden de gegevens worden uitgelezen op 20 juni in de Putten nabij Camperduin in Noord-Holland toen de vogel daar rustte (Figuur B-4.25). Uit de analyse van deze gegevens bleek dat deze vogel op 29 mei vertrokken is van de Scheelhoek naar de buurkolonie op Markenje. Het is niet waarschijnlijk dat daar opnieuw begonnen is met broeden. Wel maakte het dier hier tussen 30 mei en 10 juni van hieruit tochten op zee om te foerageren. Tussen 30 mei en 5 juni was dit uitsluitend ten westen van Schouwen. Standaard vertrok de vogel in de ochtend van Markenje richting het Verklikkerstrand, maakte vanuit hier 2 tot 3 foerageertochten op zee tot maximaal 33 km uit de kust. Tijdens deze tochten bleef de vogel voornamelijk binnen de N2000 begrenzing en ook binnen de begrenzing van het bodembeschermingsgebied. In de daaropvolgende week (6 tot 10 juni) maakte de vogel uitsluitend tochten ten noordwesten van Goeree, direct vanuit Markenje. Meestal werden zo'n 1 tot 2 tochten per dag gemaakt tot maximaal 80 km vanaf Markenje. Deze tochten waren voornamelijk buiten de begrenzingen van N2000- en bodembeschermingsgebied (de tochten vanuit de Voordelta worden in meer detail weergegeven in Figuur B-4.26). Op 10 juni vloog de vogel niet terug naar Markenje maar besluit na aankomst op de kust naar het noorden af te buigen en door te vliegen naar de kolonie in het Ottersaat op Texel. Tussen 10 en 20 juni verbleef hij 's nachts in De Petten of het Ottersaat en maakte foerageertochten voor de Noord Hollandse kust. Meestal dicht aan de kust maar ook tot 40 km uit de kust. Vaak werd gebruik gemaakt van de Putten om te rusten tijdens het foerageren. Maar éénmaal werd in dit gebied ook overnacht. Naast De Putten worden ook de zandvlaktes op de Hors en de Razende Bol gebruikt om te rusten tijdens foerageertochten. Op 2 juli werd de vogel visueel nog waargenomen in de Petten op Texel. Op 25 oktober werd deze vogel nogmaals gezien te weten in the Nevern Estuary, nabij Newport (Pembrokeshire) in Wales (52.01.29 N / 04.50.38 W). De logger zat toen nog op de rug van de vogel (Figuur B-4.27), en mocht deze vogel volgend jaar terugkomen en opgemerkt worden in een Nederlandse kolonie dan kunnen opgeslagen gegevens van het afgelopen jaar mogelijk alsnog worden uitgelezen.



Figuur B-4.25 Kaart met alle vastgelegde tochten van de vogel met logger 24-2013.



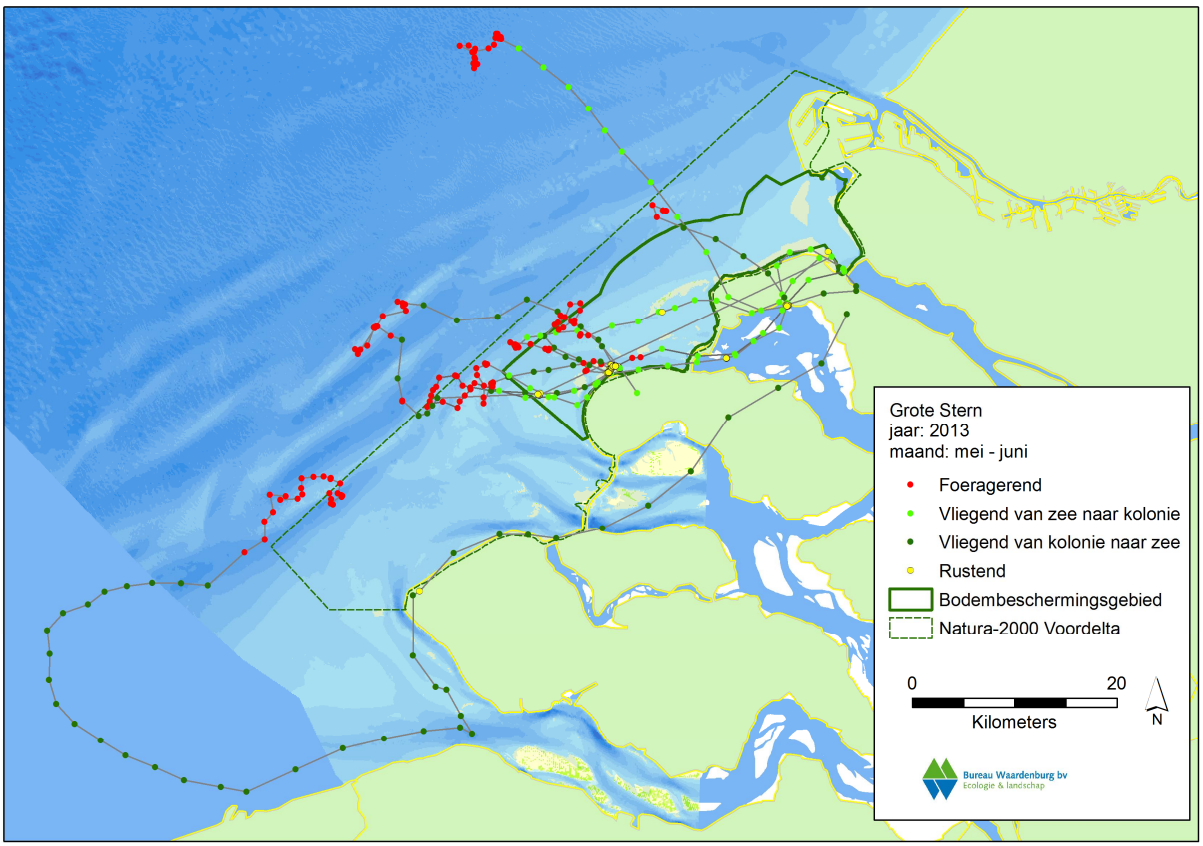
Figuur B-4.26 *Kaart met alle vastgelegde tochten van de vogel met logger 24-2013 vanuit de Voordelta (Markenje en Verklikkersplaat).*



Figuur B-4.27 *Foto van de vogel met logger 24-2013 op 25 oktober in het Nevern Estuary, Newport, Wales. (Foto Adam Dare)*

Logger 11 - 2013

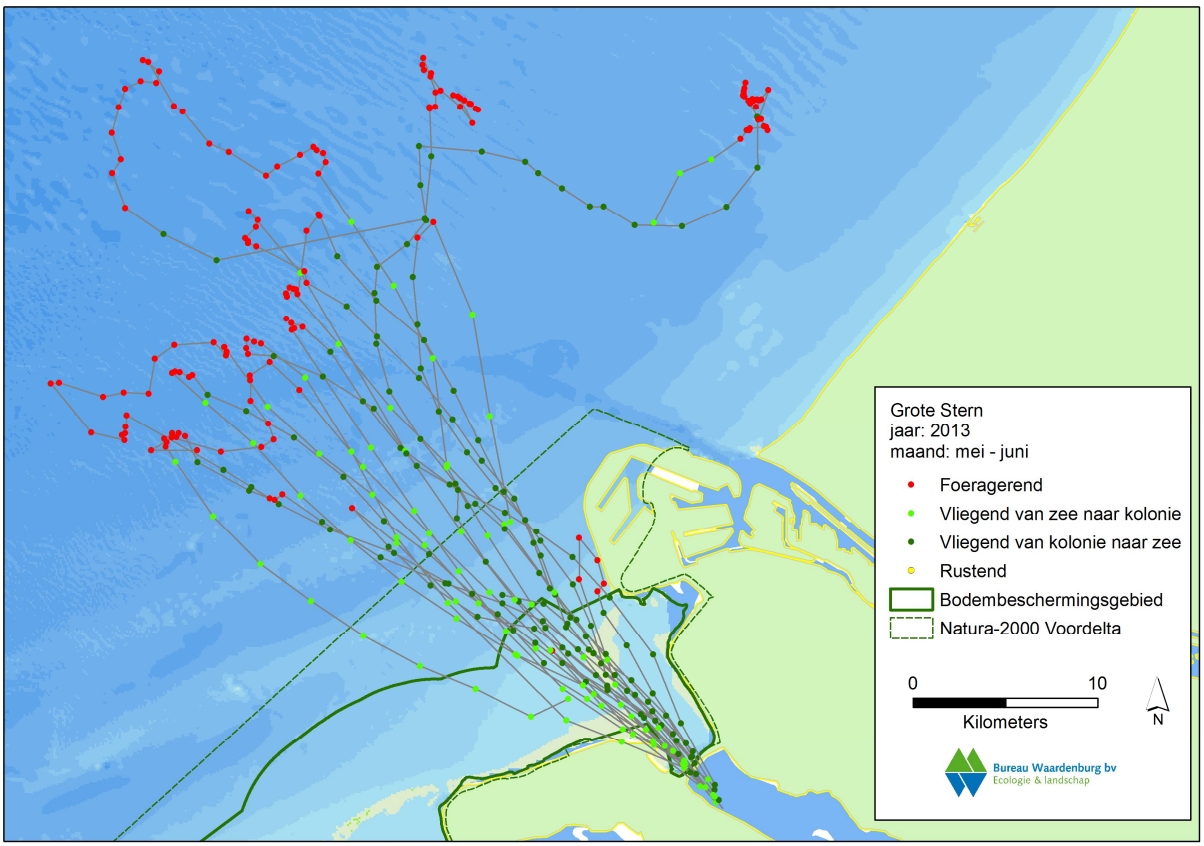
Logger 11 - 2013 werd op 3 juni 2013 bevestigd op een grote stern met kleurring WIT-NH6. Deze vogel heeft tussen 4 en 8 juni 2013 tijdens 8 tochten GPS posities opgeslagen en doorgegeven aan de ontvanger in de kolonie (Figuur B-4.28). Hiervan was er 1 compleet. Het kuiken van deze vogel is dood gegaan, maar op welk moment is onduidelijk. De vogel heeft in ieder geval niet meteen de kolonie verlaten, wat suggereert dat het kuiken nog wel aanwezig was. Deze vogel foerageerde vooral ten westen en noordwesten van Schouwen en maakte regelmatig gebruik van het Verklikkerstrand, de Bollen van het Nieuwe Zand en de Bollen van de Ooster om te rusten. Ook verbleef de vogel een aantal keer in de kolonie op Markenje. Op 6 juni maakte de vogel een lange tocht van de Scheelhoek, via Markenje, de Oosterschelde en Westkapelle richting de Hoge Platen en daarna door naar Zeebrugge alvorens terug te keren om te foerageren ten westen van Walcheren. De volgende dag was de vogel weer terug op de Scheelhoek. De gemiddelde duur van zijn tochten waren minimaal 295 minuten over een afstand van gemiddeld 102 km (gem. 21 km/hr) waarbij de vogel maximaal 88,6 km van de kolonie verwijderd was. Echter van deze vogel zijn maar zeer weinig complete tochten vastgesteld en een groot aantal eindigde of begonnen op een punt ver van de kolonies. Ongeveer de helft van de tochten van deze vogel ging buiten het Natura 2000-gebied en allemaal kwam de vogel buiten het bodembeschermingsgebied. In het verdere verloop van de zomer is WIT-NH6 niet weergezien.



Figuur B-4.28 Kaart met alle vastgelegde tochten van de vogel met logger 11 - 2013.

Logger 14 - 2013

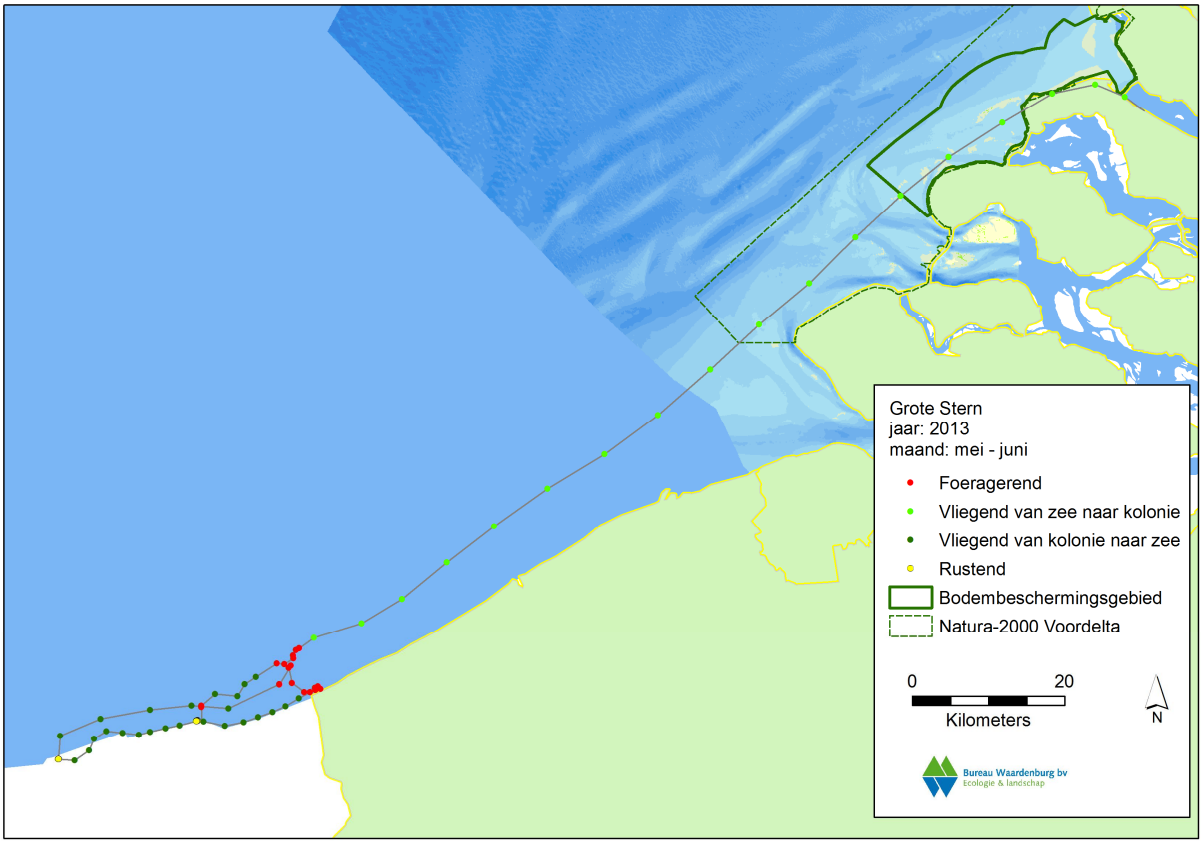
Logger 14 - 2013 werd op 3 juni 2013 bevestigd op een grote stern met kleurring WIT-NK3. Deze vogel heeft tussen 5 en 10 juni 2013 tijdens 15 tochten GPS posities opgeslagen en doorgegeven aan de ontvanger in de kolonie (Figuur B-4.29). Hiervan waren er 10 compleet. Het kuiken van deze vogel was nog in leven ten tijde van de werkzame periode van de GPS-logger. De gemiddelde duur van zijn tochten waren 146 minuten over een afstand van gemiddeld 75 km (gem. 31 km/hr) waarbij de vogel maximaal 51,0 km van de kolonie verwijderd was. Op twee na alle tochten van deze vogel gingen buiten het Natura 2000-gebied en op één na allemaal buiten het bodembeschermingsgebied. Van deze vogel zijn twee voedselwaarnemingen gedaan in de kolonie (beide Zandspieringen van 2.75 snavellengte) en die kwamen beide van een tocht ver buiten het Natura 2000-gebied (resp. 32 en 36 km ten noordwesten van kolonie). De tochten die zijn vastgelegd zijn dus daadwerkelijk tochten waarbij voedsel is gezocht voor het kuiken. Overigens blijkt uit de observaties in de enclosure dat het kuiken waarschijnlijk na enkele dagen alsnog is overleden. In het verdere verloop van de zomer is WIT-NK3 niet weergezien.



Figuur B-4.29 Kaart met alle vastgelegde tochten van de vogel met logger 14 - 2013.

Logger 4 - 2013

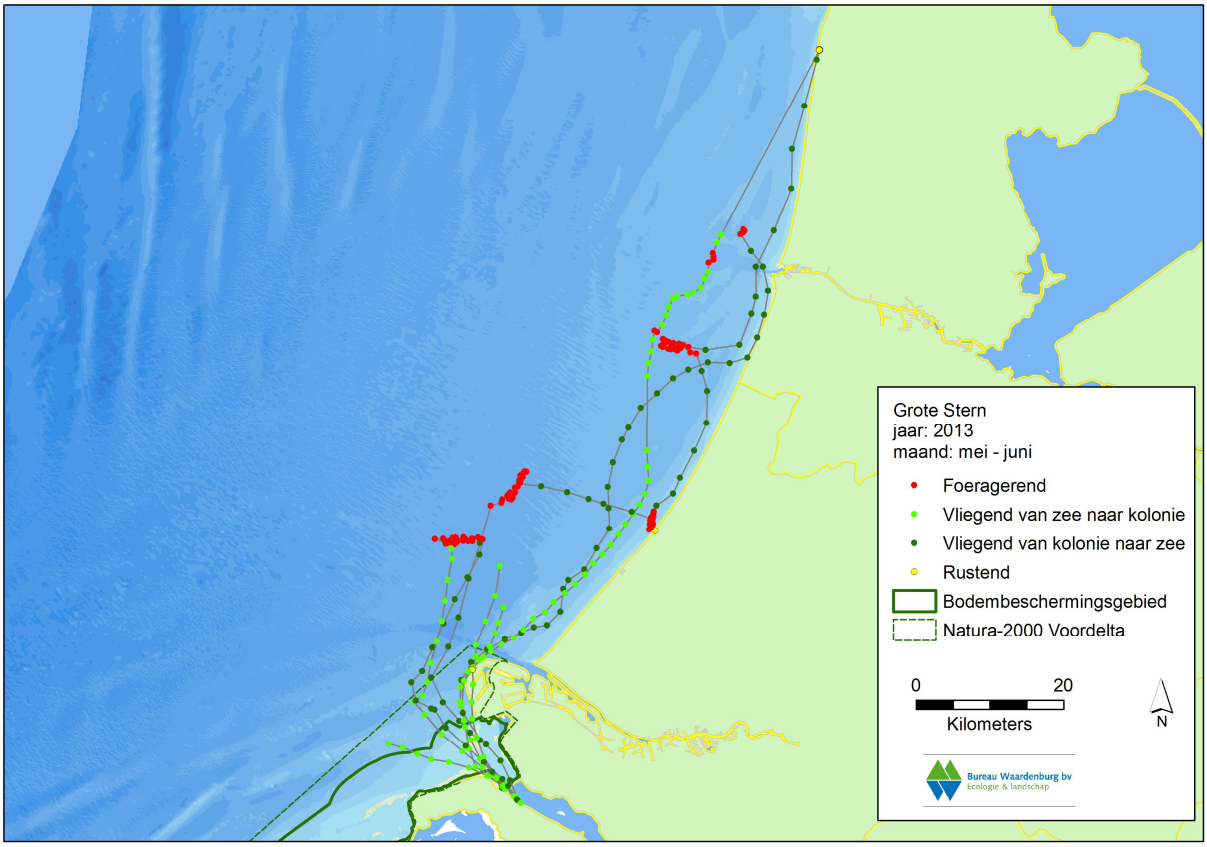
Logger 4 - 2013 werd op 10 juni 2013 bevestigd op een grote stern met kleurring WIT-NPC. Deze vogel heeft op 12 en 13 juni 2013 tijdens 1 tocht GPS posities opgeslagen opgeslagen en doorgegeven aan de ontvanger in de kolonie (Figuur B-4.30). Deze tocht was incompleet. Het kuiken van deze vogel is waarschijnlijk snel dood gegaan en de vogel heeft na deze tocht de kolonie verlaten. Deze vogel is vertrokken naar Frankrijk en heeft op het strand van Duinkerken een nacht doorgebracht. Gefoerageerd werd er voor de kust van de Panne tot 10 km uit de kust. Na de nacht op het strand bezocht deze vogel de grote stern kolonie in het Réserve Naturelle Nationale du Platier d'Oye. Hierna bezocht de vogel nog één keer de kolonie op de Scheelhoek alvorens te verdwijnen. Deze vogel is nog eenmaal later in het seizoen waargenomen op 2 augustus in de Putten bij Camperduin. Toen is niet opgemerkt of de GPS-logger nog op de rug aanwezig was.



Figuur B-4.30 Kaart met alle vastgelegde tochten van de vogel met logger 4 - 2013.

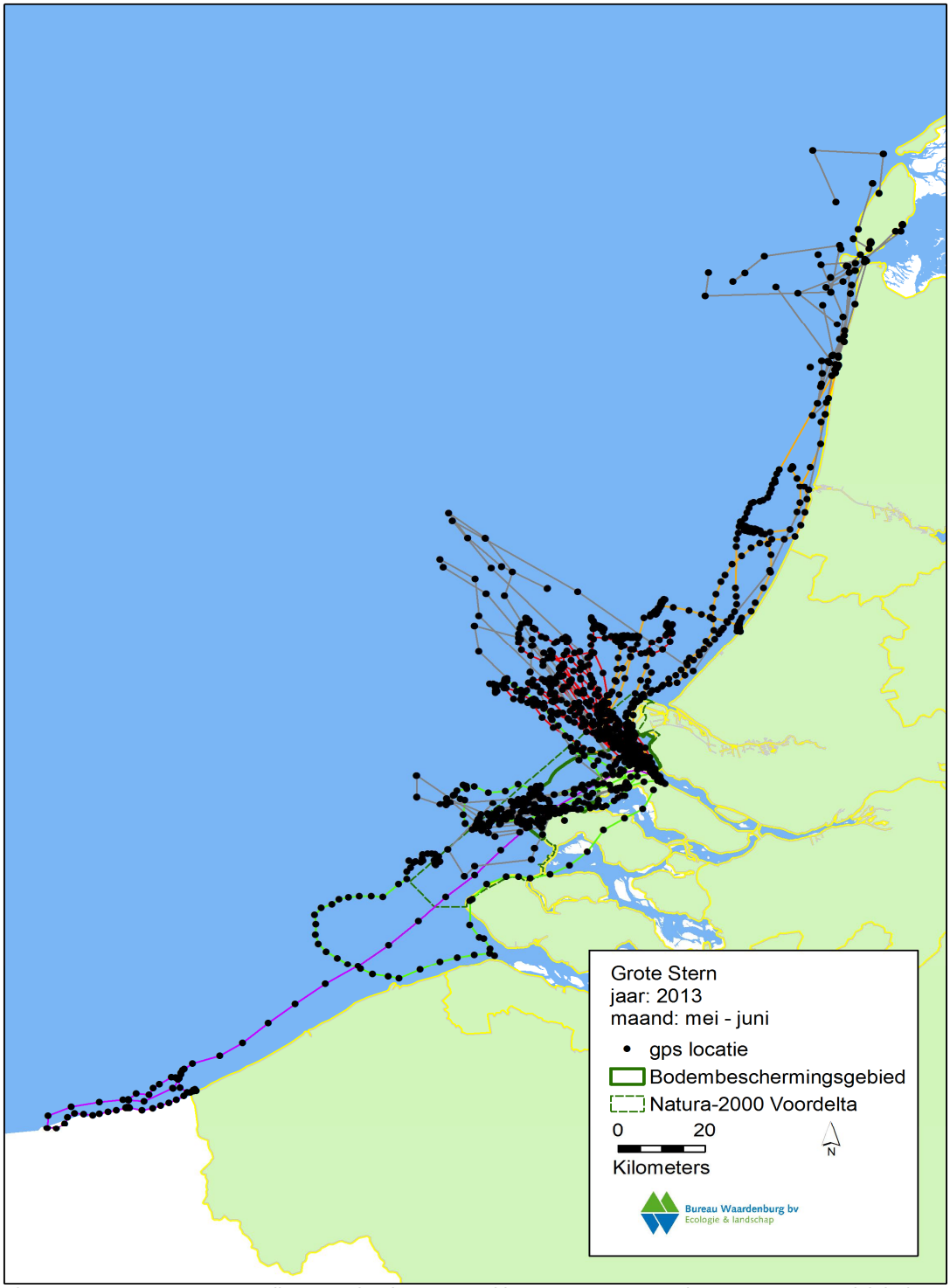
Logger 26 - 2013

Logger 26 - 2013 werd op 10 juni 2013 bevestigd op een grote stern met kleurring WIT-NKT. Deze vogel heeft tussen 12 en 18 juni 2013 tijdens 7 tochten GPS posities opgeslagen en doorgegeven aan de ontvanger in de kolonie (Figuur B-4.31). Hiervan was er 1 compleet, en één bijna compleet (hier ontbrak alleen een stukje terugweg tussen de slaapplaats in de Putten en ongeveer IJmuiden). Het kuiken van deze vogel is dood gegaan, maar op welk moment is onduidelijk. De vogel heeft in ieder geval niet meteen de kolonie verlaten, echter de lange tochten en nachten buiten de kolonie suggereren mogelijk dat het kuiken al snel niet meer in leven was. Op zowel 12 als 13 juni was de vogel aanwezig in de kolonie. Op 14, 15, 16, 17 en 18 juni foerageert de vogel op zee ter hoogte van Noord- en Zuid-Holland. De nacht van 15 op 16 juni brengt deze vogel door in de Putten bij Camperduin. De gemiddelde duur van zijn tochten waren minimaal 706 minuten over een afstand van gemiddeld 109 km (gem. 9 km/hr) waarbij de vogel maximaal 109,7 km van de kolonie verwijderd was. Echter van deze vogel zijn maar zeer weinig complete tochten vastgesteld en een groot aantal eindigde of begonnen op een punt ver van de kolonies. Alle tochten van deze vogel gingen buiten het Natura 2000-gebied en het bodembeschermingsgebied. Uiteindelijk heeft de vogel de kolonie na een week verlaten. WIT-NKT is nog eenmaal later in het seizoen waargenomen op 20 juni op het strand bij Grootte Keten in Noord-Holland. Toen is niet opgemerkt of de GPS-logger nog op de rug aanwezig was.

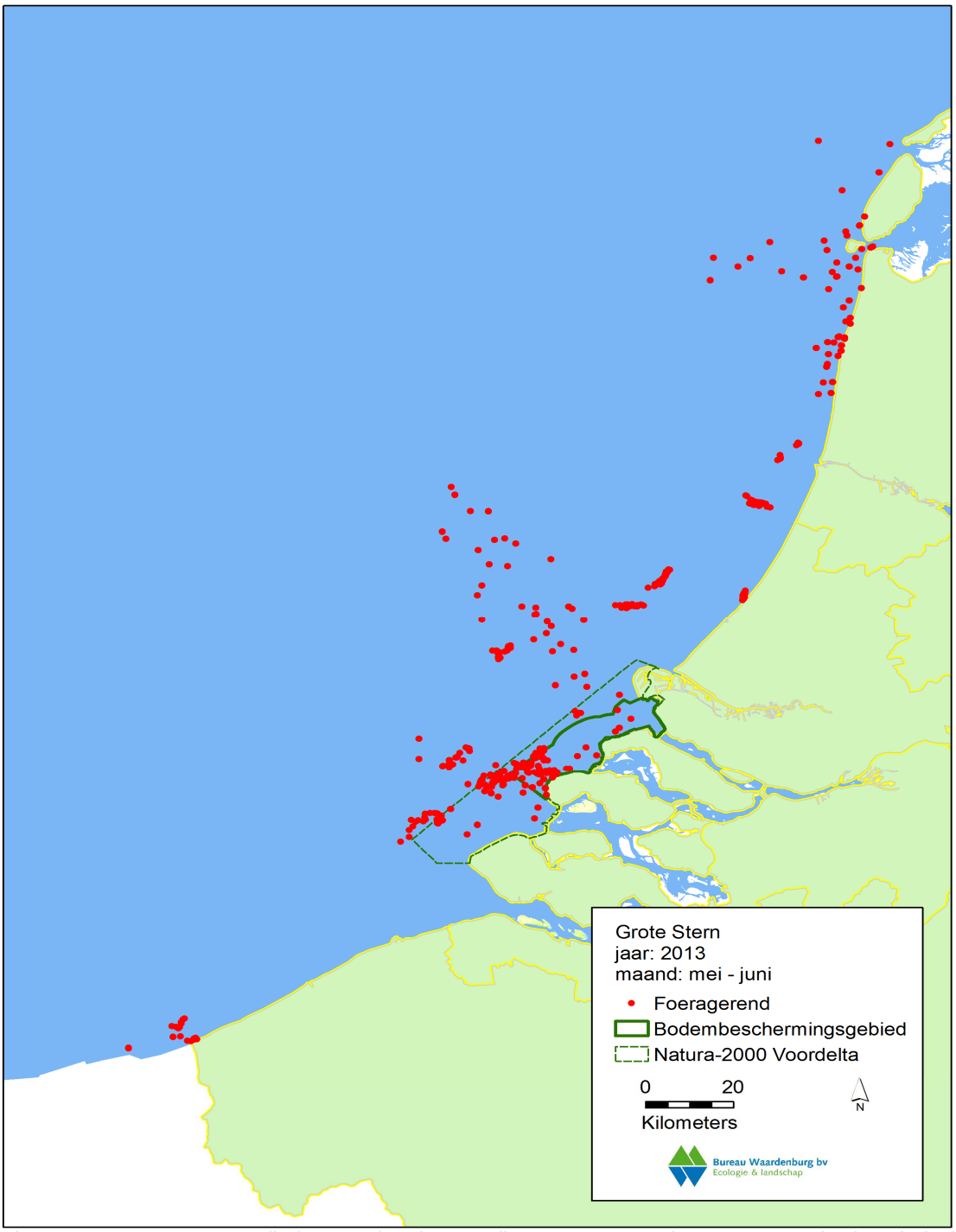


Figuur B-4.31 Kaart met alle vastgelegde tochten van de vogel met logger 26 -2013.

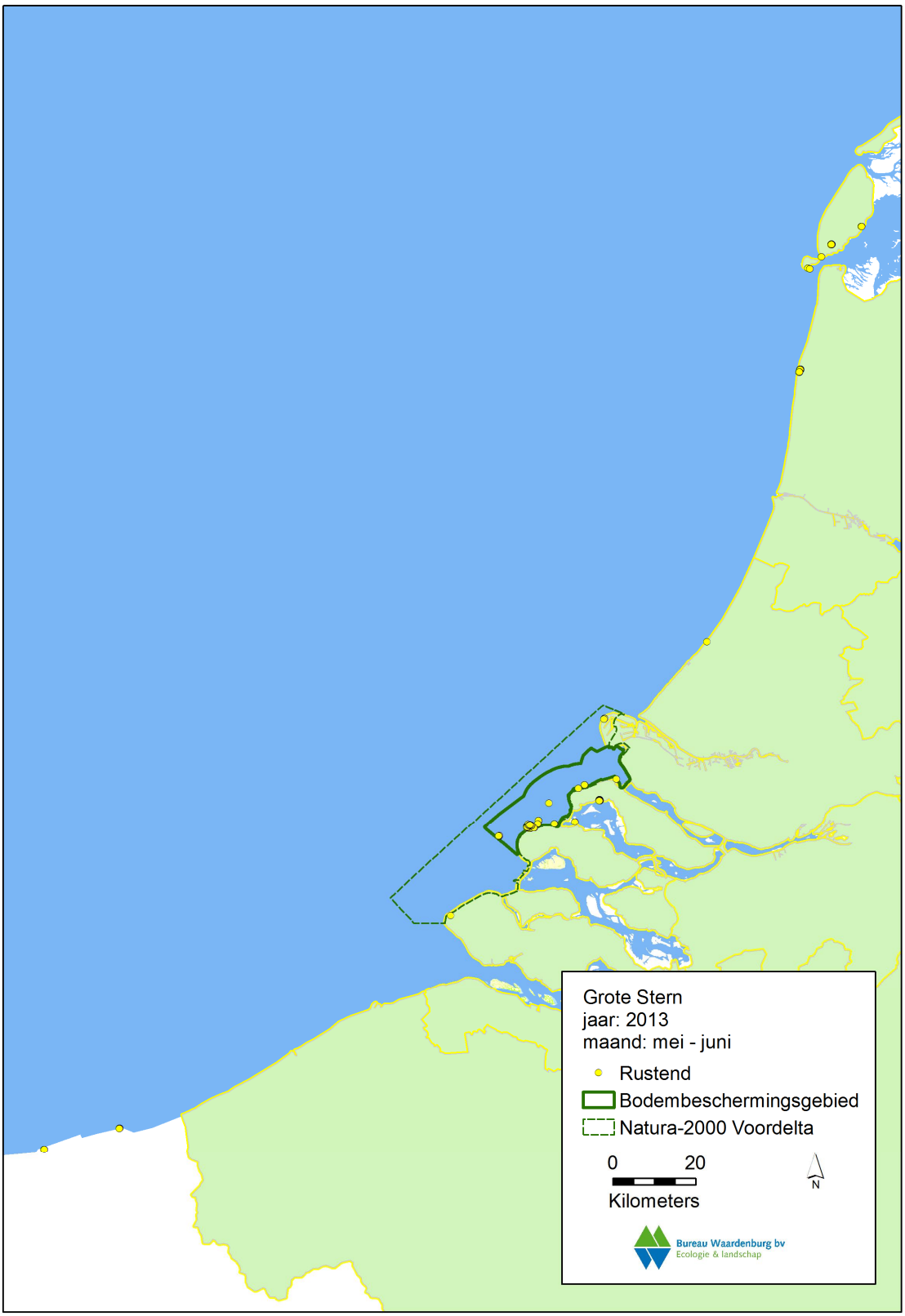
Samenvattende kaarten van de omzwervingen van mislukte broedvogels



Figuur B-4.6 *Kaart met alle vastgelegde GPS-posities van grote sterns in 2013 met een mislukt broedsel. De gestippelde groene lijn is de grens van het Natura 2000-gebied Voordelta, de doorgetrokken groene lijn is het bodembeschermingsgebied.*



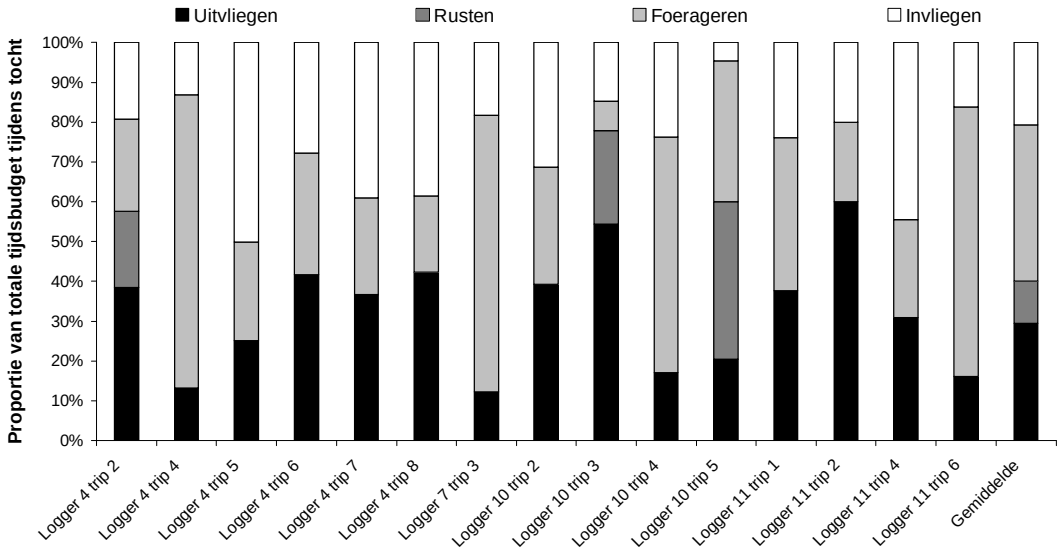
Figuur B-4.7 *Kaart met alle foerageerlocaties van alle sterns met GPS-loggers waarvan het broedsel mislukte in 2013.*



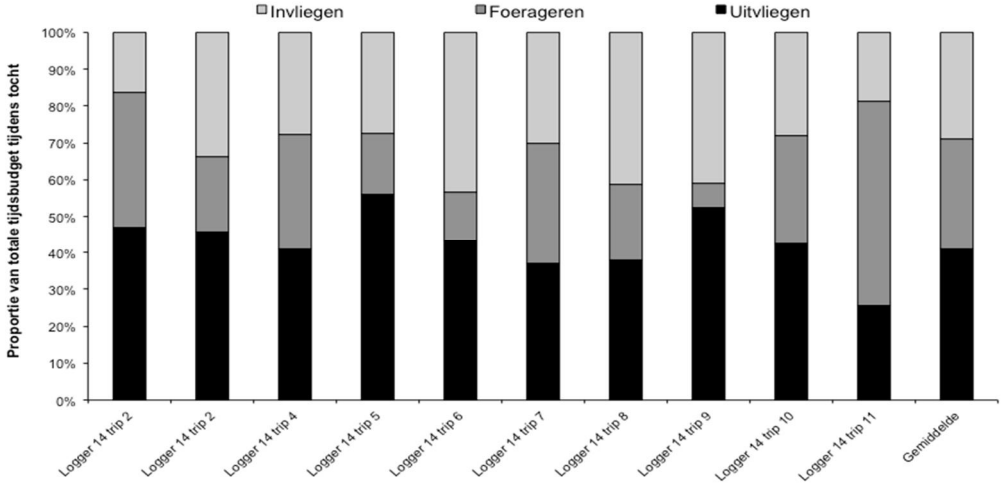
Figuur B-4.9 *Kaart met alle rustlocaties van alle sterns met GPS-loggers waarvan het broedsel mislukte in 2013.*

Tijdsbudgetten tijdens foerageertochten

Details over alle tochten van sterns met GPS loggers wordt weergegeven in tabel B-4.1 en B-4.2. Uit de GPS-logger gegevens is ook te halen hoe lang een vogel bezig is geweest met uitvliegen, foerageren en invliegen. Tijdens een foerageervlucht werden 4 verschillende gedragingen onderscheiden. Van de kolonie naar zee vliegen (Uitvliegen), rusten op de platen en stranden (Rusten), voedsel zoeken en vangen (Foerageren), en terug naar de kolonie vliegen (Invliegen). Tijdens de compleet gelogde tochten in 2012 (n=15, tabel B-4.1) bleek dat de vogels gemiddeld 30% van de tijd bezig waren met uitvliegen, 11% met rusten, 39% met foerageren en 21% invliegen tijdens foerageertochten (Figuur B-4.10). Het lagere percentage invliegen betekent dat een deel van het foerageren al gebruikt wordt om terug richting kolonie te gaan. Tijdens de compleet gelogde tochten in 2013 (n=10, tabel B-4.2) van een kuikenvoerende stern bleek dat de vogel gemiddeld 41% van de tijd bezig was met uitvliegen, 30% met foerageren en 29% invliegen tijdens foerageertochten (Figuur B-4.11). Deze vogel rustte niet tijdens foerageertochten.



Figuur B-4.10 Tijdsbudgetten van complete foerageervluchten die werden vastgelegd met GPS-loggers in 2012.



Figuur B-4.11 Tijdsbudgetten van complete foerageervluchten die werden vastgelegd met GPS-loggers in 2013.

Tabel B-4.1 Overzicht van verschillende tochten van kuikenvoerende sterns in 2012

Logger nummer (t = tape, h = harnas)	Geslacht	Tocht	(In)-Compleet	Binnen (i) buiten (o) Natura 2000-gebied Voordelta	Binnen (i) buiten (o) Bodembeschermingsgebied	Datum	Starttijd trip (GMT)	Stoptijd trip (GMT)	Duur (min)*	Max. afstand (km)	Afgelegde afstand (km) * = minimum schatting	Maximale vliegsnelheid	of predatie van vis, H=haring, ZS = Zandspiering, M = niet opgemerkt in kolonie, ? =
10	m	1	i	i	i	24-05-	05:5	09:5	240	12,	46,8	58	?
		2	c	i	i	24-05-	12:5	13:4	51	11,	41,3	39	?
		3	c	i	i	24-05-	14:0	14:5	63	10,	81,2	60	?
		4	c	i	o	24-05-	16:2	18:5	152	12,	32,5	46	?
		5	c	i	o	25-05-	09:5	13:2	210	13,	61,8	47	?
11	v	1	c	i	i	24-05-	07:4	09:3	109	21,	50,2	44	?
		2	c	i	i	24-05-	12:3	13:1	50	7,4	17,8	33	?
		3	i	i	i	24-05-	18:1	19:0	55	9,5	15,2	28	?
		4	c	i	o	25-05-	06:3	07:5	81	21,	41,4	50	?
		5	i	i	i	25-05-	11:0	11:1	15	3,9	7,9	31	?
		6	c	i	i	25-05-	11:2	11:5	31	4,0	27,0	21	?
		7	i	i	i	25-05-	12:3	12:4	10	3,6	21,7	28	?
15	v	1	i	i	i	24-05-	07:4	08:0	20	4,2	32,4	28	?
3 (t)	m	1	i	i	i	06-06-	10:0	13:4	224	29,	76,6	88	?
		2	i	i	i	06-06-	15:0	15:5	51	20,	50,6	36	?
4 (h)	m	1	i	o	o	12-06-	08:2	10:0	107	30,	62,9	28	?
		2	c	i	i	13-06-	05:3	06:0	26	4,3	14,8	50	?
		3	i	o	o	13-06-	06:3	09:5	213	35,	75,9	42	Z/M
		4	c	i	i	14-06-	04:0	04:3	38	6,3	17,3	53	?
		5	c	i	i	14-06-	05:2	05:4	20	6,9	24,2	43	?
		6	c	i	i	14-06-	06:0	06:3	36	10,	52,0	42	H1,75
		7	c	i	i	14-06-	07:1	07:4	41	10,	31,9	45	H1,75
		8	c	i	i	14-06-	08:1	08:3	26	7,2	15,5	44	H1,5
		9	i	o	o	14-06-	08:4	09:5	78	23,	38,8	47	Z
6 (h)	v	1	i	i	o	13-06-	04:3	05:2	53	17,	22,3	30	?
		2	i	o	o	13-06-	06:0	10:0	239	31,	68,3	37	?
		3	i	o	o	14-06-	06:5	10:0	192	29,	32,4	37	?
		4	i	o	o	15-06-	05:1	08:3	207	26,	43,1	67	?
7 (h)	m	1	i	o	o	13-06-	06:5	07:0	16	31,	15,9	48	H2,25
		2	i	i	i	14-06-	04:0	04:1	16	4,3	7,0	22	?
		3	c	i	o	18-06-	05:4	07:0	82	17,	27,5	49	?
		4	i	i	i	21-06-	05:5	06:1	26	7,6	12,3	33	?
		5	i	i	i	21-06-	06:1	07:0	46	12,	18,7	65	?
		6	i	i	o	23-06-	04:1	06:1	117	27,	26,7	21	?
Gemiddelde									**86,5**	**15,**	**35,6**	**42,0**	

Tabel B-4.2 Overzicht van verschillende tochten in 2013 voor kuikenvoerende (14) en waarschijnlijk mislukte (11, 26 en 4) vogels apart.

Logger nummer (t = tape, h = harnas)	Tocht	(In)-Compleet	Binnen (i) buiten (o) Natura 2000-gebied Voordelta	Binnen (i) buiten (o) Bodembeschermingsgebied	Datum	Starttijd trip (GMT)	Stoptijd trip (GMT)	Duur (min)* * = minimum schatting	Max. afstand (km)	Afgelegde afstand (km) * = minimum schatting	Maximale vliegsnelheid	Voetsel Z=zelfvoorziening predatie van vis, H=haring, ZS = Zandspiering, M = niet opgemerkt in kolonie, ? = Onbekend
14 (h)	1	i	i	o	05-06-	11:0	12:56	112*	36,3	43,5	65	ZS2,75
	2	c	o	o	05-06-	15:2	16:18	63	16,5	28,9	60	?
	3	c	o	o	06-06-	06:1	08:14	127	35,3	68,0	50	?
	4	c	o	o	06-06-	12:1	14:36	151	38,7	78,2	55	ZS2,75
	5	c	o	o	06-06-	14:5	17:13	142	36,0	69,1	57	?
	6	c	i	i	07-06-	07:0	07:32	36	12,4	22,2	49	?
	7	c	o	o	07-06-	07:3	10:08	156	36,1	65,4	47	?
	8	c	o	o	07-06-	10:1	12:14	125	37,8	65,1	54	?
	9	c	o	o	07-06-	13:2	14:45	88	25,7	49,9	54	?
	1	c	o	o	07-06-	14:5	17:25	156	41,1	78,0	61	?
	1	c	o	o	08-06-	08:5	13:02	256	42,8	92,0	52	?
	1	c	o	o	08-06-	17:4	18:02	26	16,5	7,7	27	?
	1	i	o	o	09-06-	06:1	11:20	315*	51,0	97,6	59	?
	1	i	o	o	09-06-	16:0	18:01	119*	35,2	51,2	70	?
	1	i	o	o	10-06-	07:0	12:11	308*	39,3	81,3	43	?
Gemiddelde								**120,**	**33,4**	**59,9**	**53,**	
4 (h)	1	i	o	o	12-06-	11:2	09:06	1308	165,	235,	10	?
11 (h)	1	i	i	o	04-06-	10:4	18:04	445*	38,7	49,4	35	?
	2	i	i	o	05-06-	06:0	11:05	306*	34,9	60,5	44	?
	3	c	i	o	05-06-	13:0	13:26	25	5,3	4,9	30	?
	4	i	i	o	06-06-	06:0	12:10	370*	44,2	61,7	43	?
	5	i	o	o	06-06-	12:2	18:02	347*	88,6	164,	77	?
	6	i	o	o	07-06-	06:0	15:11	553*	50,1	108,	48	?
	7	i	i	o	07-06-	16:3	18:00	88*	22,4	26,6	47	?
	8	i	i	o	08-06-	06:3	10:12	222*	46,3	51,6	53	?
26 (h)	1	i	o	o	14-06-	07:3	08:46	79*	26,8	28,7	42	?
	2	c	o	o	14-06-	12:3	17:31	298	37,7	100,	47	?
	3	i	?	?	14-06-	17:5	18:02	11*	5,7	2,9	29	?
	4	i	o	o	15-06-	06:0	06:41	42*	19,6	16,8	32	?
	5	i	o	o	15/16-06-	07:2	11:00	4247	109,	296,	75	?
	6	i	o	o	17-06-	06:3	07:47	75*	32,3	33,6	44	?
	7	i	o	o	18-06-	06:1	09:19	193*	83,4	92,5	53	?
Gemiddelde								**161,5**	**50,7**	**83,4**	**50,**	

BIJLAGE 5: Methodiek kleurringactie juveniele sterns

Inleiding

Al sinds de jaren 1970 worden in de Delta jonge grote sterns van metalen ringen voorzien. Hoofddoel van onderzoek is om meer te weten te komen over waar deze jonge vogels zich vestigen als volwassen broedvogel, in hoeverre deze vogels plaatstrouw zijn, waar ze overwinteren, van welke tussenstopgebieden tijdens de trek van en naar Afrika ze gebruik maken en op de lange termijn wat de overleving is. Een terugmelding van een vogel met een metalen ring vindt meestal plaats doordat een vogel dood gevonden wordt of geschoten. Met kleurringen wordt de kans om terugmeldingen te krijgen vele malen vergroot, omdat waarnemers met telescopen vele malen meer meldingen kunnen doen. Bovendien vertellen kleurringterugmeldingen een ander dan het traditionele metaal-ring verhaal. Niet langer zijn terugmeldingen beperkt tot een stippenkaart met slechts één punt per individu, maar kunnen ook van individuen meerdere waarnemingen bekend worden tijdens hun leven.

De laatste jaren zijn er voor grote sterns goed afleesbare en duurzame kleurringen beschikbaar. De aanleiding om in 2012 een groot aantal jonge grote sterns van een kleurring te voorzien werd mogelijk doordat de goede omstandigheden voor een dergelijk onderzoek (capabele onderzoekers, enig extra budget, goed materiaal, beschikbare eigen tijd) aanwezig waren door het intensieve onderzoek in het kader van de Natuurcompensatie voor de Tweede Maasvlakte. Binnen dit kader is het overigens belangrijk dat het gebruik van de zandplaten in de Delta door grote sterns en hun juvenielen beter in kaart wordt gebracht en ook hieromtrent kunnen de kleuringen veel informatie verschaffen.

Methode

Op maandag 18 juni 2012 werden op Betoneiland (Scheelhoek) ongeveer 400 kuikens van grote stern *Sterna sandvicensis* voorzien van een blauwe kleurring met unieke witte inscriptie. Op dat moment was meer dan de helft van de aanwezige kuikens van grote sterns reeds uitgevlogen en had zich verplaatst naar het ernaast gelegen eiland. De nog aanwezige kuikens op Betoneiland waren vrijwel allemaal in de laatste dagen voor uitvliegen. Er was gekozen om de ringactie pas op het einde van de kuikenfase te doen omdat dit enerzijds het minste nodeloze verlies van ringen zou opleveren (in de laatste week voor het uitvliegen sterven nog maar heel weinig kuikens) en anderzijds omdat de sterns in dit stadium het minst verstoringsgevoelig zijn. De oudervogels en kuikens drommen in dat stadium in grote crèches samen aan de randen van de broedkolonie, zijn niet meer gebonden aan de nestomgeving en worden gedurende langere tijd alleen gelaten door hun ouders. ‘s Ochtends werd een eerste vangactie georganiseerd. Enkele dagen van te voren was reeds een inloopfuik opgezet op Betoneiland. De fuik was gemaakt van kippengaas en bestond uit een trechtervormig gedeelte dat aan weerszijde ongeveer 20 m lang was en dat uitmondde in een ronde kraal met een diameter van ongeveer 3 meter (Figuur B-5.1).

Een groep van 10 personen benaderde Betoneiland vanuit het zuiden. Daar aangekomen dreven acht personen een groep kuikens langzaam voor zich uit in de richting van de fuik, terwijl twee anderen aan de noordzijde van het eiland hadden postgevat om te voorkomen dat er kuikens te water gingen. Toen ongeveer 150 kuikens zich in de kraal hadden verzameld werd die afgesloten. In eerste instantie dromden de kuikens massaal samen tegen de randen van de kraal (overigens was de onderkant van de kraal voorzien van plastic zodat de kuikens hun snavels niet konden beschadigen aan het kippengaas, het principe dat ook bij de reguliere enclosures wordt toegepast), maar na enkele minuten zaten de kuikens mooi verdeeld in de kraal (Figuur B-5.2).

Er werden drie ringteams gevormd en 1 persoon gaf kuikens aan vanuit de kraal (Figuur B-5.3). Alle kuikens werden gewogen en de koplengte werd opgemeten om op die manier de conditie van de kuikens te bepalen. Elk kuiken werd voorzien van een metalen ring van het Vogeltrekstation (over het algemeen aan de linker poot) en een blauwe kleurring aan de andere poot (Figuur B-5.4). Een aantal kuikens (ongeveer 10%) droeg reeds een metalen ring. Die waren afkomstig van een eerdere ringactie op donderdag 14 juni had plaatsgevonden. Toen werden ongeveer 200 kuikens voorzien van enkele een metaalring. Aan de hand van het percentage reeds geringde kuikens kan later middels de terugvangstmethode worden berekend wat het broedsucces is geweest van de grote stern op de Scheelhoekeilanden en kan die worden vergeleken met die in de enclosure. Eén kuiken dat blijkbaar al geruime tijd met zijn poten verstrikt zat in visdraad, werd bevrijd van zijn ongemak maar werd niet geringd omdat de snijwonden dusdanig diep waren dat het maar de vraag was of dit kuiken het zou halen.



Figuur B-5.1 Onderzoekers begeleiden al lopende de kuikens de kraal in (foto Pim Wolf).



Figuur B-5.2 Gevangen kuikens netjes verdeeld in de kraal (foto Pim Wolf).

De eerste ringactie duurde exact een uur en inclusief het opdrijven duurde de hele actie minder dan 1,5 uur. De weersomstandigheden waren ideaal: droog, vrijwel geen wind en aangenaam warm. ‘s Middags (ca. 3 uur na het eerste bezoek) werd een tweede ringactie uitgevoerd, wederom onder zeer goede weersomstandigheden. Ditmaal werd het eiland vanuit de oostkant benaderd en werd een grotere groep kuikens dan de eerste keer door een groep drijvers richting fuik gedwongen. Toen ongeveer 300 kuikens zich in de fuik hadden verzameld werd die gesloten. Eerst werden de kuikens die ‘s morgens al een blauwe kleurring hadden gekregen verwijderd uit de vangkraal waarna er ongeveer 250 kuikens overbleven. Op enkele heel jonge kuikens na werden die allemaal geringd (blauw en metaal), gewogen en gemeten. De ringactie duurde ongeveer een uur en kwartier. Inclusief het opdrijven duurde de verstoring ongeveer een uur en drie kwartier. Vrijwel alle kuikens waren in goede conditie. In de eindrapportage zal een analyse worden gemaakt van de kuikenconditie en zal die worden vergeleken met de conditie van de kuikens in de enclosure. Ook zal in de toekomst wanneer er voldoende terugmeldingen zijn van de gekleurringde vogels de overleving en andere aspecten zoals moment van vestiging e.a. van de twee groepen vergeleken kunnen worden. Ook in de kolonie van Markenje met toestemming van Staatsbosbeheer ook grote sternenkuikens voorzien van een kleurring (hoewel hier het aantal beperkt werd tot enkele tientallen kuikens).



Figuur B-5.3 *De kuikens werden door teams van 3 personen geringd, gewogen en gemeten en vervolgens vrijgelaten (foto Han Meerman).*



Figuur B-5.4 *Bijna vlieg vlugge grote stern met duidelijk afleesbare blauwe kleurring (code NST) aan zijn rechterpoot (foto Pim Wolf).*

Potentiele effecten van de ringactie

Tijdens de uitvoering is het voorzorgsprincipe gehanteerd om de vogels geen letsel toe te brengen of de vogels in conditie aan te tasten. De mate en duur van verstoring is van eenzelfde orde van grootte als andere onderzoekshandelingen zoals die ook voorgelegd zijn aan de Provincie Zuid-Holland in de voortoets over de onderzoeksprotocollen voor het Tweede Maasvlakte onderzoek (Poot *et al.* 2009). We zijn ervan overtuigd dat de verstoringen geen meetbare effecten hebben gehad op de kuikens van grote sterns noch op hun ouders. Zoals gezegd waren de weersomstandigheden optimaal. De kuikens waren, op een enkeling na, allemaal bijna vlieg vlug en kunnen dan zonder enige gevolgen een tijdje alleen blijven zonder eten. Tijdens het ringen kwamen een paar ouders van de gevangen

kuikens met prooi boven de fuik hangen. Die kuikens moesten enige tijd wachten op hun eten, maar werden na het loslaten meteen gevoerd op enige afstand van de fuik. Overigens werden de niet gevangen kuikens ondanks onze aanwezigheid ook gewoon gevoerd door hun ouders. Gerekend op een daglichtperiode van 18 uur bedroeg de totale verstoringstijd 18% van de voedertijd en per vangsessie ongeveer de helft daarvan. Bovendien werd slechts een fractie van de kuikens gevangen (naar schatting maximaal 12,5% per vangsessie) en daarvan werden er voortdurend vrijgelaten. Rekening houdend met een voederfrequentie van 1 vis per twee uur en gegeven het feit dat de kuikens meteen na het loslaten alsnog werden gevoerd door hun ouders mag het effect op de voederfrequentie verwaarloosbaar worden genoemd.



Figuur B-5.5 *Vliegvlug gekleurringd jong met duidelijk afleesbare blauwe kleurring (code NKF) wordt gevoerd door ouder (foto Pim Wolf).*

Randvoorwaarden

Alle personen betrokken bij de ringactie hebben een ringvergunning van het Vogeltrekstation van Nederland en/of via het Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen. Dit betekent dat de ringer in kwestie bekwaam is om vogels zonder schade te ringen en waarbij verstoring van de natuur voorkomen wordt. Met de ringvergunning wordt ontheffing verleent binnen het kader van de Flora en Faunawet. Voor een uitvoerige beschrijving van de randvoorwaarden van een ringvergunning verwijzen wij naar de website van het Vogeltrekstation. De kleurringcodering is kortgesloten met de Europese kleurringcoördinator, het programma is aangemeld en op internet aangekondigd met referenties. De terugmeldingen zullen de komende jaren met vereende kracht verzameld worden en waarnemers zullen van informatie worden voorzien van de herkomst van de door hen waargenomen vogels. Pim Wolf als vertegenwoordiger van Ringgroep Delta is eerste aanspreekpunt, waarbij ook de andere personen hand en spandiensten zullen verlenen. Iedere melding van een door ons gekleurringde grote stern wordt opgeslagen in een speciaal daartoe opgezette database. Het ligt in de bedoeling om bij voldoende terugmeldingen in gemeenschappelijkheid publicaties te schrijven om op die manier de ringaflezers verdere terugkoppeling te verschaffen en inzichten met beheerders en onderzoekers te delen.

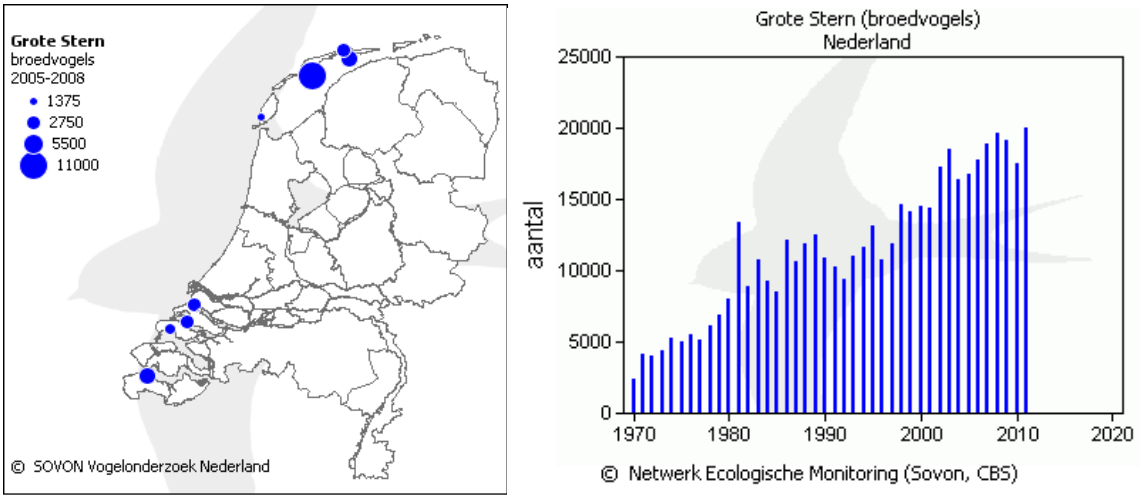
Literatuur

Poot, M.J.M., E. Stienen, R.C. Fijn & T.J. Boudewijn, 2009. Effecten op beschermde soorten en gebieden door ecologisch vogelonderzoek in de broedkolonies van sterns in het Haringvliet. Oriënterend onderzoek (quick scan, voortoets) in het kader van de natuurwetgeving. Bureau Waardenburg rapport 09-058. Bureau Waardenburg, Culemborg.

BIJLAGE 6: Achtergrondinformatie populaties grote sterns en visdieven in de Delta/rest van Nederland en instandhoudingsdoelen Natura 2000

Grote stern – Relatie Zeebrugge en kolonies in de Delta

De ontwikkelingen van de aantallen in het Nederlandse Deltagebied kunnen niet los worden gezien van de vestiging van grote sterns in het havengebied van Zeebrugge, België. Het ontstaan van deze kolonie aan het eind van de jaren tachtig viel samen met een achteruitgang in het Deltagebied. Wanneer het aantalsverloop van het Deltagebied en België tezamen wordt genomen, blijken de afnamen in de periode 1988-1991 en 2005-2006 kleiner te zijn en is de opvallende toename van de grote stern in het Deltagebied in 2007 eenvoudig te verklaren (figuur 5.15). In 2006 broedden in Zeebrugge 2.060 paren, dit aantal nam snel af tot 1.130 paren in 2007 en 249 paren in 2008. In de jaren 2009 en 2010 kwamen er geen grote sterns tot broeden in Zeebrugge. In 2011 keerden grote sterns met 54 paren terug (E. Stienen/INBO). Uit ringonderzoek van INBO en DPM (unpublished) blijkt dat de broedvogels in Zeebrugge samen met die in de Nederlandse kolonies onderdeel zijn van een grensoverschrijdende “Deltapopulatie”.



Figuur B-6.1 *Verspreiding en trend grote stern voor heel Nederland. Bron SOVON Vogelonderzoek Nederland.*

Grote stern - Geschiedenis van de Nederlandse populatie

Het Waddengebied en de Zeeuwse en Zuid-Hollandse eilanden vormen van oudsher de kerngebieden van de Nederlandse populatie grote sterns (Figuur B-6.1). In de verdeling van de broedparen over deze twee hoofdgebieden is in de loop der jaren veel veranderd. In het begin van de twintigste eeuw lag het zwaartepunt van de verspreiding in het Deltagebied. Van de 16.000 broedparen rond 1900 broedden er 5.000 in de Waddenzee en 11.000 in het Deltagebied. In de jaren tot 1911 reduceerden eierrapers en jagers het aantal broedparen in zeer korte tijd tot 500 paren. Vanaf 1912 werd de kolonie op Griend bewaakt en vanaf 1914 trad de Vogelwet 1912 in werking waarna het aantal grote sterns snel toenam. In 1930 broedden er 15.000 paren in Nederland, en in 1938 werd de populatie geschat op 46.000 paren. Hiervan broedde het leeuwendeel in het Waddengebied (ca. 35.000 paren). In het Deltagebied en het IJsselmeergebied waren de aantallen met 9.000 respectievelijk 2.000 paren duidelijk kleiner (Brenninkmeijer & Stienen 1992). In en kort na de Tweede

Wereldoorlog lag het aantal broedparen lager maar de echte instorting van de populatie kwam in de late jaren vijftig en zestig. Deze achteruitgang werd voornamelijk veroorzaakt door het weglekken van gechloreerde koolwaterstoffen bij één fabrikant van bestrijdingsmiddelen langs de Nieuwe Waterweg (Koeman 1971). Op het dieptepunt van 900 paren in 1965 broedden grote sterns vrijwel uitsluitend in het Waddengebied. Enkele tientallen paren wisten zich te handhaven in de Weevers Inlaag op Schouwen en de Hompelvoet in het Grevelingen (Beijersbergen & Meininger 1980). Na de sluiting van de dieldrin- en telodieldrinfabriek in 1967 herstelde de populatie zeer langzaam. Het duurde tot 1983 voordat weer meer dan 10.000 paren in Nederland broedden (Bijlsma *et al.* 2001). Sinds deze gifepisode is de Waddenzee steeds het belangrijkste gebied voor grote sterns gebleven. Van de bijna 16-19.000 paren die inmiddels in Nederland broeden bevindt ca. 65% zich in het Waddengebied (Boele *et al.* 2010).

Grote stern - Natura-2000, landelijke en regionale doelen

Grote sterns broeden binnen het Deltagebied in een beperkt aantal kolonies, in de periode 2002 tot en met 2011 werden jaarlijks slechts twee tot vijf kolonies bezet. Hoewel sommige kolonies (Hooge Platen, Hompelvoet) jaren achtereen bezet zijn, wisselen grote sterns regelmatig van kolonie. Deze jaarlijkse “kolonie-keuze” vindt plaats op Deltaschaal (inclusief Zeebrugge). Grote sterns die in jaar a in het Grevelingen broeden kunnen in jaar b voor een kolonie in het Haringvliet kiezen. De keuze voor een andere kolonie dan die in het voorgaande jaar gebruikt werd, wordt versterkt wanneer het broedsucces in het voorgaande jaar slecht was. Mede in verband met dit gedrag is binnen Natura-2000 voor de grote stern een regiodoel geformuleerd. De Westerschelde, Oosterschelde, Grevelingenmeer en het Haringvliet zijn aangewezen als Natura 2000-gebied in verband met (potenties voor) broedende grote sterns. De instandhoudingsdoelstelling voor het Deltagebied omvat het behoud van omvang en kwaliteit van het leefgebied met een draagkracht van ten minste 4.000 broedparen. Binnen de vier bekkens die moeten bijdragen aan dit regionale instandhoudingsdoel werden in de periode 2002-2011 gemiddeld 5.865 paren geteld, waarbij de aantallen varieerden tussen een minimum van 3.866 paren in 2006 tot maximaal 7.133 paren in 2003. De kolonies in het Deltagebied omvatten in de periode 2002-2011 ca. 20% van landelijke Natura-2000 doel van 25.000 broedparen.

Buiten de aangewezen bekkens broedden in de jaren 1989-1991 enkele tientallen tot honderden paren op het aangelegde Vogeleiland Westplaat aan de zuidrand van de Maasvlakte. Door een combinatie van slecht ontwerp en gebrek aan herstelwerkzaamheden verdween dit eiland in de winter van 1992/1993 in de golven (Arts 1996; Meininger *et al.* 2000). In de daaropvolgende jaren deden grote sterns slechts een enkele vestigingspoging in de Slufter van de Maasvlakte.

Het regiodoel van 4.000 broedparen werd in vrijwel alle jaren tussen 2002 en 2010 gehaald. Op korte termijn lijkt het huidige beheer van de broedgebieden succesvol. Op wat langere termijn zijn er enkele bedreigingen. Buiten de Westerschelde ontbreekt in de gebieden waar grote sterns broeden de natuurlijke dynamiek zoals zoutinvloed en overspoelingen in het winterhalfjaar. Hierdoor wordt de vegetatiesuccessie en de vestiging van landpredatoren in de hand gewerkt en kunnen de broedgebieden alleen door intensief beheer geschikt blijven. De landelijke en ook in het Deltagebied optredende afname van het aantal broedende kokmeeuwen kan in de nabije toekomst de geschiktheid van broedgebieden voor grote sterns verder nadelig beïnvloeden. Het creëren van geschikt broedgebied (eilanden) op korte afstand van foerageergebieden kan op termijn uitkomst bieden. Met name in het noordelijke Deltagebied lijkt onvoldoende broedgelegenheid aanwezig. Daarnaast is het van belang om zoveel mogelijk bestaande broedgebieden in de nabijheid van de Voordelta voor grote sterns

geschikt te houden. Een belangrijk knelpunt in de noordelijke Delta wordt de toekomstige broedverspreiding van de kleine mantelmeeuw. In de eerste jaren van de 21e eeuw broeden vele duizenden paren kleine mantelmeeuwen op onbebouwde delen en optieterreinen op de Maasvlakte. In 2011 was een groot deel hiervan in gebruik genomen door de industrie. In 2012 zal een tweetal nog resterende terreinen (meer dan 8.000 paren in 2011) ongeschikt worden als broedgebied. De vraag is waar deze vogels uiteindelijk tot broeden zullen komen en aangezien de biotoopvoorkeur van de kleine mantelmeeuw sterk overlapt met die van grote sterns kan nestplaatsconcurrentie met sterns worden verwacht en ook een toename van de predatie in de kolonie.

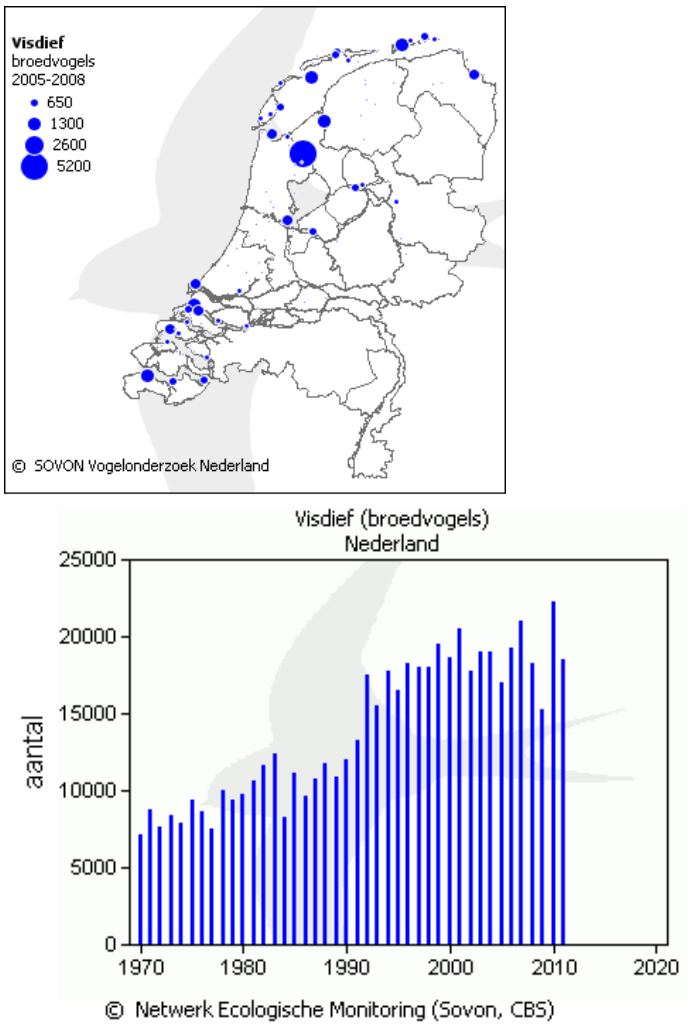
De meerjarige landelijke trend, die in hoofdzaak bepaald wordt door de grote kolonies in het Waddengebied, vertoont een wat vlakker verloop dan de trend in het Deltagebied (exclusief Zeebrugge). Vergeleken met de landelijke aantallen in 2000 is er sprake van een stijgende lijn, de laatste jaren vlakt deze echter duidelijk af (Boele *et al.* 2011). Opvallend is dat ook in het Waddengebied de grote sterns zich over een toenemend aantal (kleinere) kolonies verspreiden.

In de periode 2000-2010 varieerden de aantallen in het Waddengebied tussen de 8.250 en 13.100 paren met een stijgende lijn vanaf 2003. De sterke afname in het Deltagebied in de periode 2003-2006 bleek in het Waddengebied juist een periode van groei. Beide populaties zijn overigens niet strikt gescheiden; uit ringonderzoek is bekend dat jongen uit het Deltagebied zich regelmatig in een kolonie in het Waddengebied vestigen. Opvallend is dat het herstel van de aantallen in het Deltagebied niet of nauwelijks ten koste gaat van de aantallen rond de Waddenzee. Ook in de kolonies in het Waddengebied waren 2008 en 2009 jaren met zeer grote aantallen (Boele *et al.* 2010; De Kraker 2011).

De bijdrage van de kolonies in het Deltagebied aan het landelijke totaal is sinds 2000 afgenomen. In 2000 was het Deltagebied (zonder Zeebrugge) goed voor 40% van het landelijke totaal, in 2010 was dit aandeel afgenomen tot 33%.

Visdief - Geschiedenis van de Nederlandse populatie

Visdieven worden verspreidt door met name West- en Noord-Nederland gevonden met concentraties in het Deltagebied, IJsselmeer en de Waddenzee (Figuur B-6.2). Rond 1900 broedden er naar schatting tenminste 30.000 paar visdieven in ons land. De aantallen daalden toentertijd razendsnel door vervolging. Na instellen van wettelijke bescherming nam de soort toe tot ca. 45.000 eind jaren ‘30. In de oorlogsperiode daalden de aantallen door het ‘oogsten’ van eieren en verstoringen tot onder de 15.000, maar ze herstelden zich weer vrij snel tot boven de 40.000 begin jaren ’50. Aan het einde van de jaren ’50 en begin jaren ’60 dreigde de soort uit te sterven door gifstoffen in het watermilieu en in 1965 waren er nog 5000 paar over. Sindsdien is er langzaam herstel opgetreden en in 2007, toen weer meer dan 20.000 visdiefparen in Nederland werden geteld, leek de populatie weer op de weg terug naar het oude niveau. Daarna namen de aantallen toch weer af en in 2009 was de populatiegrootte 25-30% kleiner dan in 2007 en daarmee ook 25-30% onder de nationale instandhoudingsdoelstelling van 20.000 paar. De staat van instandhouding wordt als matig ongunstig beoordeeld voor verspreiding, populatie en leefgebied (LNV 2006).



Figuur B-6.2 Verspreiding en trend visdief voor heel Nederland. Bron SOVON Vogelonderzoek Nederland.

Visdief - Natura2000: landelijke doelen en regionale doelen in de Delta

Vanwege het wisselende voorkomen in verschillende Deltawateren zijn voor Natura 2000 de doelstellingen voor de visdief van de verschillende Natura 2000-gebieden in de Delta gecombineerd tot een regiodoel. Westerschelde, Oosterschelde, Grevelingenmeer, Haringvliet, Krammer-Volkerak en Zoommeer zijn aangewezen als Natura 2000-gebied vanwege broedende visdieven. De instandhoudingsdoelstelling voor het Deltagebied bedraagt 6.500 broedparen, waarin ook het aantal broedparen op de Maasvlakte bijdraagt (Troost 2009). Binnen alle Natura 2000-gebieden in de Delta die mede voor de visdief zijn aangewezen, werden in de periode 2003 – 2007 gemiddeld 4.678 broedparen geteld. In deze periode varieerden de aantallen van 2.950 (in 2005) tot 5.716 broedparen (in 2003) (Strucker *et al.* 2008).

Aanvullend werden op de Maasvlakte 300 tot 900 broedparen aangetroffen in de periode 2000 – 2007. Bij elkaar opgeteld ligt het aantal broedparen in de Delta onder het doelaantal van 6.500 broedparen (Troost 2009). Met voortzetting van het huidige beheer zal in het Deltagebied niet worden voldaan aan de instandhoudingsopgave.

Literatuur

Arts, F.A., 1996. Het functioneren van (kunstmatige) broedgebieden van kustbroedvogels in het Deltagebied. 1. Veldonderzoek broedseizoen 1996. Rapport 96.71. Bureau Waardenburg bv, Culemborg.

Beijersbergen R.B. & Meininger P.L. 1980. De functie van het Deltagebied als broedplaats voor sterns. Sterna 24: 79-39.

Boele A., Van Bruggen J., Van Dijk A.J., Hustings F., Vergeer J.-W. & Plate, C.L. 2011. Broedvogels in Nederland in 2009. SOVON-monitoringrapport 2011/01. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.

Bijlsma R.G., Hustings F. & Camphuysen C.J. 2001. Algemene en schaarse van vogels van Nederland (Avifauna van Nederland 2). GMB Uitgeverij/KNNV Uitgeverij, Haarlem/Utrecht.

Brenninkmeijer A. & Stienen E.W.M. 1992. Ecologisch profiel van de Grote Stern (Sterna sandvicensis). RIN-rapport, 92(17). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.

De Kraker, C. de, 2011. Broedvogels Grevelingen – 2010. Ecologisch adviesbureau Sandvicensis, Burgh-Haamstede.

Koeman J.H. 1971. Het voorkomen en de toxicologische betekenis van enkele chloorkool waterstoffen aan de Nederlandse kust in de periode 1965-1970. Proefschrift, Universiteit Utrecht.

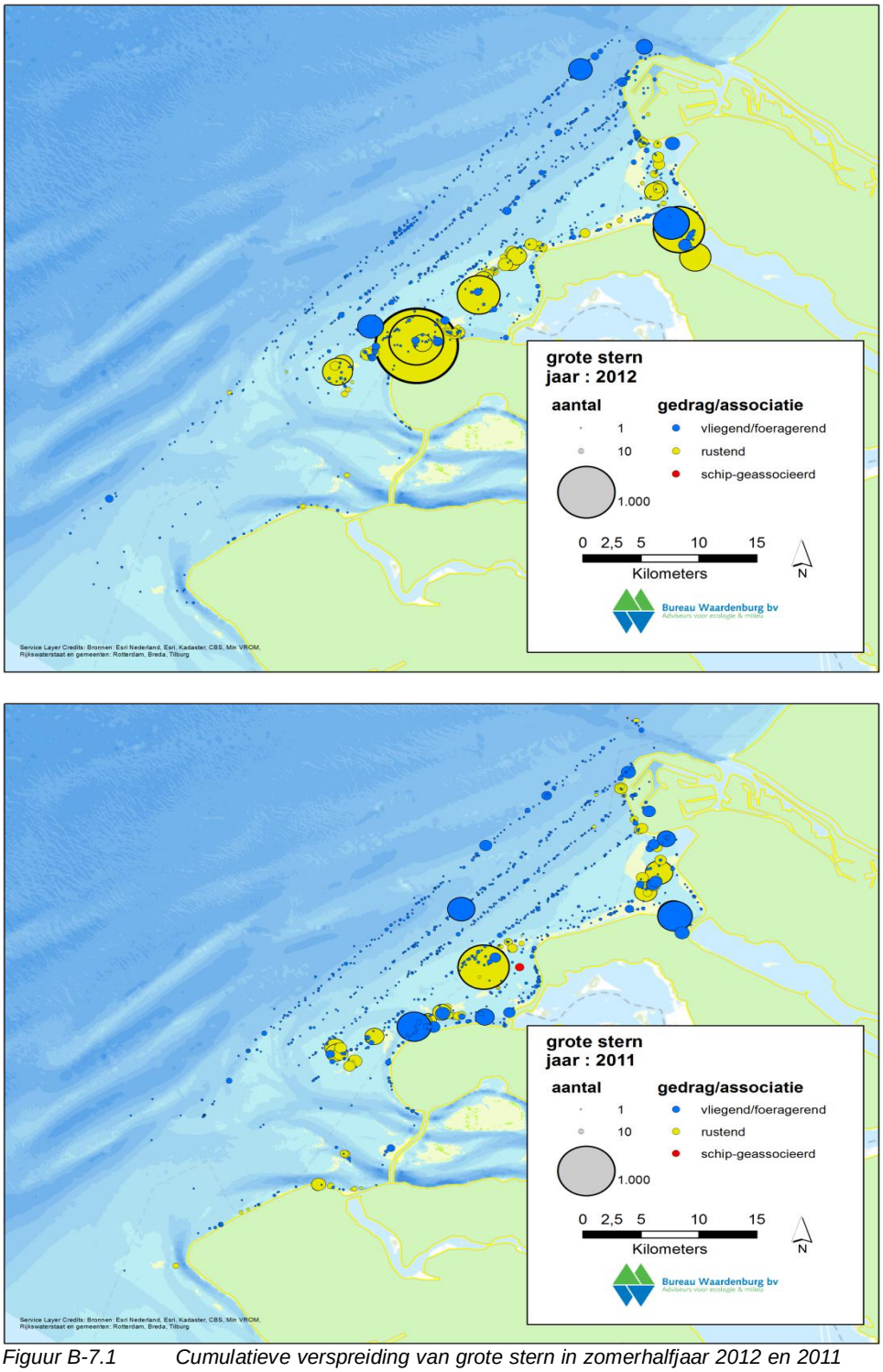
LNV, 2006. Natura 2000 doelendocument. Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, versie 1.1

Meininger, P.L., F.A. Arts & N.D. van Swelm, 2000. Kustbroedvogels in het Noordelijk Deltagebied: ontwikkelingen, knelpunten en potenties. Rapport RIKZ/2000.052. Middelburg.

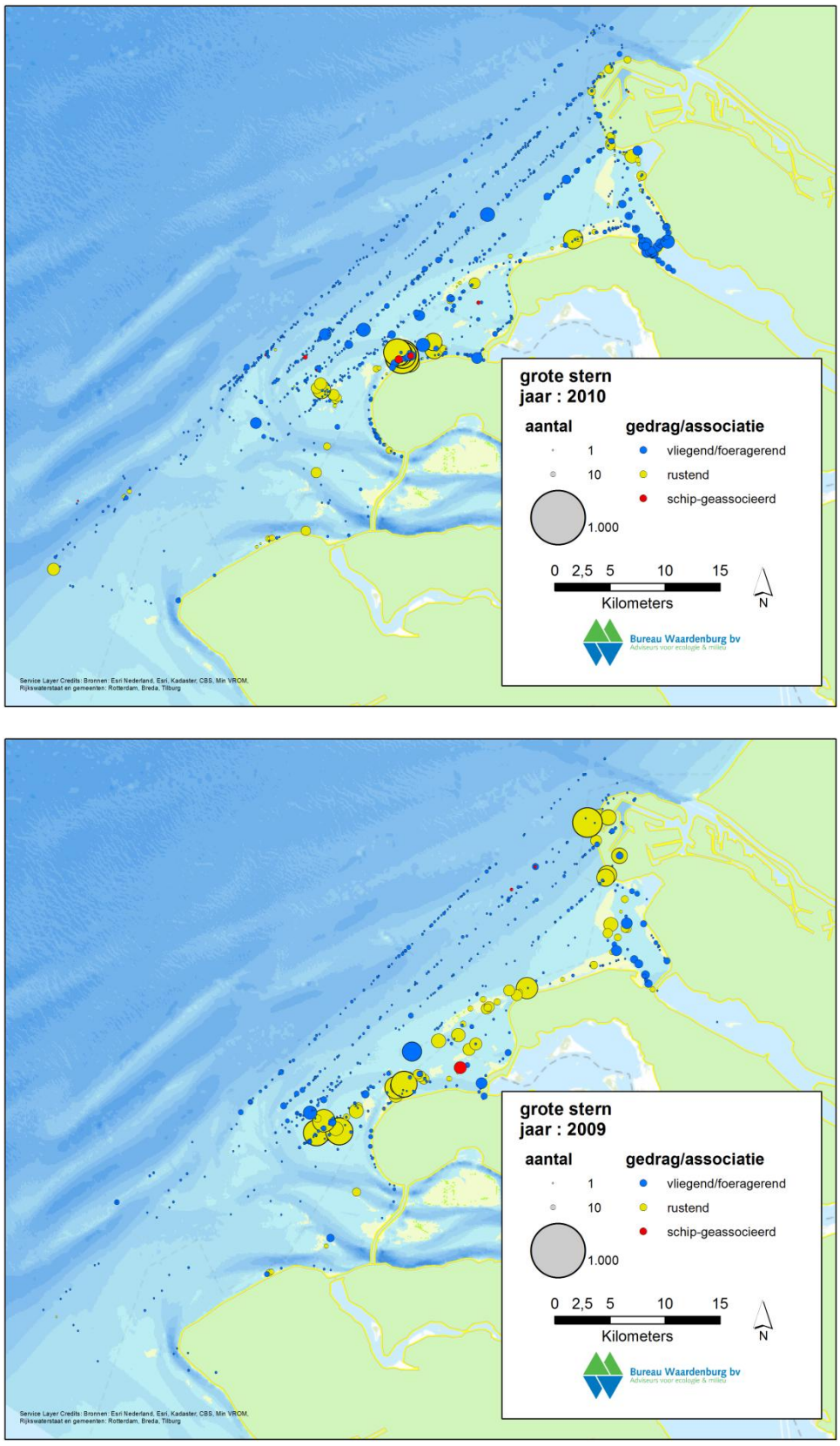
Strucker, R.C.W., M.S.J. Hoekstein, P.A. Wolf & P.L. Meininger, 2008. Kustbroedvogels in het Deltagebied in 2007. Rapport RIKZ/2007.016. Rijksinstituut voor Kust en Zee / RIKZ, Middelburg.

Troost, K., 2009. Doelendocument Natura 2000 Deltagebied. Rijkswaterstaat Directie Zeeland en Waterdienst, Middelburg.

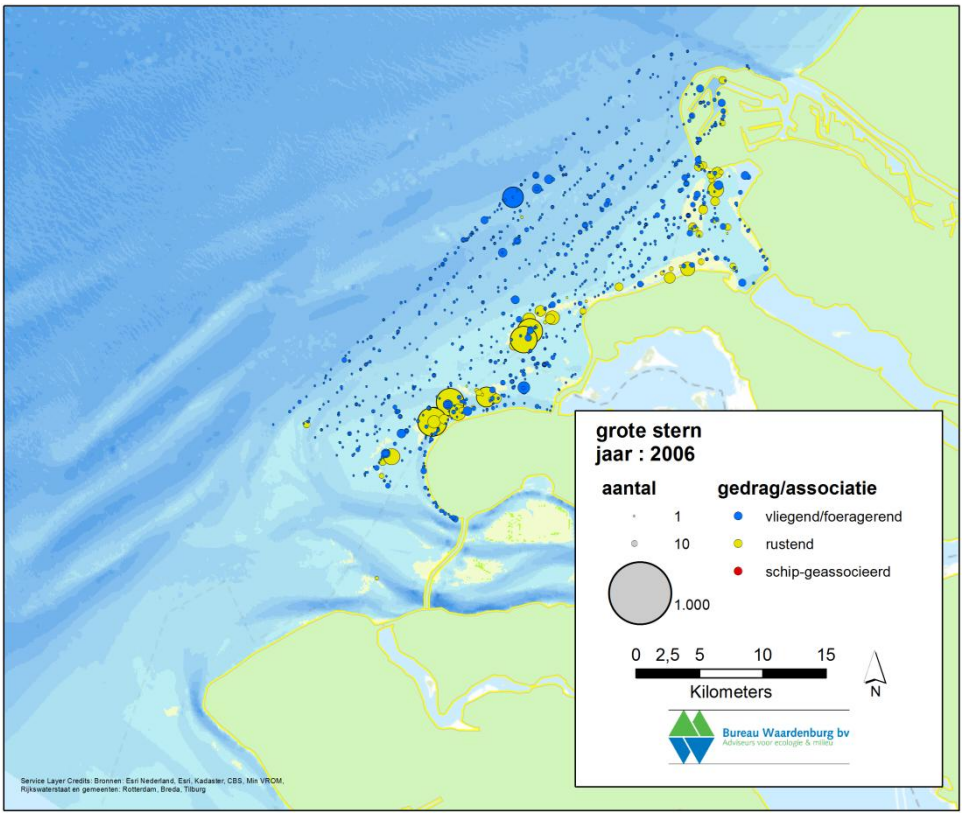
BIJLAGE 7: Verspreidingskaarten per jaar van grote stern en visdief

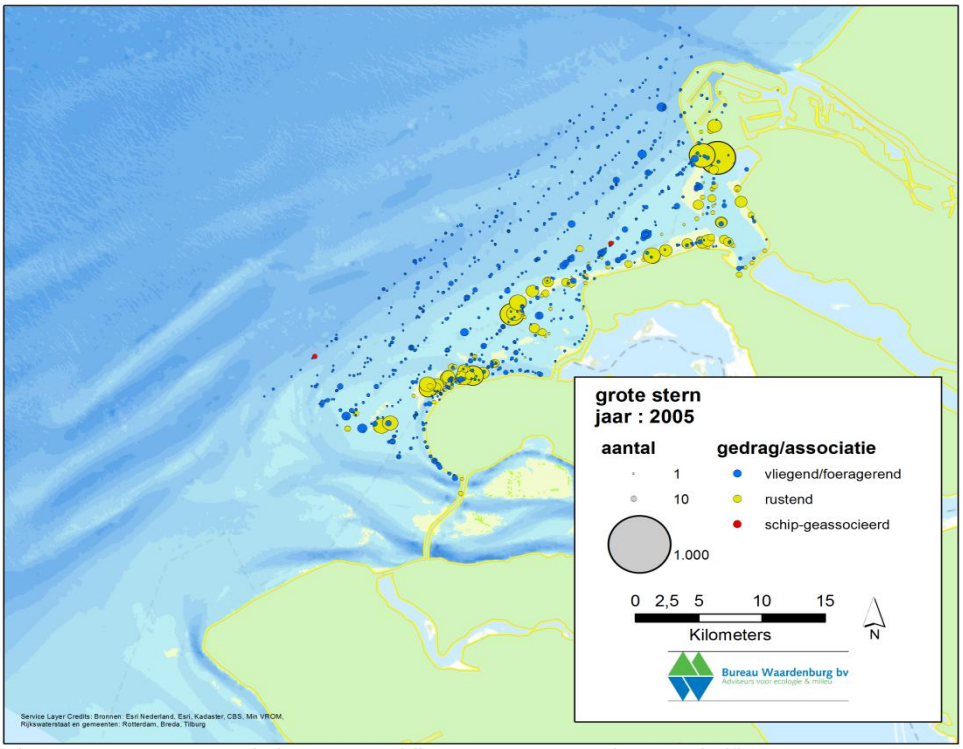


Figuur B-7.1 *Cumulatieve verspreiding van grote stern in zomerhalfjaar 2012 en 2011 (april-september).*

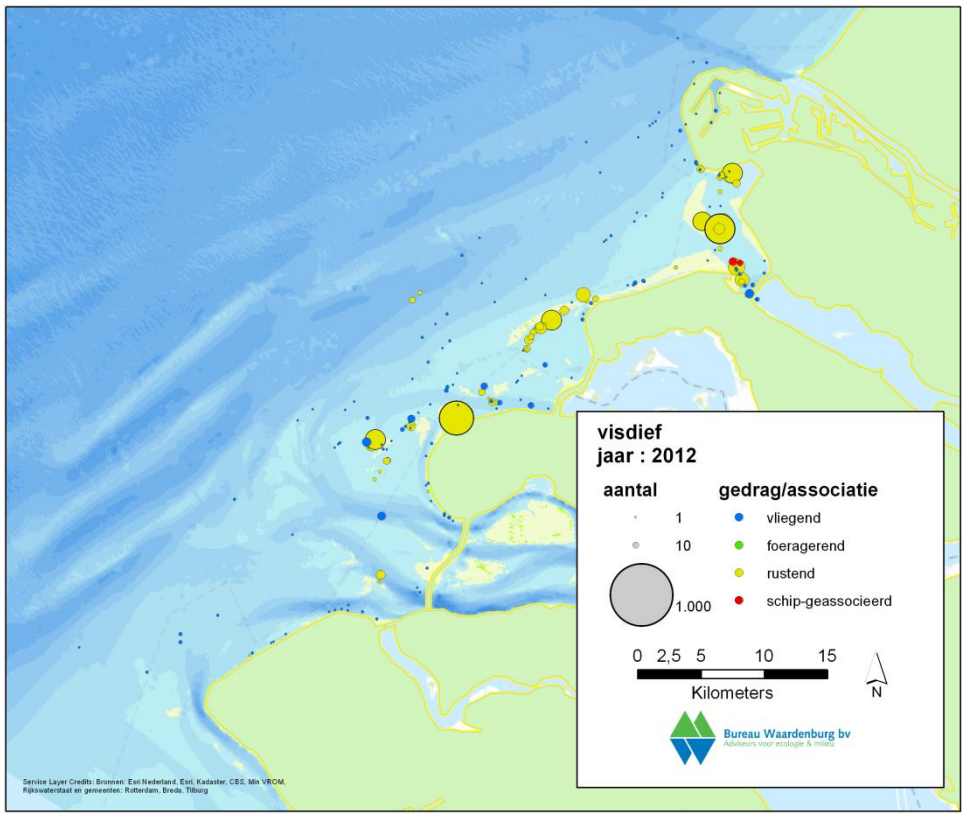


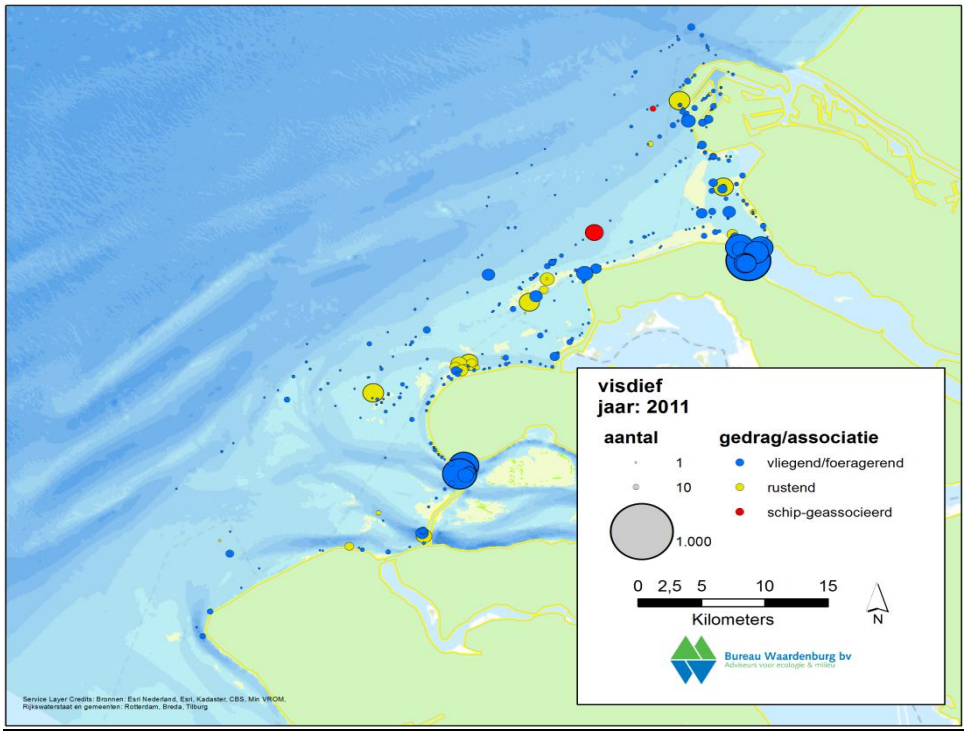
Figuur B-7.2 *Cumulatieve verspreiding van grote stern in zomerhalfjaar 2010 en 2009 (april-september).*



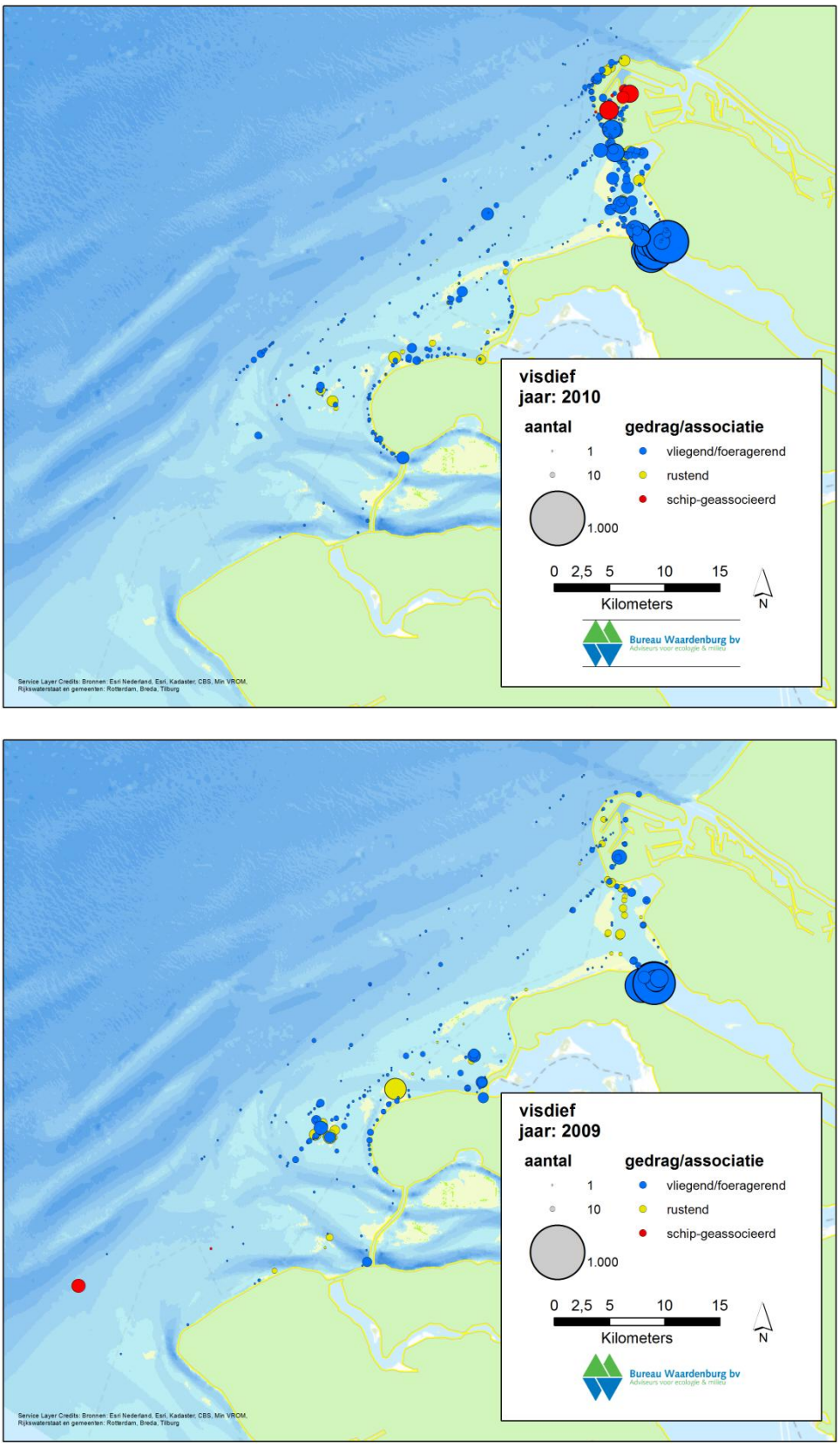


Figuur B-7.3 Cumulatieve verspreiding van grote stern in zomerhalfjaar 2006 en 2005 (april-september).

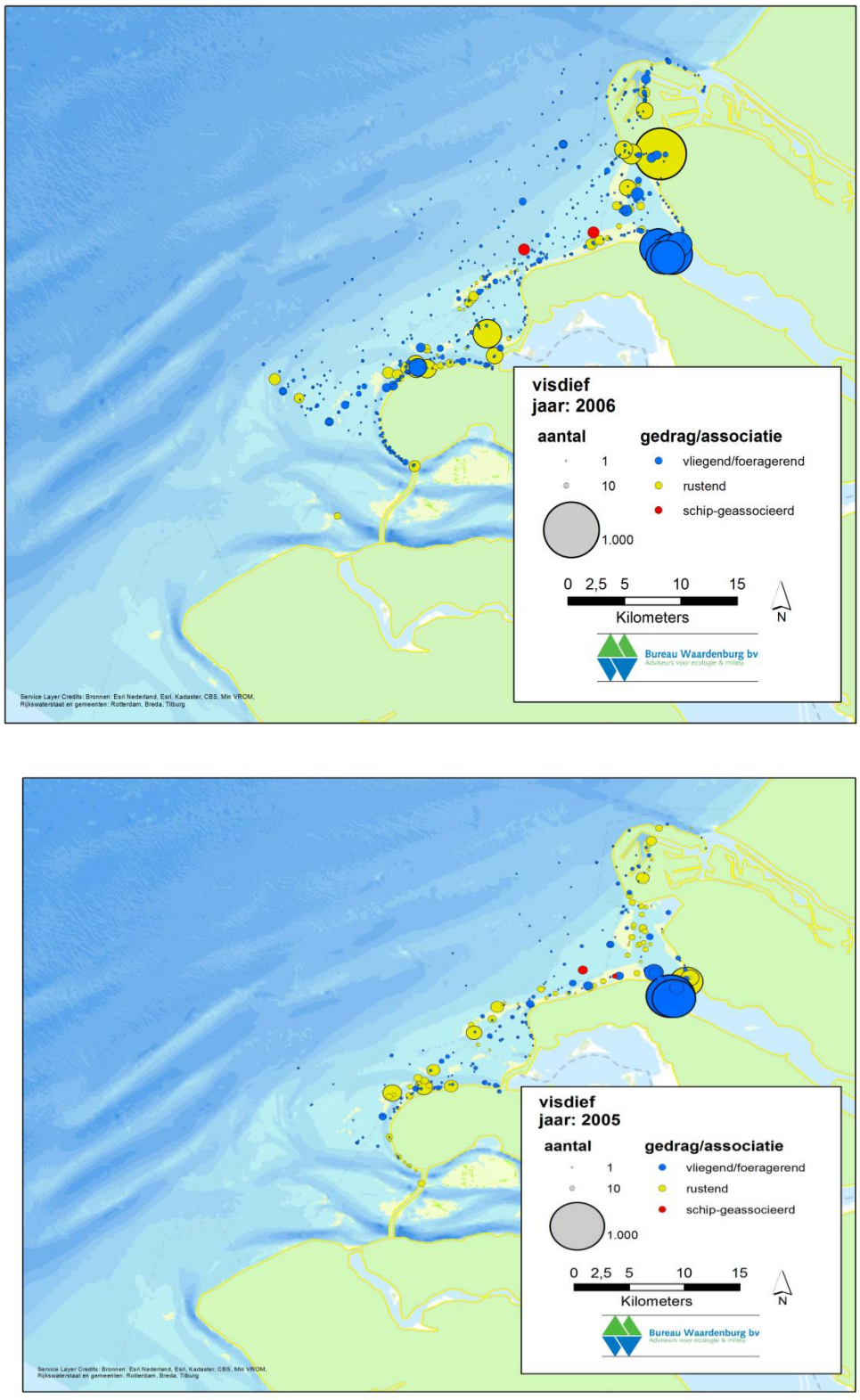




Figuur B-7.4 *Cumulatieve verspreiding van visdief in zomerhalfjaar 2012 en 2011 (april-september).*



Figuur B-7.5 *Cumulatieve verspreiding van visdief in zomerhalfjaar 2010 en 2009 (april-september).*



Figuur B-7.6 *Cumulatieve verspreiding van visdief in zomerhalfjaar 2006 en 2005 (april-september).*

BIJLAGE 8: Het gebruik van het Verklikkerstrand (Natura 2000-gebied 'Voordelta') als rustgebied door grote sterns – invloed van getij en recreanten

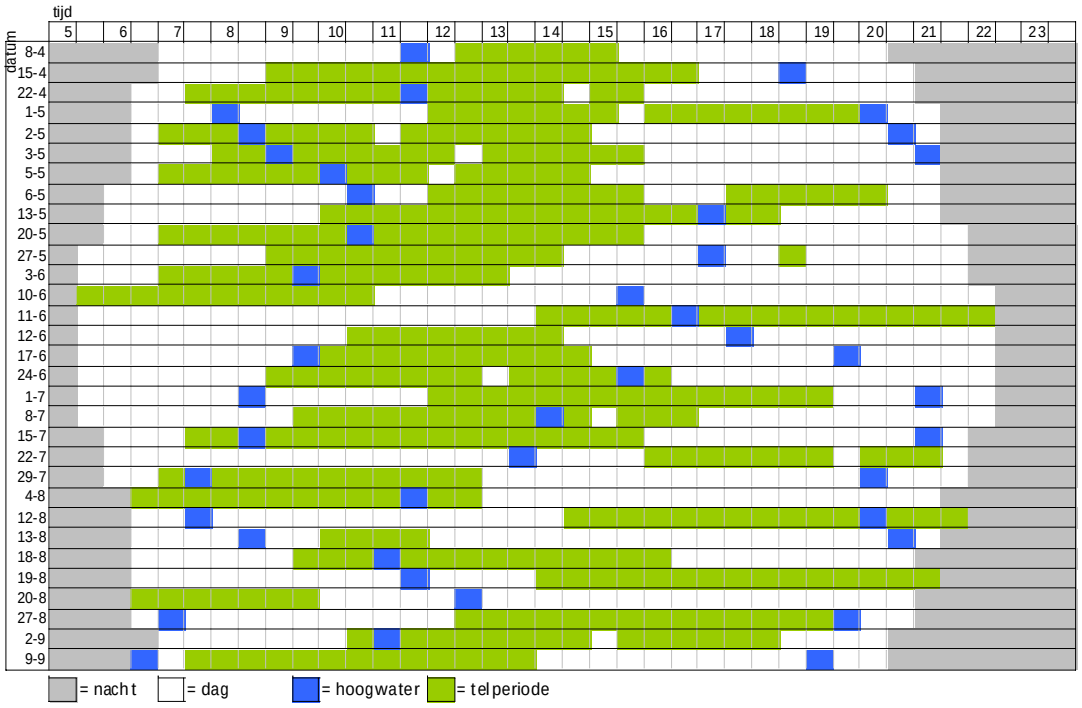
Inleiding

Vanaf eind maart komen grote sterns *Thalasseus sandvicensis* terug uit hun overwinteringsgebieden om te broeden in Nederlandse kolonies. Grote groepen sterns verzamelen zich dan op specifieke plaatsen langs de kust om daarna over de kolonies uit te waaieren. Bekend is het voorverzamelen van grote sterns op boeien in de Nederlandse kustzone, of aan de randen van de broedeilanden, maar ook op sommige stranden en zandplaten zijn grote voorverzamelplaatsen (Bijlsma *et al.* 2001). Een voorbeeld van een dergelijke verzamelplaats is het Verklikkerstrand en de aanliggende Verklikkersplaat aan de Noordkant van Schouwen (Zeeland), onderdeel van Natura 2000-gebied 'Voordelta'. In het noordelijk deel van Natura 2000-gebied 'Voordelta' is in 2008 gestart met de aanleg van de Tweede Maasvlakte, een uitbreiding van de Rotterdamse haven. Ter compensatie van het verlies aan foerageerhabitat van onder andere grote sterns heeft de Nederlandse overheid een pakket maatregelen doorgevoerd, waaronder het instellen van specifieke rustgebieden voor vogels. In deze rustgebieden gelden beperkende maatregelen voor zowel recreatie en visserij. Oorspronkelijk was ook de Verklikkersplaat aangewezen als rustgebied, echter specifiek voor zeehonden en niet voor vogels (PBL 2008). Recentelijk is deze status echter opgeheven, ten faveure van de nabijgelegen 'Middelplaat/Platen voor het Watergat', echter uit eerder onderzoek bleek dat de Verklikkerplaat ook van relatief groot belang is voor rustende grote sterns (Poot *et al.* 2006, 2009). Een indicatie van dit belang kwam ook naar voren binnen het monitoringsprogramma, wat de effectiviteit van de genomen compensatie maatregelen in kaart brengt. Binnen dit kader wordt uitgebreid onderzoek verricht aan grote sterns door middel van vliegtuigtellingen op zee, broedbiologisch en dieetonderzoek in de kolonies, en het in kaart brengen van habitatgebruik tijdens foerageervluchten met radiozenders en GPS-loggers.

Een belangrijk onderdeel van dit monitoringsprogramma is het in kaart brengen van de locaties en gebruik van de ingestelde rustgebieden en dit wordt gedaan aan de hand van gegevens uit de vliegtuigtellingen. Deze vliegtuigtellingen worden tweemaandelijks en altijd tijdens laagwater uitgevoerd. Het betreft dus een momentopname tijdens laagwater. Hoe de variatie in aantallen grote sterns in de rustgebieden is gedurende de tijcyclus was een vraag die alleen beantwoord zou kunnen worden door een veel intensiever telprogramma. Daarnaast is de Verklikkerplaat in de periode 2006 tot heden door zandtransport en zee-dynamiek steeds meer aan het strand verbonden geraakt. Hierdoor wordt het gebied tijdens voldoende laag water steeds vaker door mensen vanaf het strand bezocht, wat in de zomer potentieel een verstorende werking heeft op de rustende grote sterns. Ook de veranderingen in aantallen rustende grote sterns door plaatbezoek kunnen binnen een intensiever telprogramma gedurende het seizoen worden vastgelegd. Tussen april en september 2011 is daarom wekelijks gekeken naar het gebruik van de Verklikkerplaat en strand door rustende grote sterns. Op basis van deze tellingen konden jaar- en dagpatronen in het gebruik van Verklikkerplaat door grote sterns en recreanten vastgelegd worden, om gebruikt te worden om eventuele patronen voorkomend uit de vliegtuigtellingen te verklaren.

Methode

In de periode van 8 april tot 9 september 2011 zijn wekelijks tellingen verricht vanaf de hoogwaterlijn vanaf het Verklikkerstrand (figuur B-8.1). Het Verklikkerstrand en de aangrenzende Verklikkerplaat liggen ten westen van Renesse aan de Noordzeekust van Schouwen-Duiveland, Zeeland. Naast de wekelijkse tellingen zijn op een aantal extra dagen tellingen uitgevoerd (figuur B-8.1), waardoor het totaal aantal velddagen op 31 uitkomt (~192 uur). Het tijdstip van de tellingen is zo gekozen dat er een zo groot mogelijke spreiding is in omstandigheden (ochtend/middag/avond en zowel bij hoog- en laagwater). Elk half uur werden in het hele studiegebied de aantallen grote sterns geteld met behulp van een telescoop (Leica Televid 77). Hierbij werd onderscheid gemaakt tussen vogels die rusten, foerageren of vliegen. Daarnaast werd met een verrekijker (Bushnell Nature View 8x42) elk half uur het aantal recreanten in het gehele studiegebied geteld. Bij elke telronde werden ook weersgegevens genoteerd, en getijinformatie in het gebied werd verkregen van de dichtsbijzijnde meetpaal van Rijkswaterstaat (Oosterschelde 14; www.getij.nl). Naast deze systematische tellingen werd ook iedere verstoring van grote sterns op de Verklikkerplaat genoteerd. Hierbij is aangegeven of de verstoring kwam door een natuurlijke (bijvoorbeeld andere vogels of golven), niet-natuurlijke (bijvoorbeeld wandelaars of ruiters) of een onbekende oorzaak. Statistische analyses werden gedaan met behulp van IBM SPSS-Statistics 19.0. De getelde aantallen sterns waren niet normaal verdeeld, daarom is gekozen voor een niet-parametrische Spearman's *rho* toets te gebruiken voor de analyse van de relatie tussen de verstoringintensiteit en de verstoringsdruk.



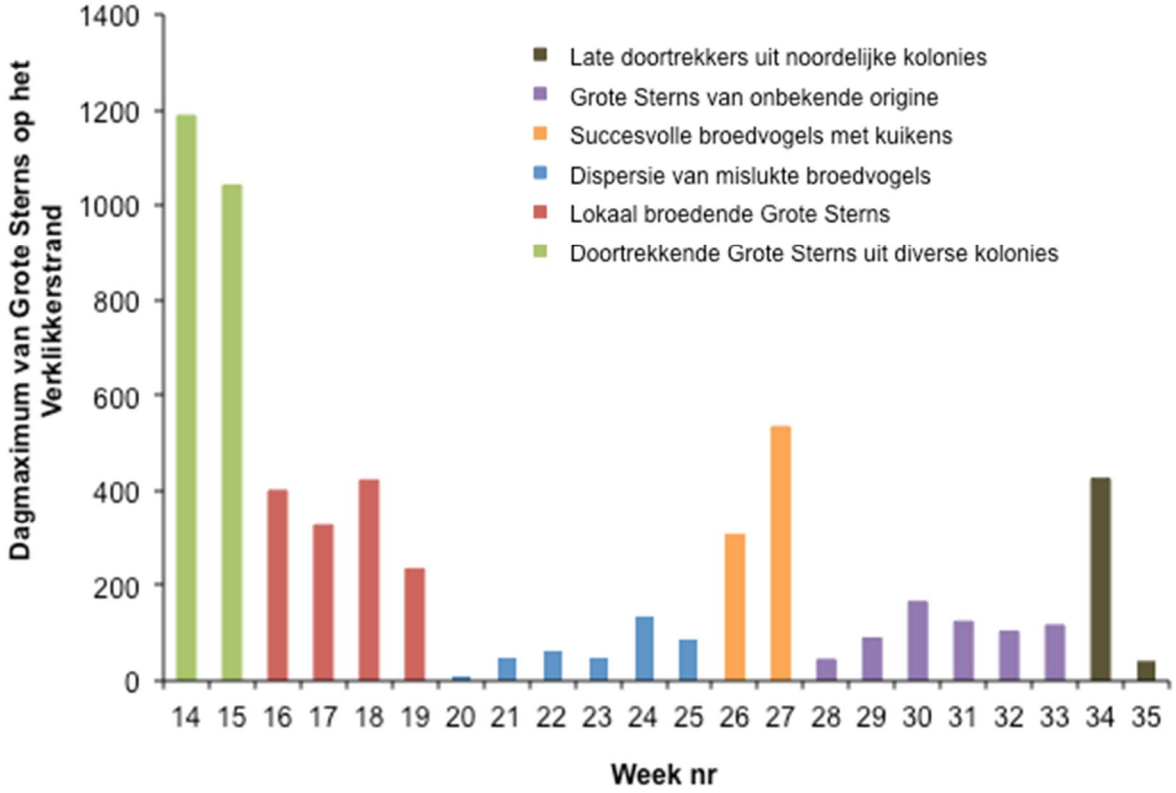
Figuur B-8.1 Overzicht van de tellingen tussen april en september 2011 met de tijd in uren.

Resultaten

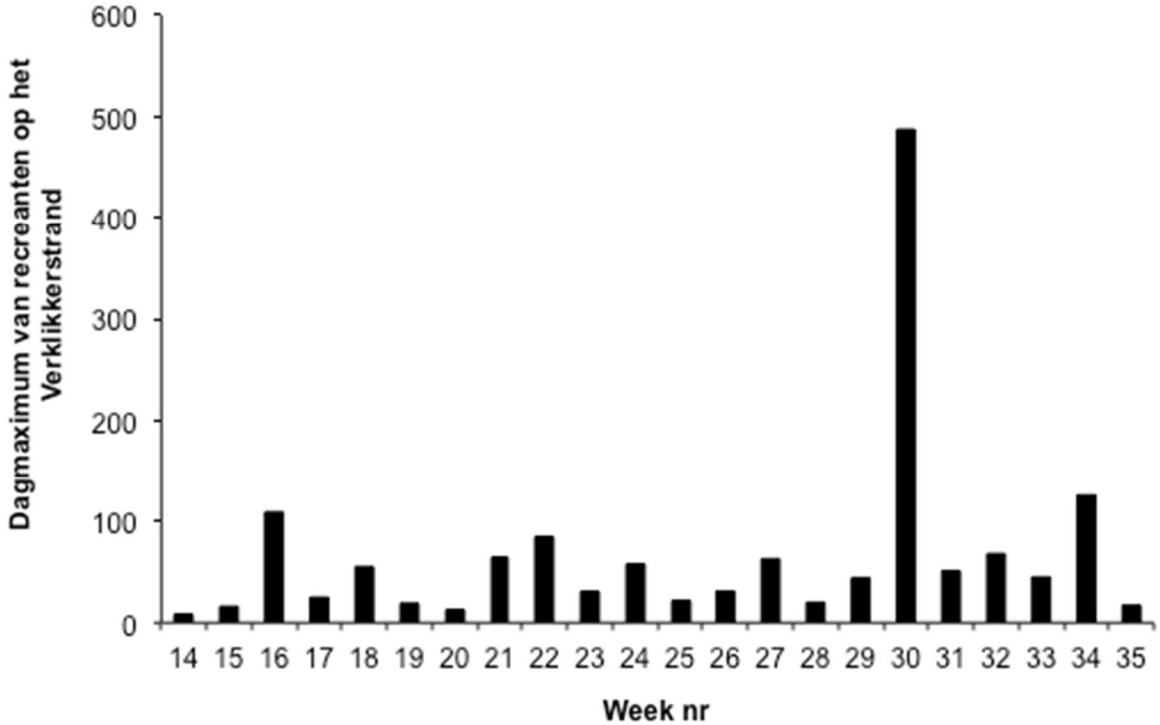
Grote sterns maakten gedurende het gehele seizoen gebruik van het studiegebied om te rusten (figuur B-8.2). Gemiddeld werd per week een maximum van 271 ± 313 (range: 10 – 1188) grote sterns geteld in het gebied. De hoogste aantallen waren aanwezig aan het begin van april, waarna deze eind april weer afnemen tot een minimum eind mei. Daarna nemen de

aantallen geleidelijk weer toe tot een tweede piek half juli. Eind juli is het aantal sterk gedaald en volgt weer een toename met een laatste piek begin september. Naast grote sterns waren ook gedurende het gehele seizoen recreanten of andere gebruiksvormen aanwezig in het studiegebied (figuur B-8.3). Dit waren met name wandelaars, wandelaars met hond, hardlopers, badgasten, ruiters, voertuigen en vliegers. Geen verband werd gevonden tussen de (nominale) aantallen recreanten en de aantallen sterns op de Verklikkersplaat (r_S = .133, n = 22, P = 0.556).

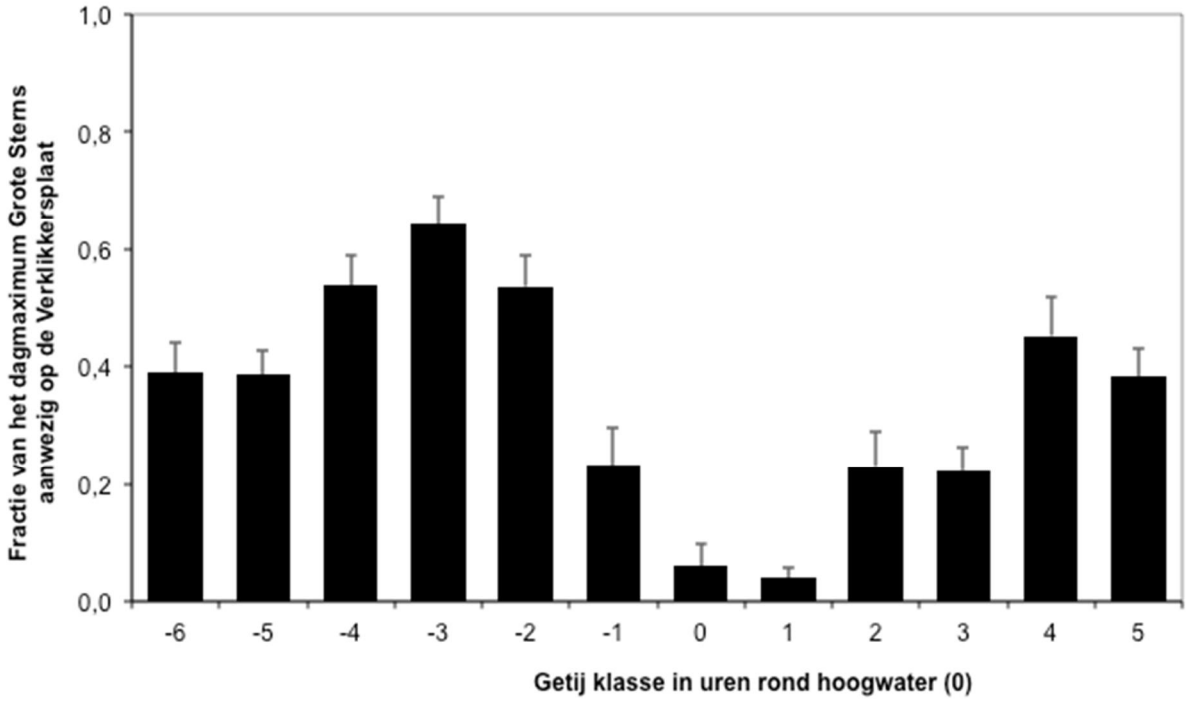
De grootste aantallen grote sterns waren aanwezig tijdens afgaand tij, laag water en opkomend tij (figuur B-8.4). Uitsluitend rond hoog water waren beduidend minder rustende sterns aanwezig, ook omdat de Verklikkersplaat dan helemaal onderwater staat en de vogels alleen terecht kunnen op het Verklikkerstrand. Op een groot aantal dagen waren ook recreanten aanwezig op de droogvallende Verklikkersplaat. Deze zorgden, naast verstoringen door natuurlijke oorzaken, voor verstoringen van de rustende sterns waardoor deze opvlogen. In totaal werden 396 verstoringen waargenomen tijdens 192 uur observatietijd (2,1 verstoring per uur, range: 0 - 4,9), waarvan 53 door een natuurlijke, 135 door niet-natuurlijke, en 208 door een onbekende oorzaak. Natuurlijk verstoringen werden veroorzaakt door golven/hoog water, schrikreacties door meeuwen, Aalscholvers en Rosse Grutto's, en doordat vogels werden opgejaagd door Kleine Mantelmeeuwen, Slechtvalk en Kleine Jager. Niet-natuurlijke verstoringen werden veroorzaakt door wandelaars, zwemmers, vliegers, honden, boten en laagvliegende vliegtuigen en helikopters. In totaal werden acht lage passages van vliegtuigen of helikopters waargenomen, waardoor in 2 gevallen (25%) de vogels opvlogen. Hoe meer recreanten aanwezig waren in het gebied op een dag, hoe meer verstoringsmomenten er waren die dag (figuur B-8.5, r_S = .550, n = 31, P < 0.001). Verstoringen zorgden er in het algemeen niet voor dat sterns het studiegebied verlieten. De vogels vlogen vaak alleen op om buiten het bereik van de verstoringsbron weer te landen.



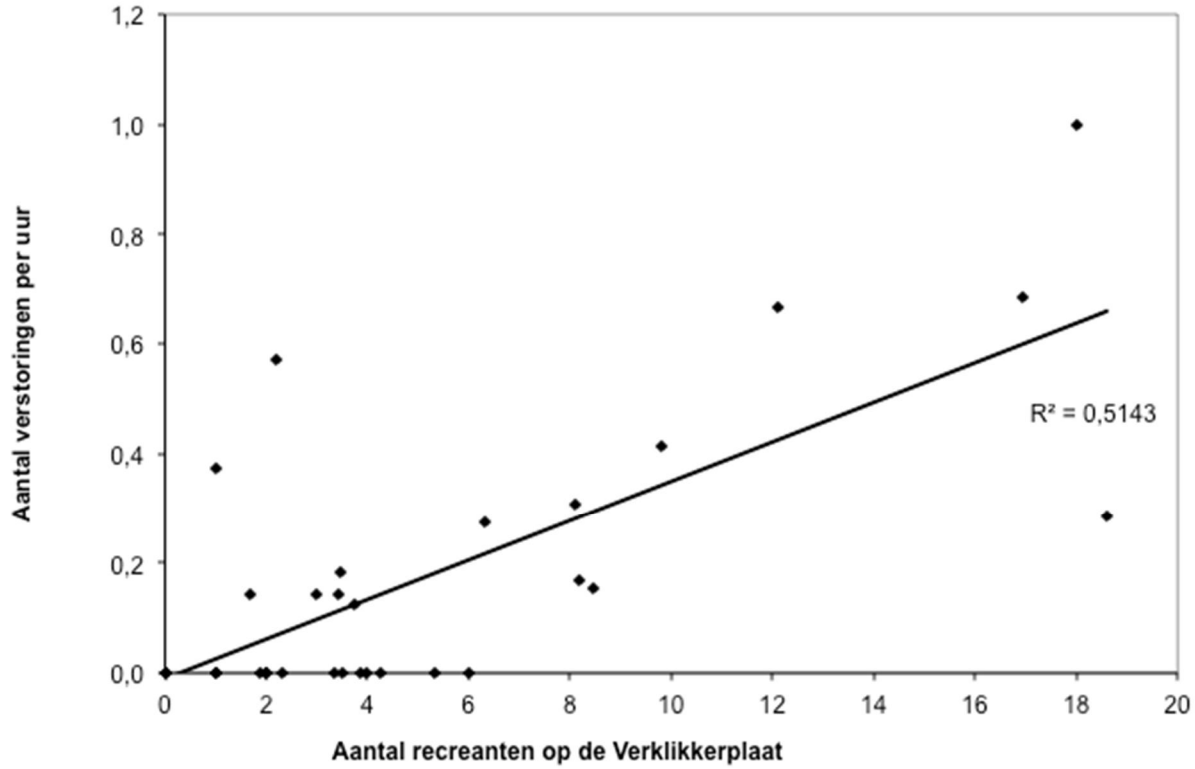
Figuur B-8.2 *Maximale aantallen grote sterns per week in het studiegebied in 2011.*



Figuur B-8.3 *Maximale aantallen recreanten per week in het studiegebied in 2011.*



Figuur B-8.4 *Fractie van het dagmaximum rustende grote sterns op de Verklikkerplaat in relatie tot het getij.*



Figuur B-8.5 *Toename van verstoring van rustende sterns op de Verklikkerplaat door een niet-natuurlijke oorzaak.*

Discussie

Jaarpatroon
De variatie in de aantallen rustende grote sterns op de Verklikkerplaat corresponderen met de verschillende fasen in het broedseizoen beschreven door Brenninkmeijer & Stienen (1992), Meininger *et al.* (2005) en de timing die naar voren komt uit het broedbiologisch onderzoek van de compensatie monitoring (zie §5.4.2). Dit betekent dat de piek in begin april waarschijnlijk sterns zijn die in de Voordelta komen broeden, echter de aantallen zijn dermate hoog dat naar verwachting ook vogels die nog op weg zijn naar meer noordelijke kolonies in Nederland en mogelijk ook Duitsland, Denemarken en de Oostzee. De stijging van vogels in de loop van mei en juni zijn waarschijnlijk adulten waarvan het legsel niet gelukt is, of sterns die niet hebben kunnen broeden (zie GPS-logger werk in §5.3.5). De piek van vogels in juli zijn ouders met hun vlieg vlugge jongen die de zee optrekken om te leren foerageren (Brenninkmeijer & Stienen 1992). In augustus stegen de aantallen grote sterns weer met een piek begin september. Allereerst zijn dit mogelijk (terugkerende) lokale vogels, waarvan de meeste eerst naar het noorden trekken alvorens naar het zuiden te gaan (Fijn *et al.* 2011). Maar ook worden deze aangevuld met de vogels langs die uit de kolonies in het noorden, bijvoorbeeld de Waddenzee, Duitsland en Denemarken komen. Zowel in het voorjaar, tijdens het broedseizoen, als in het najaar vormt het Verklikkerstrand en de aangrenzende Verklikkerplaat dus een belangrijke rustplaats voor zowel lokale broedvogels als voor sterns op trek uit andere kolonies in het Noordzee bekken.

Dagpatroon
Vanzelfsprekend speelt het getij een belangrijke rol in de mate waarin grote sterns van droogvallende zandplaten gebruik maken om te rusten, en zeker ook op de Verklikkerplaat. Tijdens hoogwater lag de plaat meestal bijna volledig onder water waardoor er gewoonweg geen ruimte is. Mogelijk was dit ook het moment dat de vogels foerageren, zoals werd vastgesteld in een eerdere studie aan grote sterns waarbij het meeste voedsel in de kolonie werd aangebracht rond hoogwater (Stienen *et al.* 2000). Kort na het eerste droogvallen werd de plaat ingenomen door toenemende aantallen grote sterns. Maar binnen het studiegebied stuurt het getij ook nog via een andere route de verspreiding en aanwezigheid van sterns, namelijk via de toegankelijkheid van de plaat voor recreanten. Ruim 4 uur na hoogwater was de plaat namelijk weer verbonden aan het strand en bereikbaar voor recreanten. Vanaf dit punt daalde ook de fractie van het dagmaximum rustende grote sterns op de Verklikkerplaat weer. Na laagwater nam dit niet direct toe. Dit gebeurde pas na ruim een uur, wanneer de plaat minder goed bereikbaar werd vanaf het strand. Rond drie uur voor hoogwater is de plaat niet meer met het strand verbonden en dan waren ook maximale aantallen rustende grote sterns op de plaat te zien.

Binnen dit onderzoek werd geen duidelijke relatie gevonden tussen het aantal rustende grote sterns op de plaat en het nominale aantal recreanten aanwezig. De variatie in het aantal grote sterns in het studiegebied werd voornamelijk bepaald door het seizoen zoals hierboven is beschreven. Wel nam het aantal verstoringen per uur significant toe onder invloed van het aantal recreanten in het gebied. Verstorend gedrag kan verschillende gevolgen hebben voor strand-bewonende vogels zoals verminderd foerageergedrag (Burger 1994), of verminderd broedsucces (Schulz & Stock 1993), echter beide functies heeft het studiegebied niet voor grote sterns. Verstoring van rustgebieden werd eerder aangetoond voor Visdieven (Sapoznikov *et al.* 2002), echter daar verlieten de vogels de

rustgebieden onder invloed van recreatie. De grote sterns op de Verklikkersplaat daarentegen bleven zitten ondanks de verstoring, zelfs terwijl andere (ogenschijnlijk) geschikte platen (Middelplaat/Platen voor het Watergat, Bollen van het Nieuw Zand, Bollen van de Ooster) nabij zijn. En op deze platen is de verstoringsdruk veel lager dan in het Verklikkergebied, dus de Verklikkersplaat heeft een duidelijke grote aantrekkingskracht voor rustende sterns.

Gevolgen voor resultaten vliegtuigtellingen
Aan de hand van vliegtuigtellingen tijdens laagwater wordt binnen de compensatie monitoring de locatie en het gebruik van rustgebieden in kaart gebracht. Dit is ook een moment dat rustende grote sterns gebruik maken van de platen, echter uit dit onderzoek blijkt dat de maximale aantallen vaak pas vanaf twee uur na laagwater vastgelegd op de platen. Dat tijdens laagwater de plaat ook bereikbaar is voor recreanten, leidt niet tot lagere aantallen sterns, alleen maar voor vaker verstoorde sterns. Het is echter zo dat de sterns bij verstoring door mensen alleen even opvliegen en verderop weer landen. Verstoring door mensen zal dus geen gevolgen hebben voor de getelde aantallen in het gebied vanuit het vliegtuig. Eenzelfde verhaal gaat op voor verstoring door het vliegtuig zelf. Deze zal minimaal zijn, omdat de verstoring vaak kort duurt, en ook verlaten de vogels het gebied niet waardoor ze toch goed geteld worden.

Literatuur

Brenninkmeijer, A. & E.W.M. Stienen, 1992. Ecologisch profiel van de grote stern (*Sterna sandvicensis*). RIN-rapport 92/17. DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Arnhem.

Burger, J., 1994. The effect of human disturbance on foraging behavior and habitat use in piping plover (*Charadrius melodus*). Estuaries 17: 695-701.

Fijn, R.C., Wolf, P.A., Courtens, W., Poot, M.J.M. & Stienen, E.W.M. 2011. Post-breeding dispersal, migration and wintering of Sandwich Terns *Thalasseus sandvicensis* from the southwestern part of the Netherlands. Sula 24: 121-135. [In Dutch, English summary and figure captions]

Meininger, P.L., M.S.J. Hoekstein, S.J. Lilipaly & P.A. Wolf, 2005. Broedsucces van kustbroedvogels in het Deltagebied in 2004. Rapport RIKZ/2005.02. Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.

Planbureau voor de Leefomgeving (PBL), 2008. Natuurcompensatie in de Voordelta bij de aanleg van de Tweede Maasvlakte. Achtergrondrapport bij de Natuurbalans 2008. PBL Rapport 500402011/2008. Planbureau voor de Leefomgeving, Bilthoven.

Poot, M.J.M., C. Heunks, H.A.M. Prinsen, P.W. van Horssen & T.J. Boudewijn 2006. Zeevogels in de Voordelta in 2004/2005 en 2005/2006. Nulmeting in het kader van Monitoring en Evaluatie Programma, Project Mainport Rotterdam – MEP MV2 (Perceel 4: Vogels). Rapport 06-244 Bureau Waardenburg, Culemborg.

Poot, M.J.M., R.G. Verbeek & R.R. Smits, 2009. Natuurtoets effecten van extreme sporten op natuurwaarden in de Voordelta. Een beoordeling in het kader van de Natuurbeschermingswet 1998. Rapport 09-004 Bureau Waardenburg, Culemborg.

Sapoznikov, A., A. Vila, J. Lopez de Casenave & P. Vuillermoz, 2002. Abundance of Common terns at Punta Rasa, Argentina; a major wintering area. Waterbirds 25: 378-381.

Schultz, R. & M. Stock, 1993. Kentish Plovers and tourists: competitors on sandy coasts? Wader Study Group Bull. 68: 83-91.

Stienen, E.W.M., P.W.M. van Beers, A. Brenninkmeijer, J.M.P.M. Habraken, M.H.J.E. Raaijmakers & P.G.M. van Tienen, 2000. Reflections of a specialist: patterns in food provisioning and foraging conditions in Sandwich Terns *Sterna sandvicensis*. Ardea 88: 33-49.

Verantwoording

Het veldwerk en analysewerk voor deze studie is uitgevoerd door Maaike Smelter als onderdeel van een stage bij Bureau Waardenburg. Een enkele velddag is overgenomen door Pim Wolf (*Delta ProjectManagement*).

BIJLAGE 9: Veranderingen plaatmorfologie in Voordelta

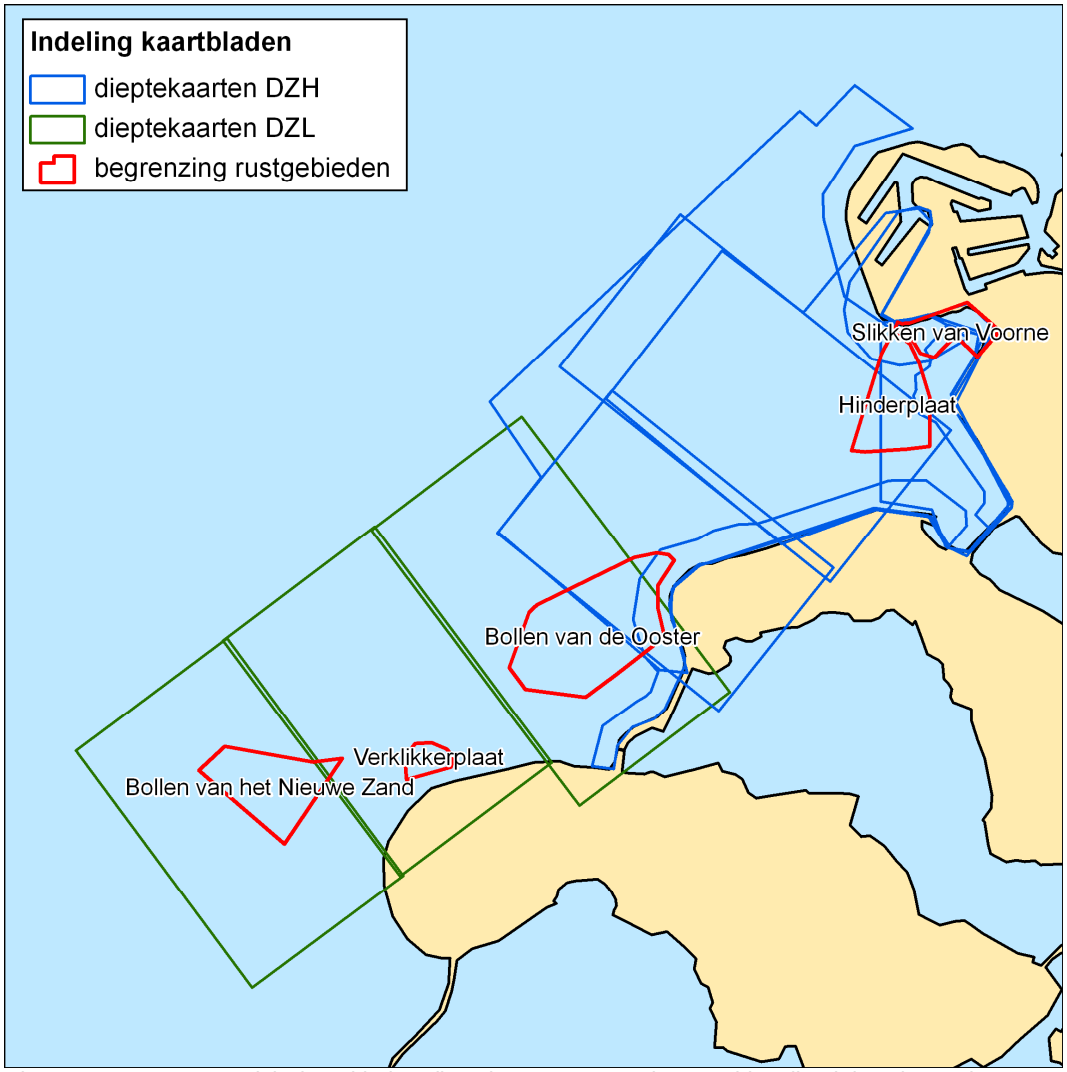
Inleiding

In aanvulling op Perceel Abiotiek is een module uitgevoerd om de veranderingen in plaatmorfologie in de Voordelta in kaart te brengen. Het gaat hierbij specifiek om de veranderingen in plaatareaal van de rustgebieden voor sterns en in het onderwaterprofiel voor foeragerende zwarte zee-eenden. Eventuele trendmatige veranderingen zouden een rol kunnen spelen bij veranderingen in de aantallen sterns rustend op platen (door bijvoorbeeld een veranderende droogligduur) en foeragerende zee-eenden in het open water gebied (door een veranderende duikdiepte).

Methode

Dieptekaarten Voordelta

Rijkswaterstaat Dienst Zeeland (DZL) en Dienst Zuid-Holland (DZH) hebben verschillende dieptekaarten beschikbaar gesteld, in raster formaat (ESRI-grid en asci). De dieptekaarten zijn geleverd als losse ‘kaartbladen’ die gedeeltelijk overlappen (zie kaart). De pixel resolutie van de rasterbestanden varieert tussen de 1x1 en 20x20 m. Van de Zeeuwse kust zijn dieptegegevens beschikbaar vanaf 1960, de Zuid-Hollandse kust vanaf 2000. Van de Zuid-Hollandse data is bekend in welke maand de dieptemeting heeft plaatsgevonden. Van de Zeeuwse data is alleen het jaar bekend.



Figuur B-9.1 *Overzicht kaartbladen dieptekaarten RWS Dienst Zuid Holland (DZH) en Dienst Zeeland (DZL).*

Voor de verschillende platen (Verklikkerplaat, Bollen van de Ooster en Hindeplaat, Slikken van Voorne) is bekeken van welke jaren er een min of meer dekkend beeld beschikbaar is. Beschikbare kaarten zijn zoveel mogelijk samengevoegd tot composiet dieptekaarten (één dieptekaart per jaar). Van deze jaren zijn de dieptekaarten onderling vergeleken. Er zijn verschilkaarten gemaakt die de veranderingen in bodemhoogte tussen beschikbare jaren in beeld brengen. Verder is voor de dieptekaarten het areaal per diepteklasse (=droogvalduur klasse) berekend. Naast de veranderingen in areaal wordt de verplaatsing van de platen beoordeeld en vergeleken met de aangewezen rustgebieden. Aangezien er voor veel van de dieptekaarten gedeeltes van platen niet dekkend zijn opgenomen (in sommige jaren ontbreken de ondiepe gebieden) geeft het areaal per diepteklasse soms een vertekend beeld. Daarom zijn er aanvullend dwarsprofielen gemaakt om de hoogteontwikkeling en verschuiving van platen inzichtelijk te maken.

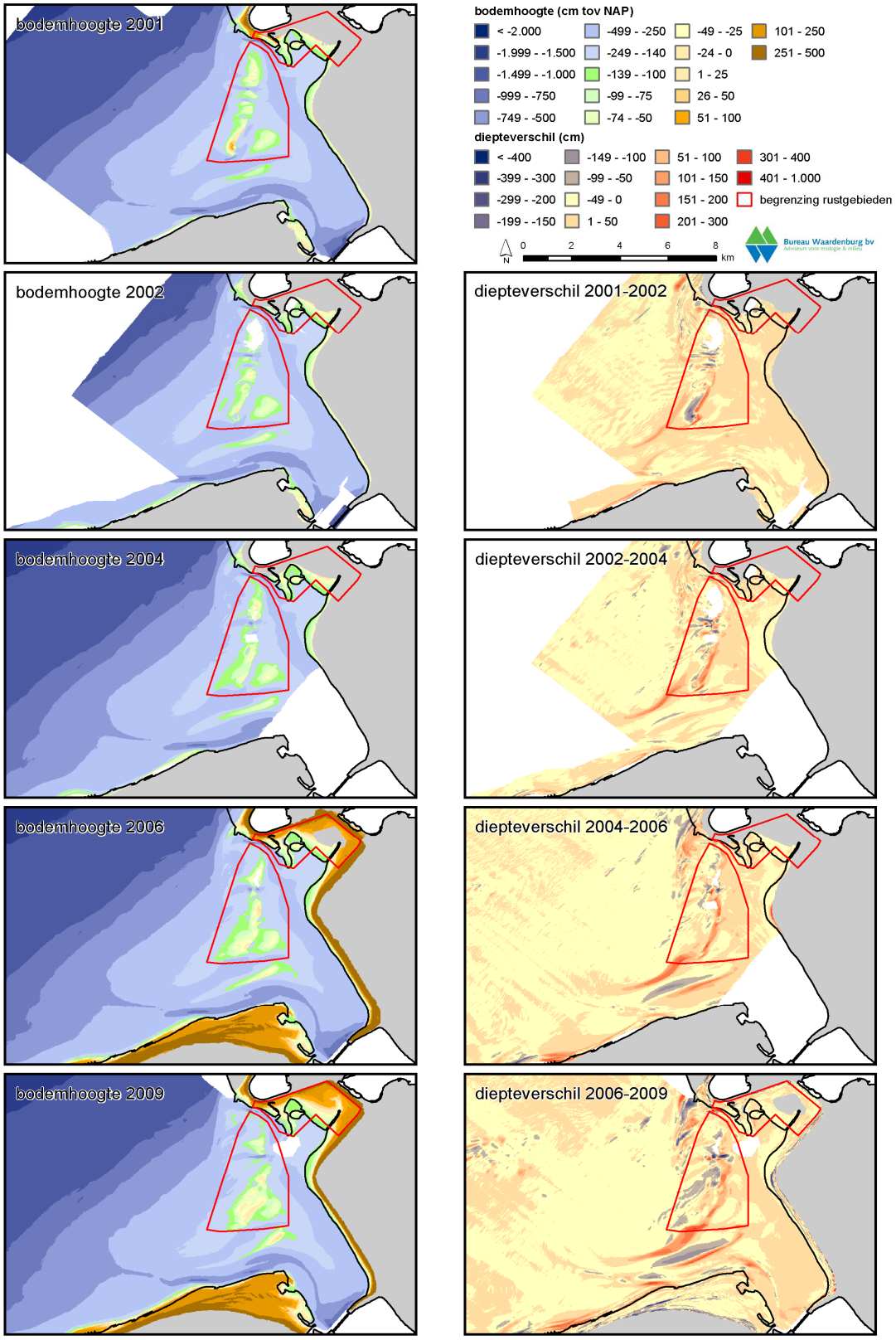
LANDSAT Satellietbeelden Voordelta

Een alternatieve methode om de ontwikkelingen van de platen in beeld te brengen is de analyse van satellietbeelden. Voordeel van het gebruik van satellietbeelden is dat er van meerdere jaren en van verschillende seizoenen een inschatting van ligging, vorm en areaal van de platen kan worden gegeven. Sinds een aantal jaar is het gehele archief met LANDSAT satellietfoto's vrij beschikbaar gesteld voor gebruik. LANDSAT 5 (TM) en

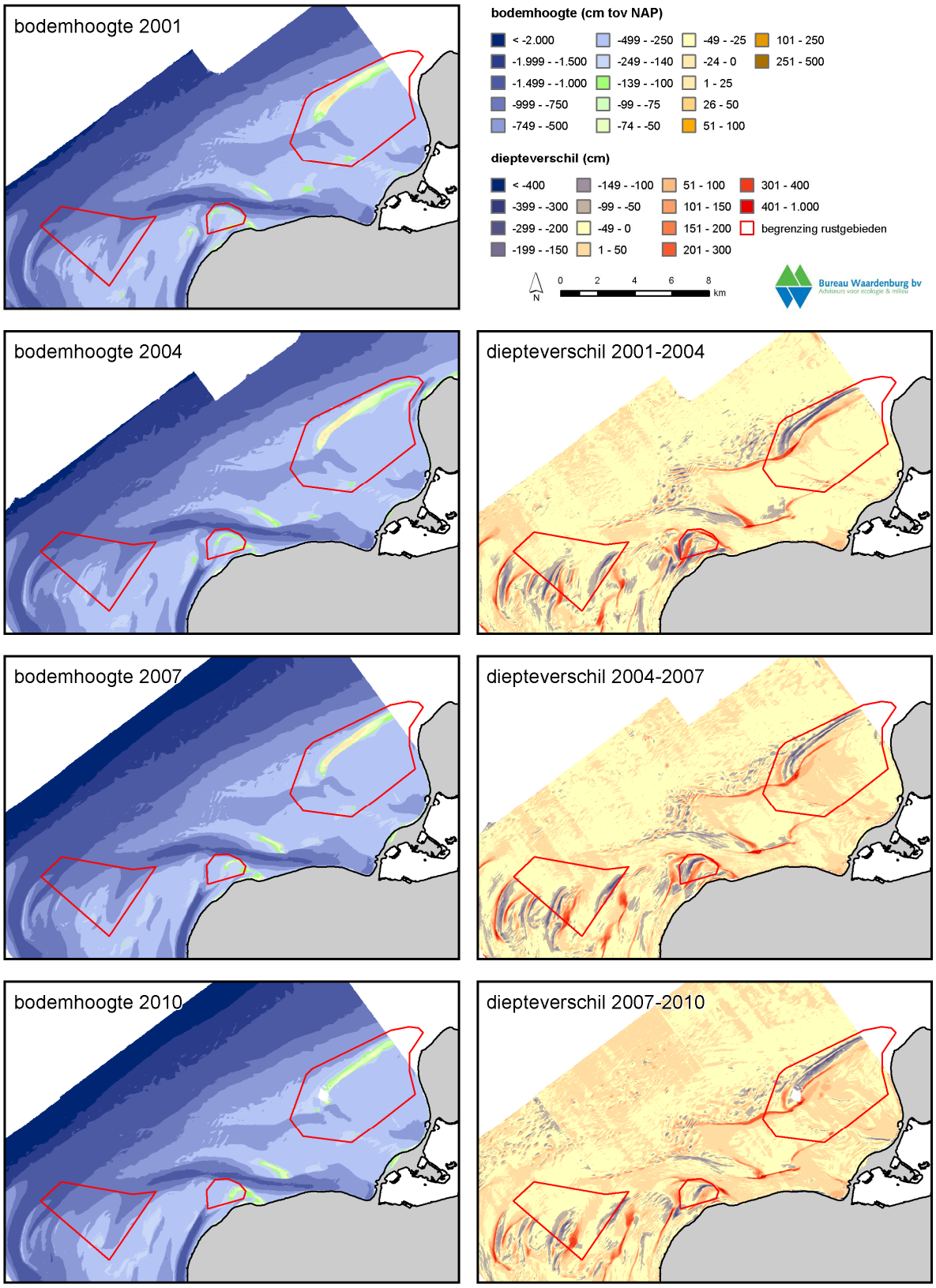
LANDSAT 7 (ETM+) satellietbeelden hebben voldoende nauwkeurigheid om de ontwikkeling van platen mee te kunnen beoordelen. Bovendien is van deze beelden de exacte opnametijd bekend zodat de bijbehorende waterstand opgezocht kan worden en de plaatvormen bij een gelijke waterstand vergeleken kunnen worden.
Via de USGS website https://earthexplorer.usgs.gov/ is beoordeeld welke grotendeels wolkenvrije satellietbeelden er beschikbaar zijn van de Voordelta (Path 199, Row 024). In totaal zijn er 69 (gedeeltelijk) wolkenvrije satellietbeelden gedownload van zowel Landsat 5 (met een pixelresolutie van 30 m) als Landsat 7 (pixelresolutie 15 m) van de periode van 01-2004 tot 05-2012. Elk van deze beelden is op basis van het bekende moment van opname gekoppeld met de getijdetabel van locatie Brouwershavensche Gat 08. Per satellietbeeld is de waterstand bekeken en vergeleken met de laagste laagwaterstand (LLWS, -1,40 m NAP). Alle foto's met een waterstand tot een één meter boven LLWS zijn geselecteerd voor verdere analyse (42 foto's). Per satellietfoto is bekeken welke plaat voldoende zichtbaar was om in te tekenen. Op deze foto's worden de zichtbare platen (Verklikkerplaat, Plaat van het Watergat, Bollen van de Ooster, Hinderplaat en Slikken van Voorne) als polygonen ingetekend in ArcGIS. Vervolgens is per waterstandsklasse van 10 cm bekeken hoeveel satellietfoto's er beschikbaar zijn om onderling te kunnen vergelijken.

Resultaten

Dieptekaarten Voordelta
Voor de platen voor de kust van Schouwen en Goeree (Bollen van het Nieuwe Zand, Verklikkerplaat, Bollen van de Ooster) zijn er dieptekaarten van 2001, 2004, 2007 en 2010. De meest oostelijke punt van de Bollen van de Ooster valt net buiten de dieptekaarten (behalve voor 2004).
Voor de platen in de Haringvlietmonding (Hinderplaat en Slikken van Voorne) zijn dieptekaarten beschikbaar van 2001, 2002, 2004, 2006 en 2009. Bij de Slikken van Voorne zijn voor de meeste dieptekaarten alleen de lagere delen aan de zuid-westkant beschikbaar. Hierdoor is het lastig om op basis van deze data uitspraken te doen over ontwikkelingen in areaal van verschillende diepteklassen voor dit gebied.

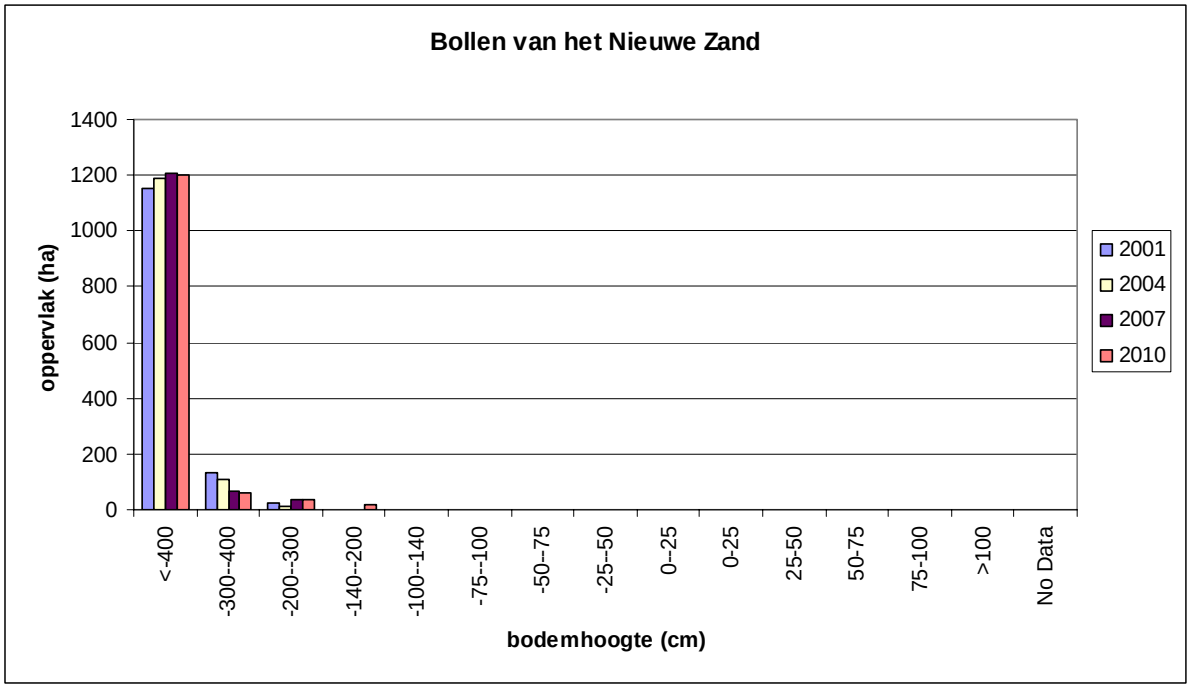


Figuur B-9.2 Ontwikkeling bodemhoogte Haringvlietmonding van 2001 tot 2009.



Figuur B-9.3 Ontwikkeling bodemhoogte platen ten westen van Goeree-Schouwen van 2001 tot 2010.

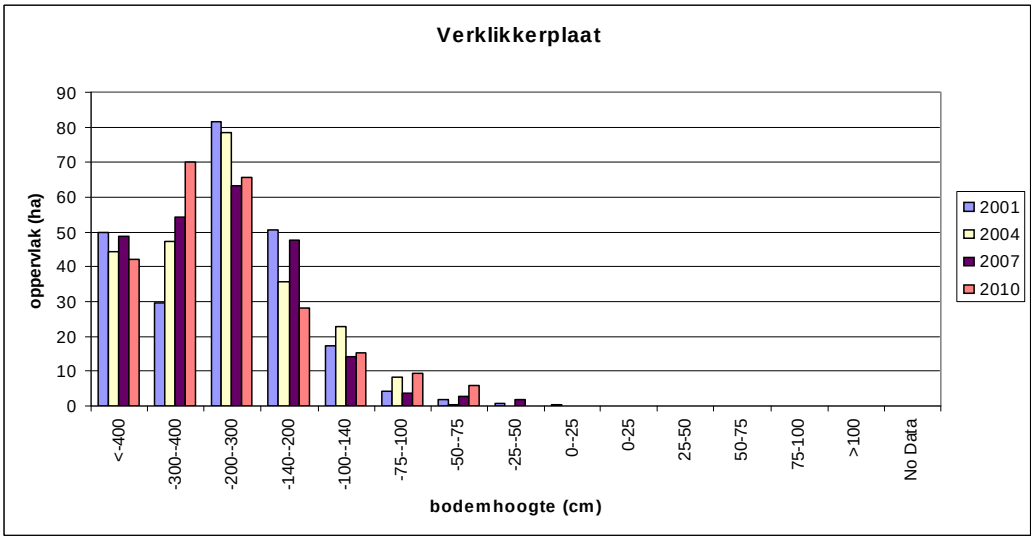
Ontwikkeling Bollen van het Nieuwe Zand



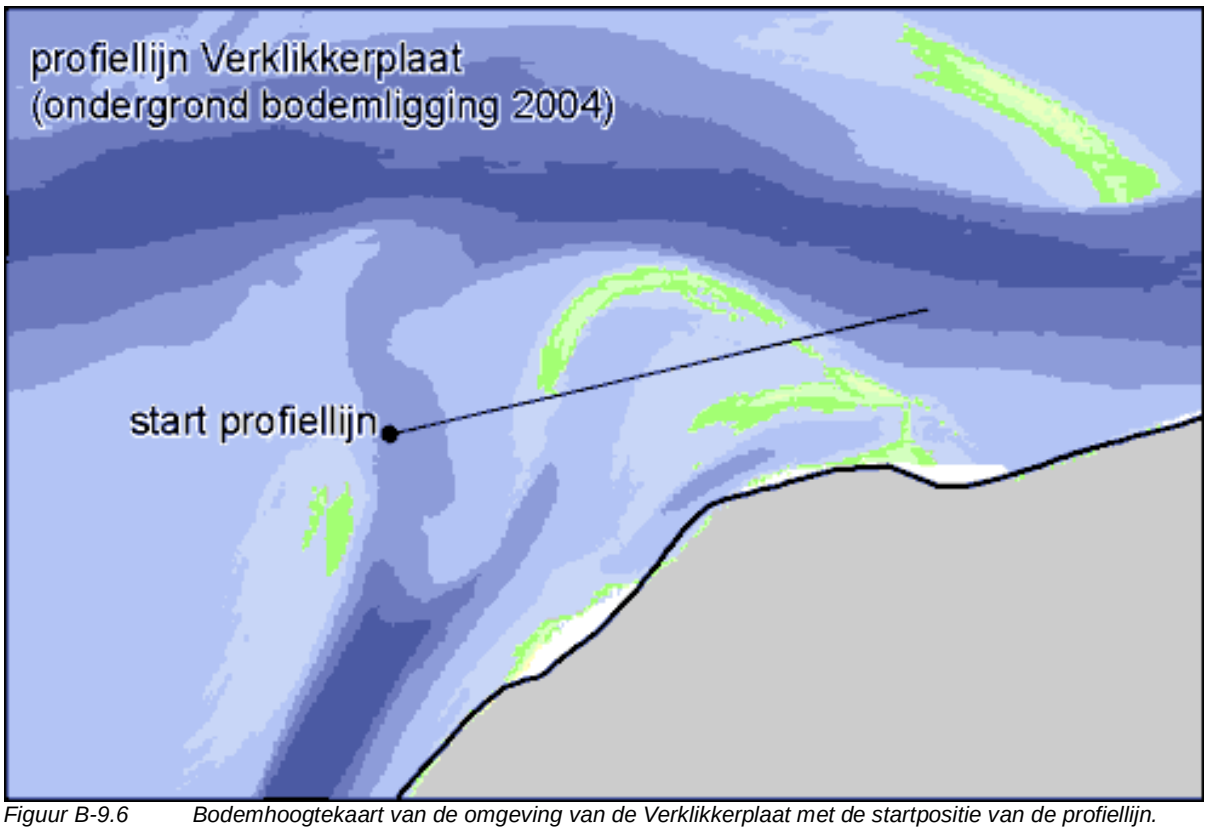
Figuur B-9.4 *Ontwikkeling van oppervlakte van de Bollen van het Nieuwe Zand ten opzichte van bodemhoogte tussen 2001 en 2010.*

Er is over het gehele rustgebied gezien relatief weinig veranderd wat betreft het areaal van de verschillende diepteklassen. Wel zijn er zoals in de verschilkaarten te zien is met name aan de zuid-westkant plaatselijk vrij grote verschillen tussen de jaren (van +3 meter tot -4 meter) wat duidt op een zeer dynamische bodem. De relatief ondiepe ruggen die dwars op de kust liggen verplaatsen zich langzaam richting oost.

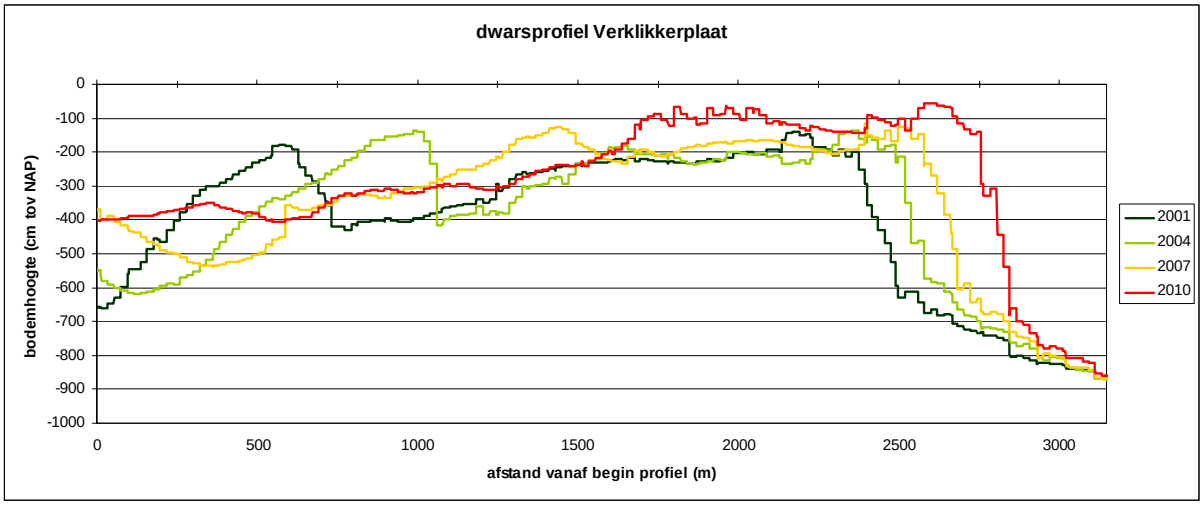
Ontwikkeling Verklikkerplaat



Figuur B-9.5 *Ontwikkeling van oppervlakte van de Verklikkerplaat ten opzichte van bodemhoogte tussen 2001 en 2010.*



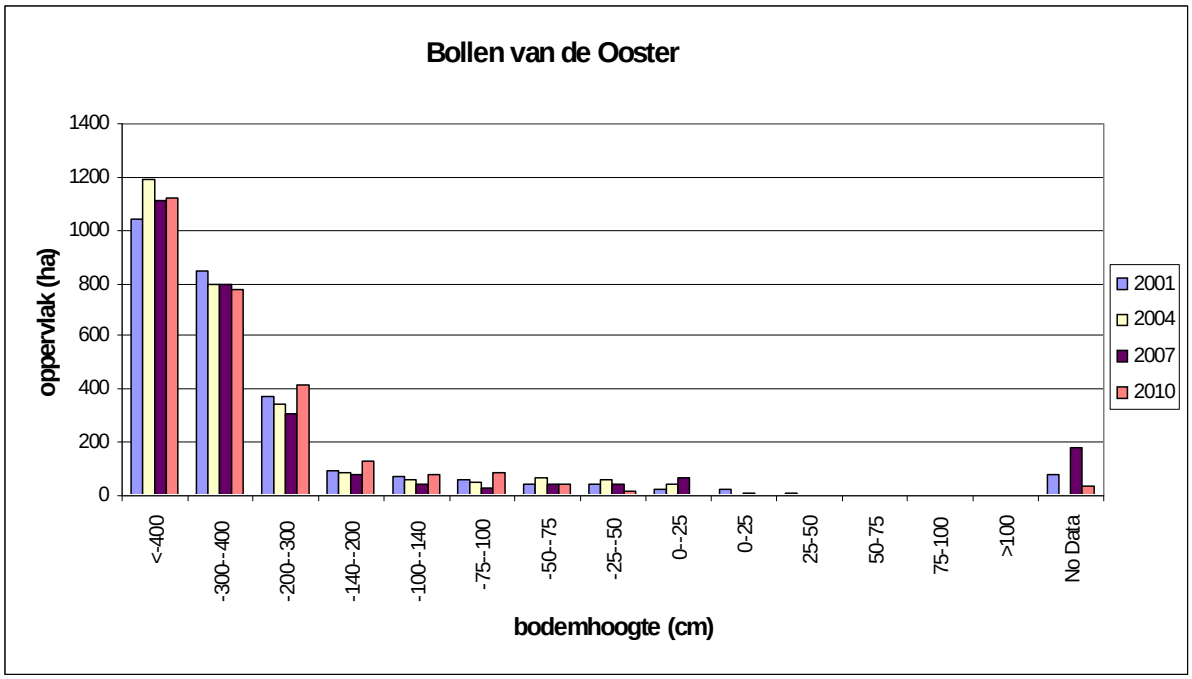
Figuur B-9.6 Bodemhoogtekaart van de omgeving van de Verklikkerplaat met de startpositie van de profiellijn.



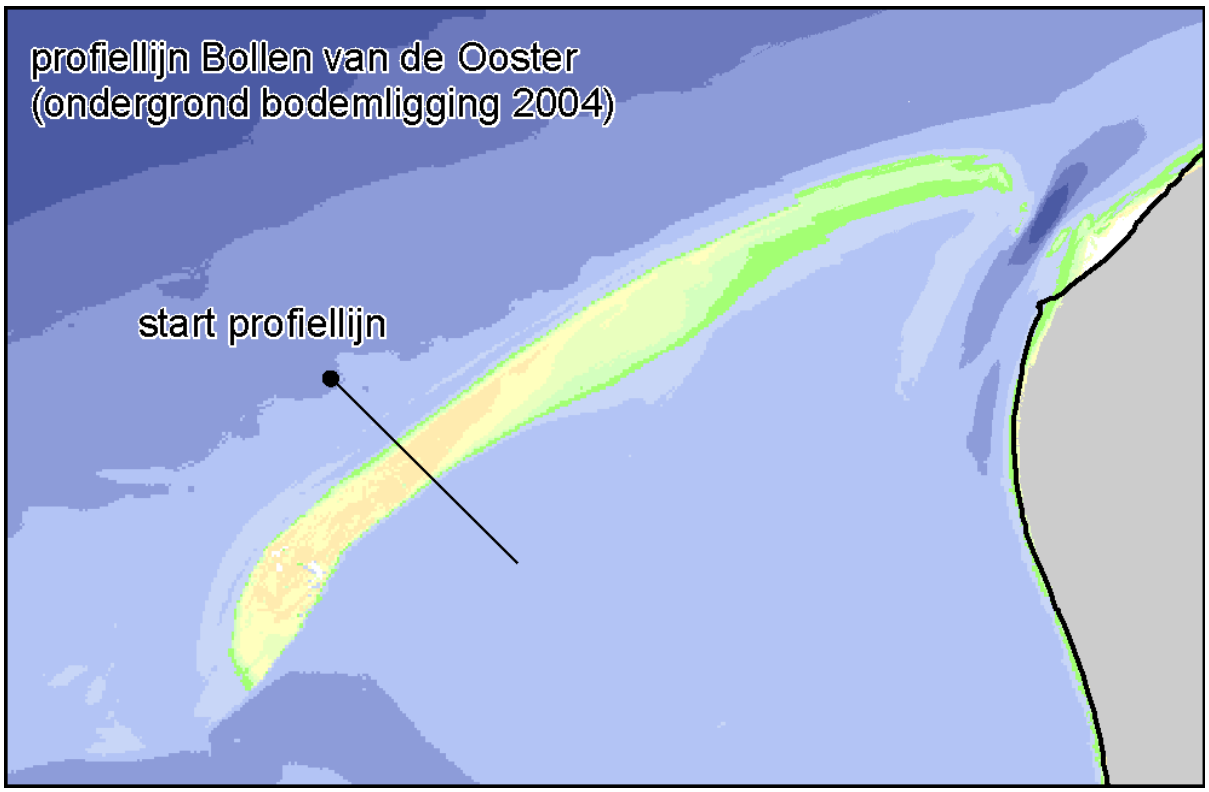
Figuur B-9.7 Ontwikkeling dwarsprofiel van de Verklikkerplaat tussen 2001 en 2010.

De plaat verschuift vrij snel richting oost-zuidoost en ligt volgens de meest recente dieptekaart (2010) grotendeels buiten de begrenzing van het rustgebied. De kop van de plaat is in de periode 2001 – 2010 ongeveer een kilometer verschoven richting oost-zuidoost. Het intergetijdegebied op deze plaat (-140 tot 0 cm NAP) is binnen de grenzen van het rustgebied min of meer constant maar neemt aan de oostzijde vrij snel toe. Opvallend is dat de kop van de plaat vanaf 2006 met laag water verbonden is met de kust terwijl de kop in 2001 en 2004 nog geïsoleerd was.

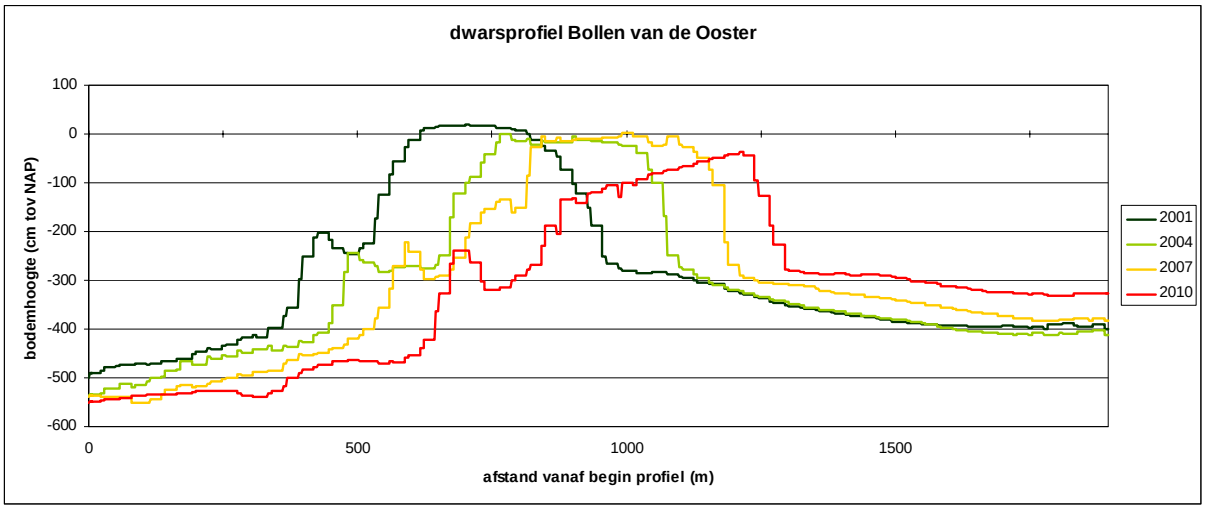
Ontwikkeling Bollen van de Ooster



Figuur B-9.8 *Ontwikkeling van oppervlakte van de Bollen van de Ooster ten opzichte van bodemhoogte tussen 2001 en 2010.*



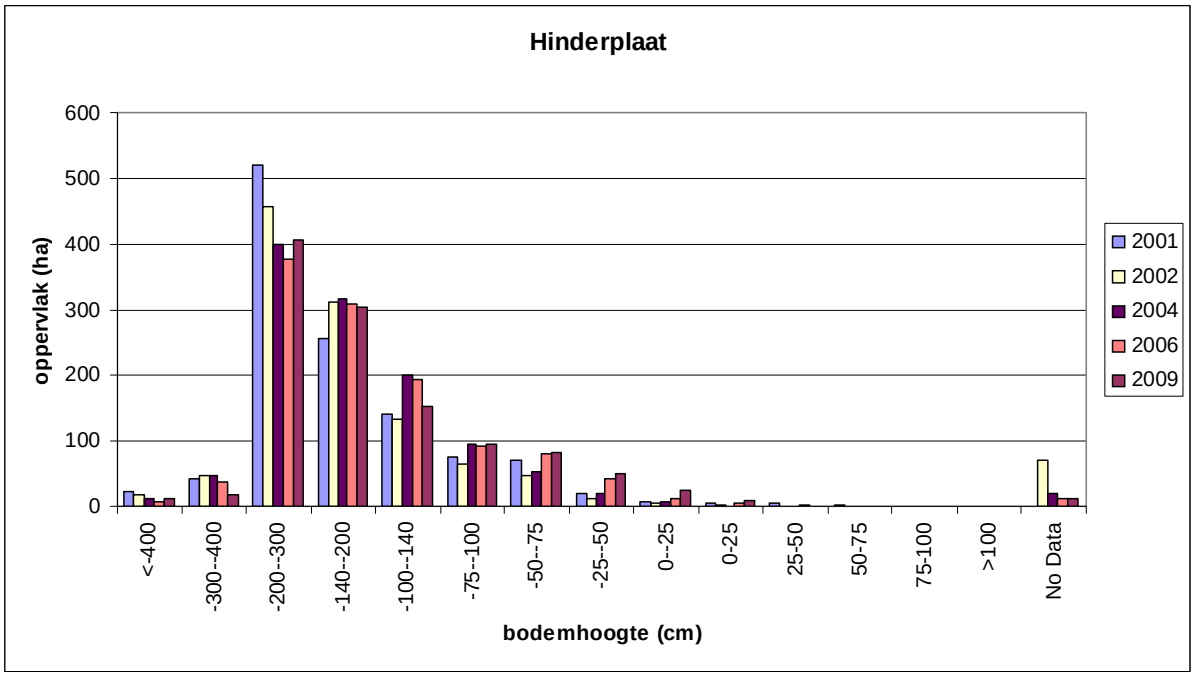
Figuur B-9.9 *Bodemhoogtekaart van de omgeving van de Bollen van de Ooster met de startpositie van de profiellijn.*



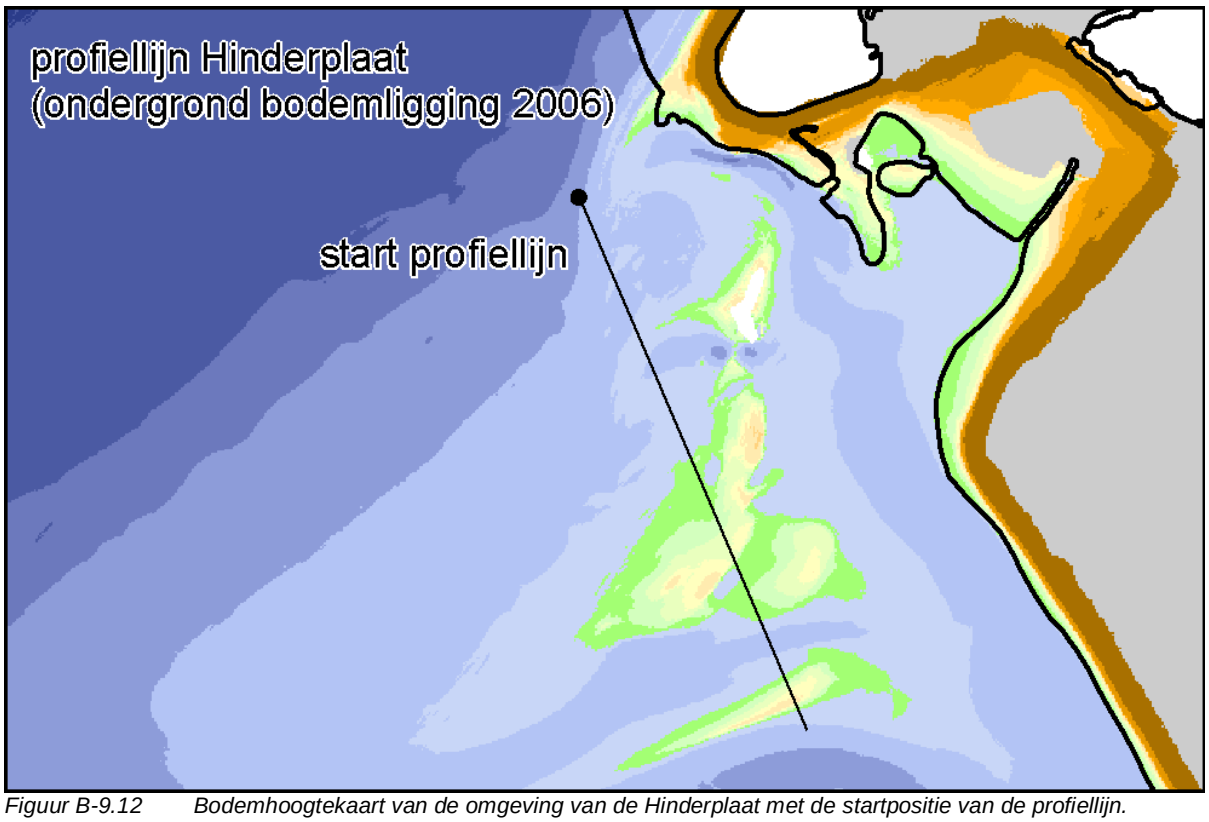
Figuur B-9.10 Ontwikkeling dwarsprofiel van de Bollen van de Ooster tussen 2001 en 2010.

De rug verplaatst zich langzaam richting de kust en is in de loop van de tijd iets lager komen te liggen waardoor grote stukken van de rug minder lang droog liggen (zie dwarsprofiel). De ondiepte aan de zuidkant van het rustgebied die in 2001 nog droog viel bij laagwater is lager komen te liggen waardoor dit stuk nog nauwelijks droogvalt.

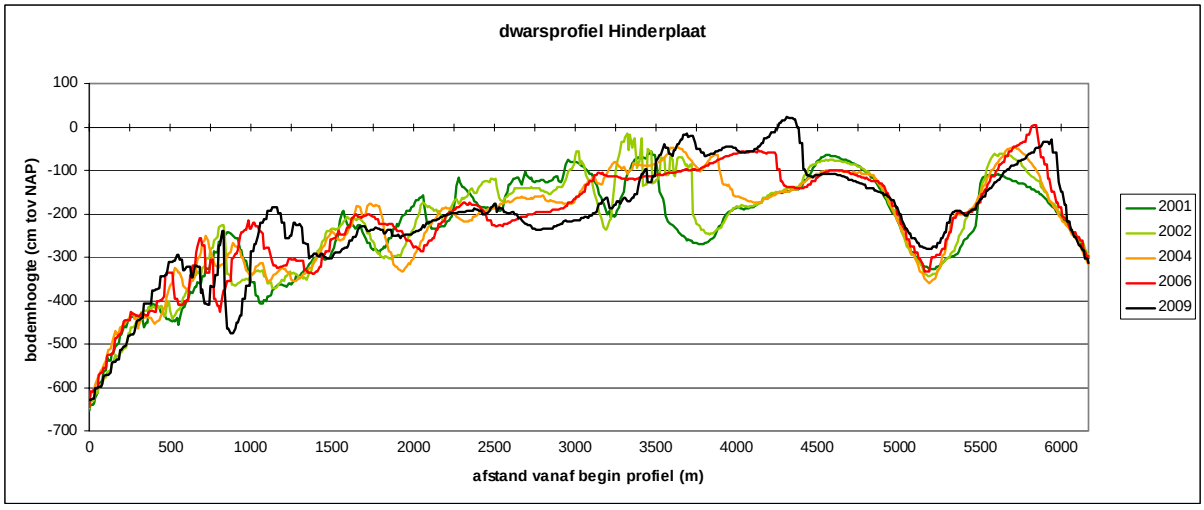
Ontwikkeling Hinderplaat



Figuur B-9.11 Ontwikkeling van oppervlakte van de Hinderplaat ten opzichte van bodemhoogte tussen 2001 en 2009.



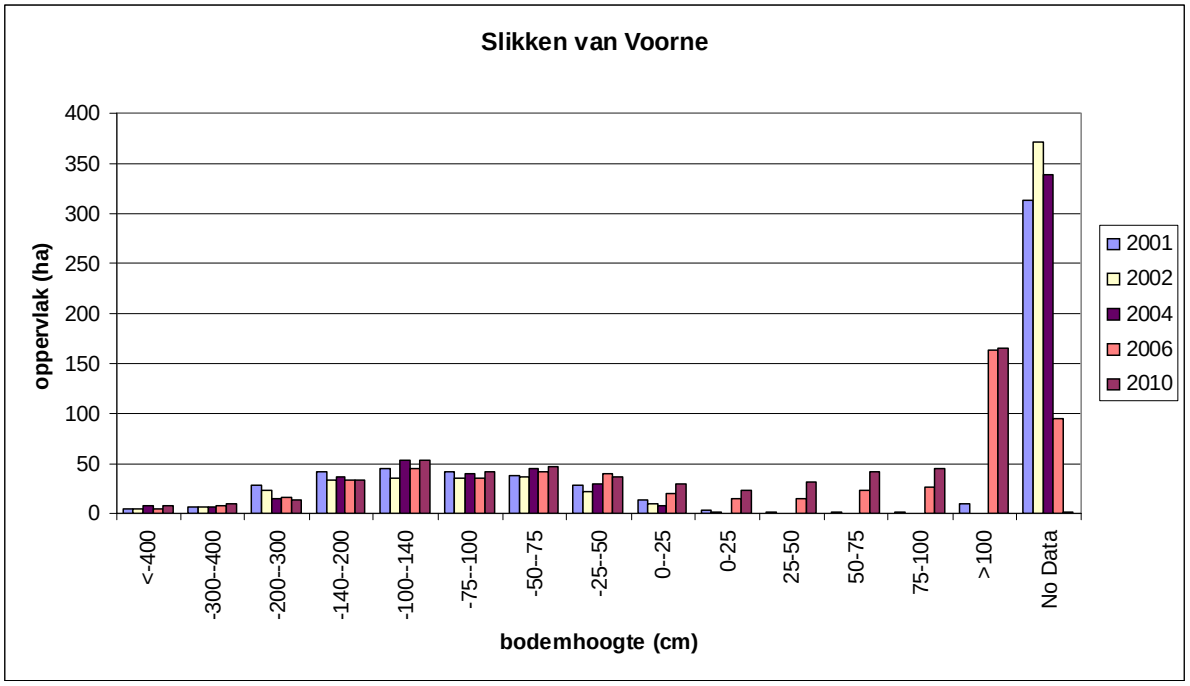
Figuur B-9.12 Bodemhoogtekaart van de omgeving van de Hinderplaat met de startpositie van de profiellijn.



Figuur B-9.13 Ontwikkeling dwarsprofiel van de Hinderplaat tussen 2001 en 2009.

Het oppervlak intergetijdegebied binnen de begrenzing van het rustgebied Hinderplaat neemt langzaam toe, met name in de diepteklasse -100 tot 0 cm NAP. Lokaal is er veel verschuiving in diepe en ondiepe gedeelten van de plaat wat in het dwarsprofiel goed te zien is. De zandruggen verplaatsen zich richting het oosten en zuidoosten. De plaat ten zuiden van het rustgebied neemt in oppervlak en hoogte toe en vormt inmiddels een van de hogere delen van de Hinderplaat.

Ontwikkeling Slikken van Voorne



Figuur B-9.14 Ontwikkeling van oppervlakte van de Slikken van Voorne ten opzichte van bodemhoogte tussen 2001 en 2010.

De bodemhoogtekaarten geven voor de meeste jaren geen dekkend beeld van de Slikken van Voorne waardoor de ontwikkelingen niet goed in te schatten zijn. Over het algemeen zijn de Slikken van Voorne qua ligging en hoogte vrij stabiel in vergelijking met de overige rustgebieden.

LANDSAT Satellietbeelden Voordelta

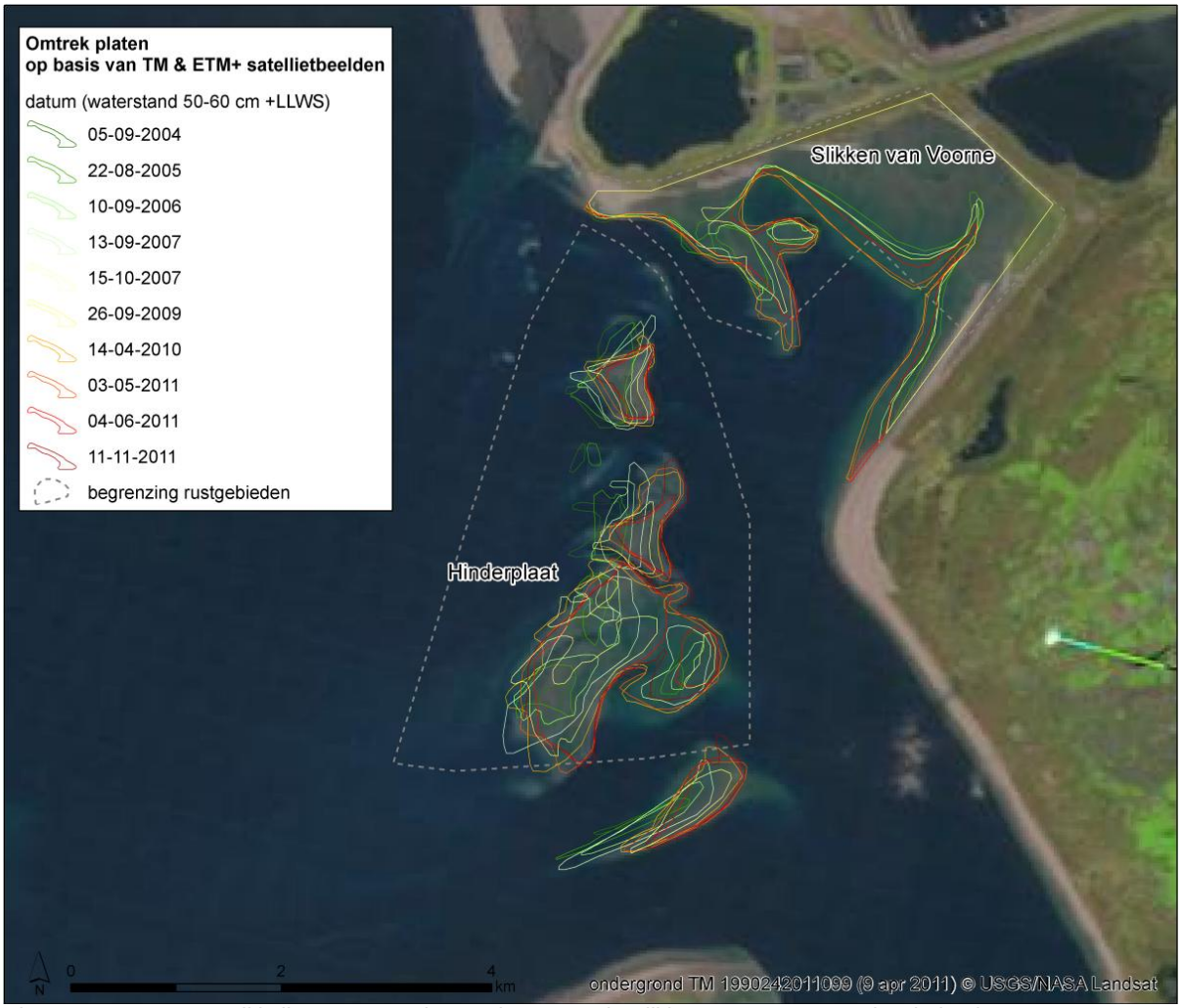
Van de verschillende rustgebieden en van de Plaat van het Watergat is per gebied bekeken op welke van de 42 beschikbare satellietfoto's voldoende zichtbaar is welke delen er droog liggen. De waterstandsklasse 50-60 cm boven LLWS bleek de enige klasse te zijn waarin voldoende beelden beschikbaar waren om de plaatomtrekken over de jaren heen te kunnen vergelijken (7-9 beelden; tabel B-11.1).

Tabel B-9.1 Aantal beschikbare LANDSAT satellietbeelden per waterstandsklasse boven LLWS.

Plaat / rustgebied	0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm	30-40 cm	40-50 cm	50-60 cm	60-70 cm	70-80 cm	80-90 cm	90-100 cm	100-110 cm
Bollen van de Ooster	2	2	3	1	1	9	1	1	0	3	3
Hinderplaten	0	2	2	1	2	9	2	0	1	2	3
Plaat van het Watergat	2	2	1	1	1	7	1	0	1	1	3
Slikken van Voorne	0	2	2	2	2	7	2	0	1	1	3
Verklikkerplaat	1	2	1	2	1	7	1	0	1	2	3

Van deze beelden is de plaatomtrek zo nauwkeurig mogelijk ingetekend. Hoewel het voor sommige beelden lastig was om op basis van de satellietbeelden onderscheid te maken in drooggevallen platen en ondiepe delen of brandingszones, geven de plaatomtrekken de verschuiving en de verandering in vorm van de platen vrij goed weer.
Voor de Verklikkerplaat en de Plaat van het Watergat is de geleidelijke verschuiving richting zuidoost goed zichtbaar. Voor de Bollen van de Ooster lijkt de vorm van de plaat vrij stabiel maar is er ook een verschuiving in zuidoostelijke richting te zien. Daarnaast lijkt het droogvallende gedeelte van de zandrug smaller te worden.
Bij de Hinderplaat is goed te zien dat de ligging van de droogvallende delen erg veranderlijk is en dat de plaat aan de zuidkant van het rustgebied steeds groter wordt. Voor de slikken van Voorne is de omtrek van het droogvallend gebied voor de verschillende satellietbeelden min of meer vergelijkbaar.

Figuur B-9.15 *Ontwikkeling van omtrek van platen van de Bollen van de Ooster tussen 2004 en 2011 op basis van satellietbeelden.*



Figuur B-9.16 *Ontwikkeling van omtrek van platen van de Slikken van Voorne en de Hinderplaat tussen 2004 en 2011 op basis van satellietbeelden.*

BIJLAGE 10: Predatiekans stern kuikens in relatie tot conditie

Grote stern
Figuur B-10.1 geeft het gemiddelde van de laatste conditiemetingen van kuikens die dood werden gevon-den, werden gepredeerd of vlieg vlug werden in de enclosures op de Scheelhoek en op Markenje. Op de Scheelhoek waren de dood gevonden kuikens steeds in slechtere conditie dan de groep gepre-deerde en uitgevlogen kuikens. Kuikens die gepredeerd werden verkeerden gemiddeld in slechtere conditie dan kuikens die vlieg vlug werden. Op Markenje was de conditie van de gepredeerde kuikens zowel in 2011 als in 2012 een stuk lager dan van kuikens die vlieg vlug werden. In 2012 was de condi-tie van de gepredeerde kuikens even slecht als van kuikens die dood werden gevonden. In 2011 wer-den op Markenje slechts 2 kuikens dood gevonden waardoor de gemiddelde conditie hiervoor niet erg betrouwbaar is.

Visdief
Figuur B-10.2 geeft de condities van de dood gevonden, gepredeerde en vlieg vlug geworden visdiefkuikens in de vijf onderzochte kolonies in de periode 2009 tot en met 2012. In nagenoeg alle jaren en in alle kolonies is het beeld hetzelfde. Kuikens die dood werden gevonden verkeerden in de slechtste condi-tie en gepredeerde kuikens verkeerden gemiddeld in een (soms veel) slechtere conditie dan kuikens die uitvlogen. Enkel de Vogelvallei in 2010 (nagenoeg dezelfde conditie bij gepredeerde en vlieg vlug-ge kuikens) en de Scheelhoek in 2009 (veel betere conditie van gepredeerde kuikens dan van uitgevlogen kuikens) geven een ander beeld.

Synthese
Deze resultaten geven aan dat kuikens die in slechte conditie verkeren een verhoogde kans hebben op predatie in vergelijking tot kuikens die in goede conditie verkeren. Een deel van de gepredeerde kuikens zou het waarschijnlijk niet gehaald hebben of was mogelijk al dood toen ze werden gepre-deerd. In veel gevallen is de invloed van predatie dus waarschijnlijk niet ze groot als uit de ruwe cijfers zou kunnen worden afgeleid gezien het meestal de zwakkere kuikens zijn die worden gepredeerd.
De kans op predatie kan dus niet geheel worden losgekoppeld van de heersende voedselsituatie. Bij grote sterns is dit mogelijk te wijten aan het feit dat ouders van kuikens die in slechtere conditie verke-ren meer gaan foerageren waardoor de kuikens meer alleen blijven en dus vatbaarder zijn voor preda-tie. Bij visdieven laten de ouders hun kuikens heel frequent alleen, dus vermoedelijk speelt dit minder bij deze soort. Mogelijk zijn kuikens die in goede conditie verkeren beter in staat om zich te verbergen voor predatoren en dus minder vatbaar voor predatie. In deze analyse werd geen rekening gehouden met de leeftijd van de gepredeerde kuikens, noch met het moment waarop de predatie plaatsvond (periodes van slecht weer etc).

Twee uitzonderingen vallen verder op. Vooral de Vogelvallei in 2010 en de Scheelhoek in 2009 geven een ander beeld, namelijk dat de gemiddelde conditie van de gepredeerde kuikens wel goed was. Dat heeft in deze gevallen te maken met het type predator. Zowel op de Vogelvallei in 2010 als op de Scheelhoek in 2009 was een havik erg actief. Op de Vogelvallei was er net voor het uitvliegen van de kuikens een extreem predatie-event, waarbij een havik net voor de kuikens uitvlogen alle kuikens in de enclosure predeerde, waardoor de conditie van de kuikens op dat moment los stond van de kans op predatie. Ook kan de vegetatie hierbij een rol hebben gespeeld. In 2009 was de vegetatie op de Scheelhoek zeer weelderig en hoog, waardoor de kuikens wellicht genoodzaakt waren om de meer open plekken op te zoeken, waar ze dus vatbaarder waren voor predatie.

Figuur B-10.1 *Gemiddelde conditie (+ s.e.) van kuikens van grote stern die dood werden gevonden, werden gepredeerd of uitvlogen op de Scheelhoek (links) en op Markenje (rechts).*

Figuur B-10.2 *Gemiddelde conditie (+ s.e.) van kuikens van visdief die dood werden gevonden, werden gepredeerd of uitvlogen in alle onderzochte kolonies.*

BIJLAGE 11: Gedetailleerd onderzoek naar de veranderingen in het dieet van adulte grote sterns doorheen het broedseizoen

Materiaal en methode

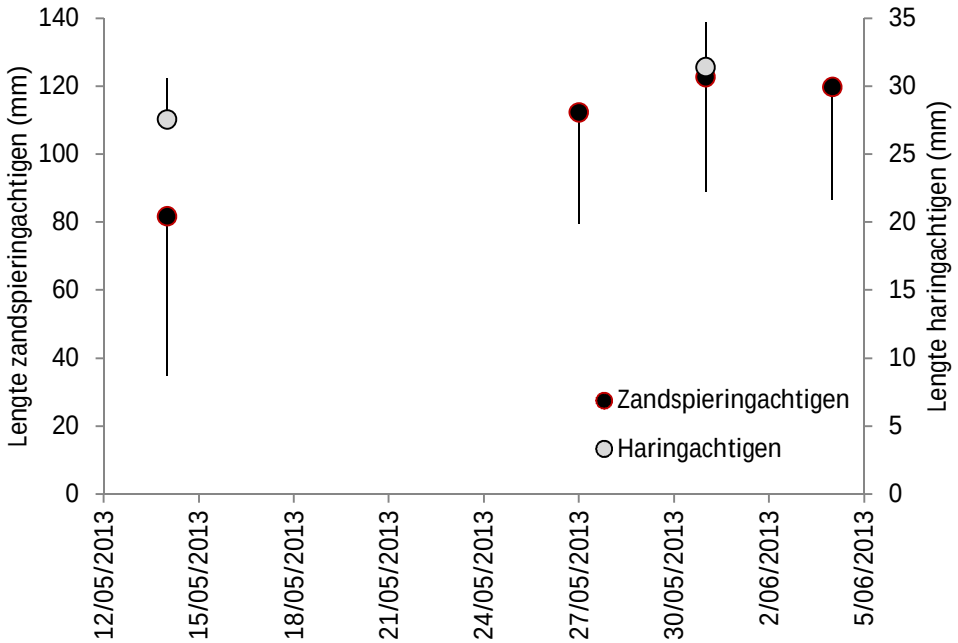
Om een beter zicht te krijgen op de kwaliteit van het voedsel voor adulte grote sterns (dieetsamenstelling en beschikbare prooilengtes en eventuele veranderingen hierin) en een eventuele link met de adulte conditie te vinden, werd in 2013 gestart met een nieuwe proefopzet voor het verzamelen en analyseren van faeces van adulte grote sternen. Hiertoe werden 10 aardewerken schalen met een diameter van 22 cm tussen de nesten in de kolonie gezet, bij voorkeur op plekken waar veel faeces lag. Dit werd zowel op de Scheelhoek als op Markenje gedaan. Op de Scheelhoek werden de schalen om de drie tot vier dagen geledigd, op Markenje gebeurde dit wekelijks. Op de Scheelhoek werden de schalen verzet naar de eerste vestiging op het Groot Duineneiland nadat de kuikens op het Betoneiland waren uitgekomen en naar de tweede vestiging op het Groot Duineneiland nadat de kuikens van de eerste vestiging waren geboren. Op deze manier werd een continue bemonstering van adulte faeces verkregen van begin mei tot 18/6 voor Markenje en tot 2/7 op de Scheelhoek. De faeces werden geanalyseerd volgens de methodiek beschreven in paragraaf 5.2.4).

Resultaten
Het uitzoeken van deze monsters vraagt erg veel lab-tijd (op heden werden 4640 otolieten en andere dieetresten uit gesorteerd), hier worden daarom slechts enkele voorlopige resultaten gegeven. Figuur B-11.1 geeft het lengteverloop van de zandspiering- en haringachtigen die werden teruggevonden in vier samples op Markenje. Hieruit blijkt dat de gemiddelde zandspieringgrootte op 14 mei (eerste staalname) beduidend kleiner was dan in alle volgende staalnames (14/5: 82 mm (n=398); 27/5: 112 mm (n=60); 31/5: 123 mm (n=172); 4/6: 120 mm (n=182)). Voor de haringachtigen zijn slechts van 2 staalnames voldoende otolieten opgemeten. Hieruit blijkt een geringe toename in lengte tussen de haringachtigen aangetroffen in het dieet op 14/5 (27,5 mm; n=870) en 31/5 (31,4 mm; n=105).

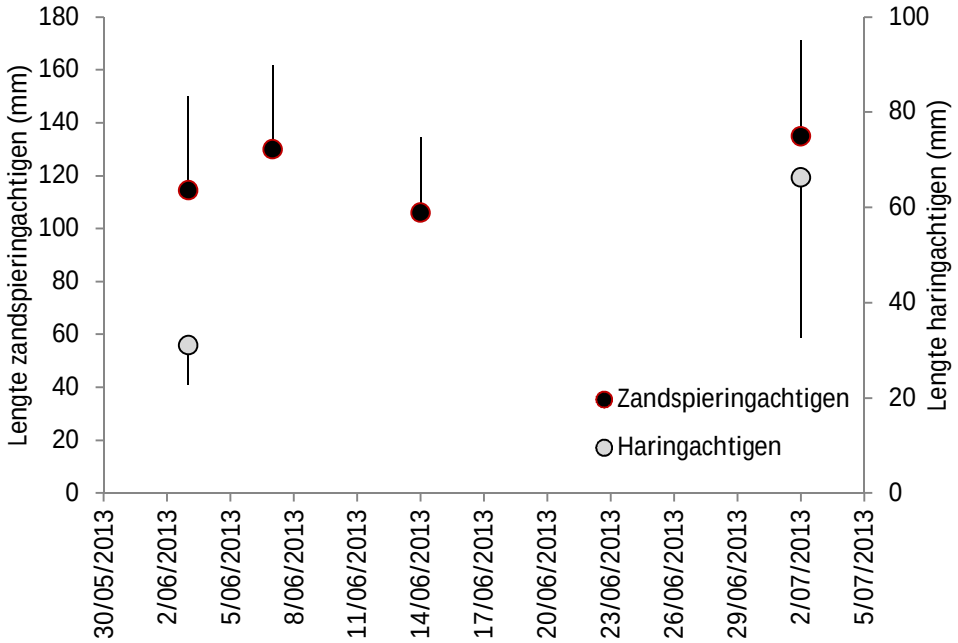
Figuur B-11.2 geeft hetzelfde maar dan voor de Scheelhoek voor 3 latere datums, het punt van 3/6 geeft de gegevens van het algemene sample (dus niet van de schalen) weer. Hieruit blijkt dat er momenteel geen duidelijk verloop is in de lengte van de gegeten zandspieringen (7/6: 130 mm (n=60); 14/6: 106 mm (n=32); 2/7: 135mm (n=10)). De haringachtigen daarentegen waren op 2/7 ruim dubbel zo groot als eind mei-begin juni (66 mm; n=24).

Net zoals in de lengteverdeling is er ook bij de dieetsamenstelling een verschuiving in de tijd te zien (Figuren B-11.3 en B-11.4). Op Markenje bestonden de monsters van 14/5 en 27/5 voor 70 tot 80% uit haringachtigen. Daarna namen zandspieringen een belangrijkere positie in in het dieet. Ook op de Scheelhoek lag het percentage zandspieringen op 7/6 nog vrij hoog. Naarmate het broedseizoen vorderde namen haringachtigen procentueel gezien weer in aantal toe.

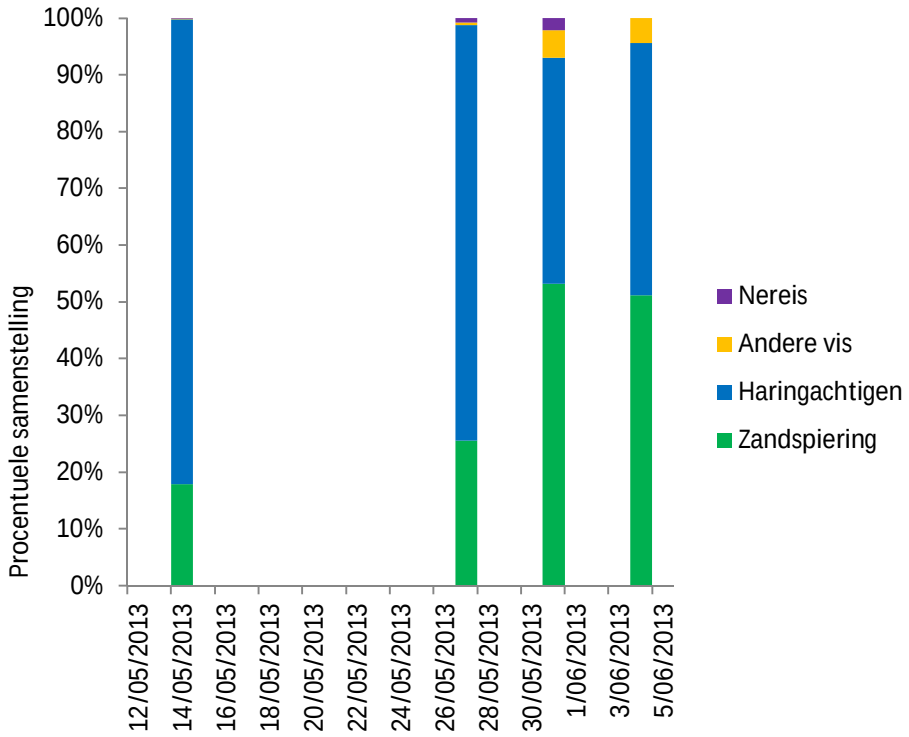
Zoals reeds eerder gesteld zijn dit preliminaire resultaten die met de nodige voorzichtigheid dienen te worden geïnterpreteerd. Niettemin lijkt het erop dat adulte vogels op bepaalde momenten van het broedseizoen van zandspieringachtigen van voldoende grootte afhankelijk zijn om hun conditie te onderhouden. Verder onderzoek om dit uit te klaren is echter nodig.



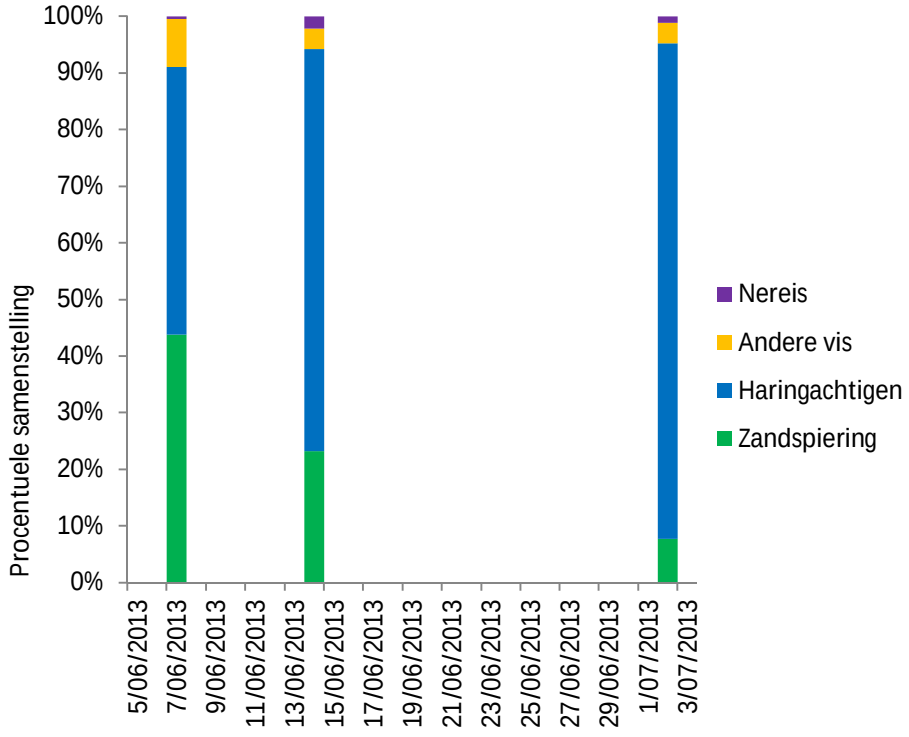
Figuur B-11.1 *Verloop in de tijd van de gemiddelde lengte van zandspieringen en haringachtigen in het dieet van adulte grote sterns op Markenje in 2013.*



Figuur B-11.2 *Verloop in de tijd van de gemiddelde lengte van zandspieringen en haringachtigen in het dieet van adulte grote sterns op de Scheelhoek in 2013.*



Figuur B-11.3 *Verloop in de tijd van de procentuele samenstelling van het dieet van adulte grote sterns op Markenje in 2013.*



Figuur B-11.4 *Verloop in de tijd van de procentuele samenstelling van het dieet van adulte grote sterns op de Scheelhoek in 2013.*

BIJLAGE 12: Energieaanvoer grote stern kuikens

Model

Uitgaande van de gemeten duur van een voedselvlucht (figuur B-12.1) en de energie-inhoud van de verschillende prooisoorten werd voor de vier onderzoeksjaren op de Scheelhoek (en ter vergelijking voor Zeebrugge) uitgerekend hoeveel energie een oudervogel in theorie per dag naar het nest kon aanbrengen als die uitsluitend voor prooien van die soort en die lengte zou kiezen (figuur B-12.1, onderste grafieken). Daarbij werd tevens rekening gehouden met de kans dat een vis van die soort en van die bepaalde lengte werkelijk werd geconsumeerd door het kuiken[1] (langere prooien worden vaker geroofd dan kleinere vissen; Figuur B-12.1, middelste grafieken). De op deze manier vastgestelde relaties tussen vislengte en de theoretische dagelijkse energie-inname door kuikens van grote sterns worden weergegeven in Figuur B-12.1 (onderste grafieken). Hieruit blijkt dat hoewel het langer duurt om een grotere prooivis naar de kolonie te brengen en er een grotere kans is dat een grotere vis niet wordt geconsumeerd, de theoretisch realiseerbare energie-inname per tijdseenheid toeneemt met de lengte van de prooivis en dit zowel bij haringachtigen als bij zandspieringen.

Ondanks het feit dat het op de Scheelhoek over het algemeen iets langer duurde om een prooivis naar de kolonie te brengen dan in Zeebrugge, werd er in Zeebrugge een groter deel van de aangevoerde vissen uiteindelijk niet geconsumeerd door de kuikens (voornamelijk als gevolg van kleptoparasitisme door kokmeeuwen) waardoor de relatie tussen prooilengte en dagelijkse energie-inname veel minder variatie vertoont tussen de twee locaties dan de foerageerduur.

In de meeste gevallen waren haringachtigen energetisch voordeliger dan zandspieringen. Deels komt dit omdat het vaak langer duurde om een zandspiering van een bepaalde lengte naar de kolonie te brengen dan een haringachtige van dezelfde lengte. Maar zelfs wanneer het even lang zou duren is de energie-inhoud van een haringachtige groter en levert die prooisoort dus uiteindelijk meer energie op per tijdseenheid.

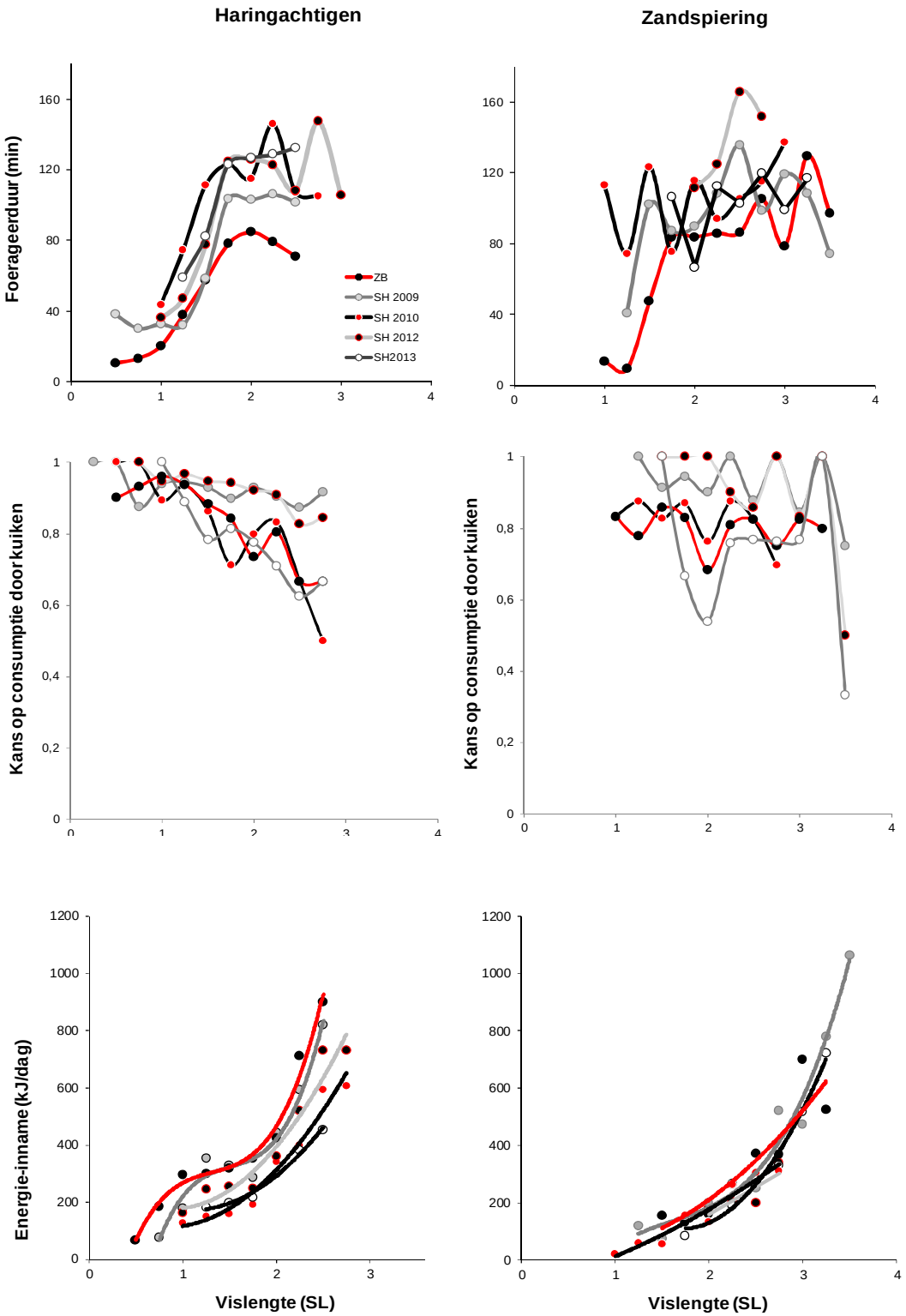
Fysische beperkingen

Op basis van bovenstaande figuren lijkt het logisch dat grote sterns zo groot mogelijke prooien naar hun kuikens brengen omdat dat per tijdseenheid de meeste energie oplevert. Kuikens kunnen echter niet zomaar elke vis doorslikken. Het keelgat van pasgeboren kuikens is van beperkte omvang waardoor ze alleen de kleinere vissen kunnen doorslikken. Om deze fysische beperking te kunnen incorporeren in het 'model', werd gebruik gemaakt van metingen van de omtrek van het keelgat van 75 vers dode grote sternenkuikens (afkomstig van Griend 1993-1996, Stienen 2006) en werden deze gerelateerd aan een benadering van de omtrek[2] van de prooivissen (gebaseerd op metingen van de maximale breedte en hoogte van 10 haringachtigen en 9 zandspieringen verzameld in de kolonie op Griend; Figuur B-12.2). Daaruit volgt bijvoorbeeld dat kuikens van grote sterns van 0 dagen oud, haringachtigen tot 8,7 cm en zandspiering tot 9,8 cm kunnen doorslikken (figuur B-12.3). De berekende maximale prooigroottes komen goed overeen met het gemiddelde van de 5

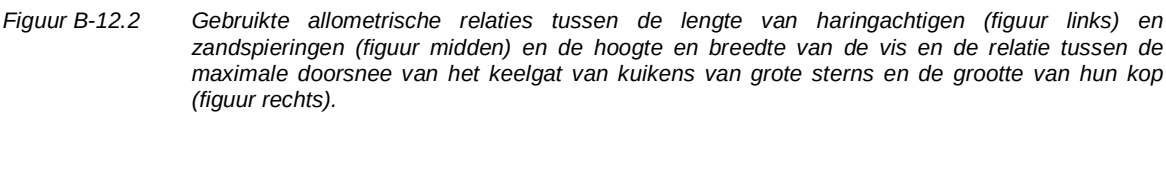
[1] *Op de Scheelhoek in 2009, bijvoorbeeld, duurde het gemiddeld 38 minuten om een haring van 1 snavellengte (i.e. 5,4 cm) naar de kolonie te brengen. Op een lichtperiode van 18 uur konden in theorie dus 28,4 van dergelijke prooien worden aangevoerd (er van uitgaande dat telkens 1 ouder bij het kuiken is). Gebruik makend van de allometrische relatie uit Stienen 2006 komt dat overeen met een aanvoer van 20,2 kJ per dag. Haringachtigen van deze lengte werden allemaal geconsumeerd en dus bedroeg de theoretische dagelijkse energie-inname 20,2 kJ.*

[2] *Gebruikte formule voor de benadering voor de omtrek van een prooivis: π*√(2*vishoogte+2*visbreedte).*

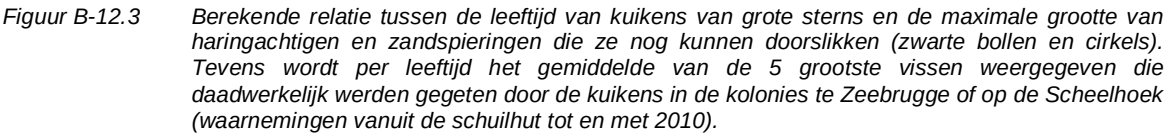
grootste prooien die in de kolonie werden opgegeten door de kuikens, de gegeten haringachtigen waren meestal zelfs iets kleiner dan de berekende maxima. De aanvoer van zeer grote haringachtigen naar de kolonie in Markenje in 2011 (hier niet meegenomen in de berekening van maximale gegeten prooilengte) doet evenwel vermoeden dat de berekende bovengrens wel degelijk zeer goed overeenkomt met de werkelijke capaciteit van kuikens van grote sterns.



Figuur B-12.1 *Relaties tussen de vislengte enerzijds en de gemiddelde foerageerduur (figuren boven), de kans op consumptie (figuren midden) en de theoretische dagelijkse energie-inname (figuren onder) van kuikens van grote sterns op de Scheelhoek in 2009, 2010, 2012 en 2013 en in Zeebrugge (2001-2007). Voor de berekening van de theoretische dagelijks energie-inname werden telkens tweedegraads polynomen gefit door de data (getrokken lijnen onderste figuren). Alleen voor haringachtigen in Zeebrugge en Scheelhoek 2009 werden derdegraads polynomen gefit.*



Figuur B-12.2 *Gebruikte allometrische relaties tussen de lengte van haringachtigen (figuur links) en zandspieringen (figuur midden) en de hoogte en breedte van de vis en de relatie tussen de maximale doorsnee van het keelgat van kuikens van grote sterns en de grootte van hun kop (figuur rechts).*



Figuur B-12.3 *Berekende relatie tussen de leeftijd van kuikens van grote sterns en de maximale grootte van haringachtigen en zandspieringen die ze nog kunnen doorslikken (zwarte bollen en cirkels). Tevens wordt per leeftijd het gemiddelde van de 5 grootste vissen weergegeven die daadwerkelijk werden gegeten door de kuikens in de kolonies te Zeebrugge of op de Scheelhoek (waarnemingen vanuit de schuilhut tot en met 2010).*

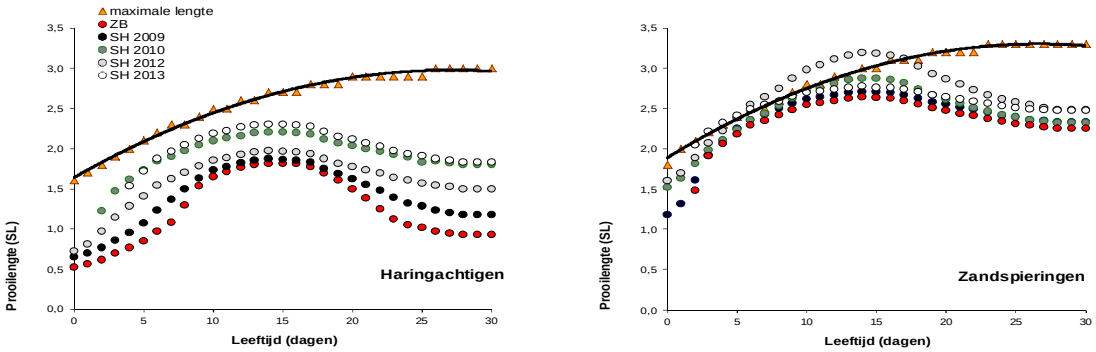
Energetische beperkingen

Naast een beperking in energieopname aan de bovenkant die wordt opgelegd door de maximale grootte van de prooien, is er ook nog een ondergrens die wordt bepaald door de minimale energiebehoefte van de opgroeiende kuikens. Om die te benaderen werd de energie-inname (gross energy intake) gebruikt van kuikens die in een laboratorium werden grootgebracht op ad libitum voedsel (Klaassen *et al.* 1992). Deze ondergrens kan in werkelijkheid wat lager liggen aangezien optimale groei in het veld niet altijd bereikt wordt, maar mogelijk ook wat hoger omdat in veldomstandigheden extra energie wordt uitgegeven voor thermoregulatie. Hoewel Klaassen *et al.* (1992) ook de energie-inname van trage labgroeiers geven werden die hier niet gebruikt. Op de eerste plaats omdat dit model vooral

bedoeld is om een indruk te krijgen van waar de beperkingen liggen voor de opgroeiende kuikens in het Deltagebied en in de tweede plaats omdat aanhoudend lage groeisnelheden zoals die in de labsituatie werden gesimuleerd in een veldsituatie meestal niet voorkomen. Deze methode maakt dus vooral inzichtelijk tijdens welk moment van de kuikenfase de energie-inname het meest kritisch was en waar de potentiële knelpunten lagen voor grote sterns in het Deltagebied in de onderzoeksjaren.

Resultaten

In Figuur B-12.4 zijn de uiteindelijke modelresultaten weergegeven. De figuur toont nogmaals de maximale prooigrootte (ditmaal uitgedrukt in snavellengtes waarbij 1 SL = 5,43 cm) die door de opgroeiende kuikens kan worden geconsumeerd (zwarte lijn over oranje driehoeken). Ook wordt per studiejaar en locatie de minimale prooilengte die nodig was voor een optimale groei (gegeven de relaties tussen prooilengte en energie-input uit Figuur B-12.1) getoond. De figuur moet als volgt worden gelezen: om bijvoorbeeld een kuiken van 5 dagen oud voldoende energie te geven voor optimale groei (daarvoor is 230 kJ nodig; zie Figuur B-11.4) moesten de oudervogels op de Scheelhoek in 2010 bijvoorbeeld kiezen voor zandspieringen van 2,24 SL (11,9 cm) of meer (figuur B-11.4). Bij kleinere zandspieringen was de combinatie van foerageerduur en energie-inhoud onvoldoende om in de dagelijkse energie behoefte van een kuiken van 5 dagen oud te voorzien. Om een zandspiering van 2,24 SL naar de kolonie te brengen was een grote stern in dat jaar gemiddeld 108 minuten onderweg. Op een daglichtperiode van 18 uur kunnen er dus 10 zandspieringen van die lengte worden aangevoerd, wat neerkomt op 258 kJ. Niet alle zandspieringen van die lengte die werden aangevoerd naar de kolonie werden echter ook daadwerkelijk gegeten door de kuikens (o.a. door kleptoparasitisme of vis die op de grond valt en niet meer geconsumeerd wordt). Na aftrek van de geroofde energie bleef 232 kJ over die geconsumeerd kon worden door het kuiken. Uiteraard kunnen ze ook kiezen voor grotere zandspieringen want die brengen nog meer op (figuur B-12.1). Maar de zandspieringen moeten per se kleiner zijn dan 2,4 SL (13,0 cm) want anders kan een kuiken van 5 dagen oud de prooi niet doorslikken (figuur B.12-3). Op die manier werd voor elk jaar op de Scheelhoek voor elke leeftijd van de kuikens en per prooisoort uitgerekend wat de minimale en de maximale lengte van de prooivis zou moeten zijn om voldoende energie naar de kolonie te brengen (en dit alles voor een snelle groei en een langzame groei). Globaal gezien hebben grote sterns meer speelruimte bij haringachtigen dan bij zandspiering.



Figuur B-12.4 *Relatie tussen de leeftijd van kuikens van grote sterns te Zeebrugge en op de Scheelhoek en de minimale vislengtes voor een optimale groei van de kuikens. De oranje driehoeken tonen de maximale grootte van haringachtigen en zandspieringen die nog door de kuikens kunnen worden doorgeslikt.*

Relatie met voedselbeschikbaarheid

Uit de berekeningen blijkt dat haringachtigen een belangrijke rol spelen voor de groei van de kuikens. Wanneer de beschikbaarheid van haringachtigen laag is zoals tijdens de aanvang van de kuikenfase in 2010 en 2013 wordt de foerageerduur gevoelig hoger en moeten de grote sterns (deels) overschakelen op zandspiering of andere prooien. Zeker in de kritische periode (rond dag 10-15) was de marge in de lengtes van haringachtigen waartussen de ouders moeten kiezen om aan de dagelijkse energiebehoefte van hun kuiken te voldoende zo klein (in 2010 en 2013 waren alleen haringachtigen van ongeveer 11,5-13,5 cm nog geschikt) dat haringachtigen nauwelijks nog een profijtelijke optie vormden. Zelfs in 2009 en 2012, toen de foerageertijd voor haringachtigen wat gunstiger was, was de keuzemogelijkheid voor haringachtigen in de meest kritische periode nog altijd beperkt tot 9,5-13,5 cm.

De 'model'-berekeningen suggereren dus dat wanneer de marges voor haringachtigen te beperkt zijn de grote sterns moeten overschakelen op andere prooivissen: meestal zandspiering maar als ook die niet beschikbaar is ook op andere (veel minder energierijke) soorten. Om dit te toetsen aan de realiteit werd op basis van alle protocolgegevens van de Scheelhoek per onderzoeksjaar (2009, 2010, 2012 en 2013) uitgerekend wat de gemiddelde dieetsamenstelling van kuikens van een bepaalde leeftijd was. Deze werden per leeftijd en per jaar gerelateerd aan de berekende marges voor haringachtigen uit Figuur 16 (figuur B-12.5). Hieruit blijkt dat er een sterk verband bestaat tussen de marge die de ouders hebben voor haringachtigen en de samenstelling van het kuikendieet. Als die marge kleiner wordt dan ongeveer 3 cm zakt het percentage haringachtigen snel omlaag en schakelden de oudervogels blijkbaar over op alternatieve prooien.

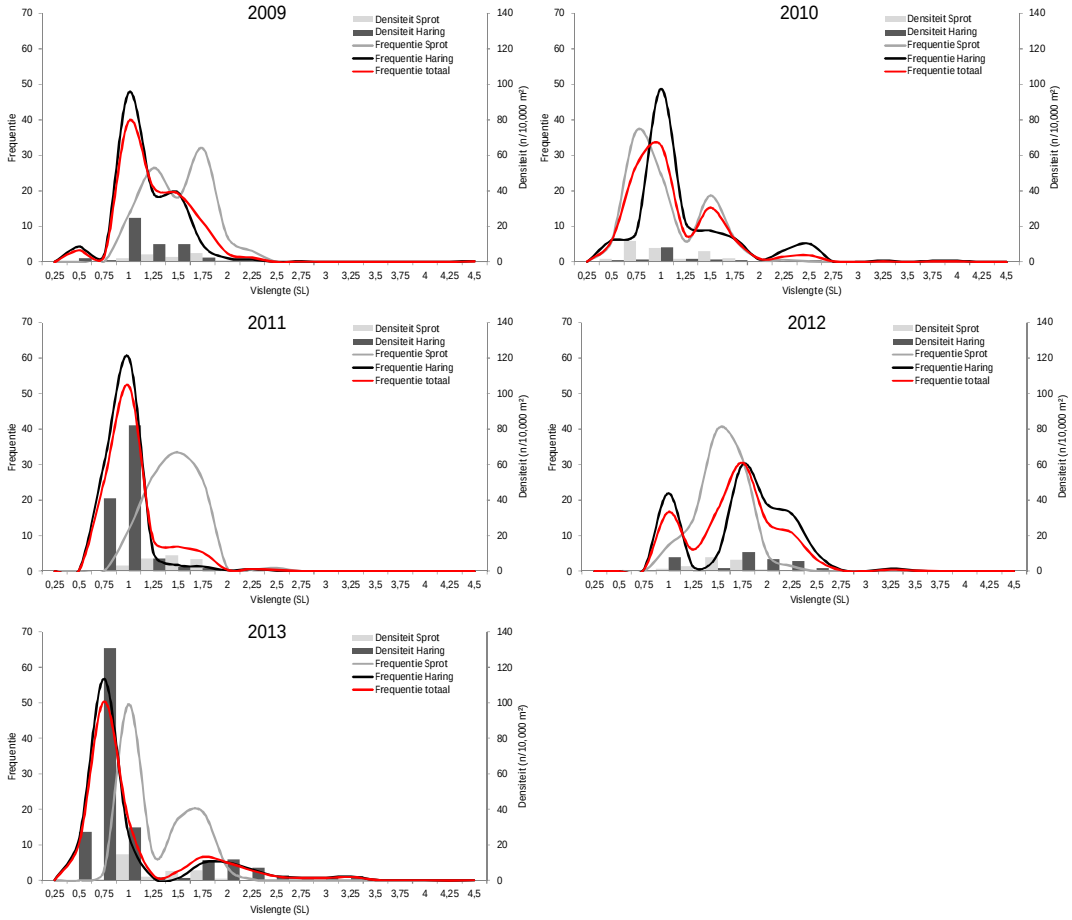
Figuur B-12.5 *Relatie tussen de berekende marge in prooilengte en de waargenomen dieetsamenstelling (Scheelhoek 2009, 2010, 2012 en 2013). Elk punt vertegenwoordigt de dieetsamenstelling van kuikens van 1 bepaalde leeftijd in 1 bepaald onderzoeksjaar (bijvoorbeeld kuikens van 5 dagen oud op de Scheelhoek in 2009) en werd gerelateerd aan de jaar- en leeftijdspecifieke marge uit Figuur 16.*

Literatuur

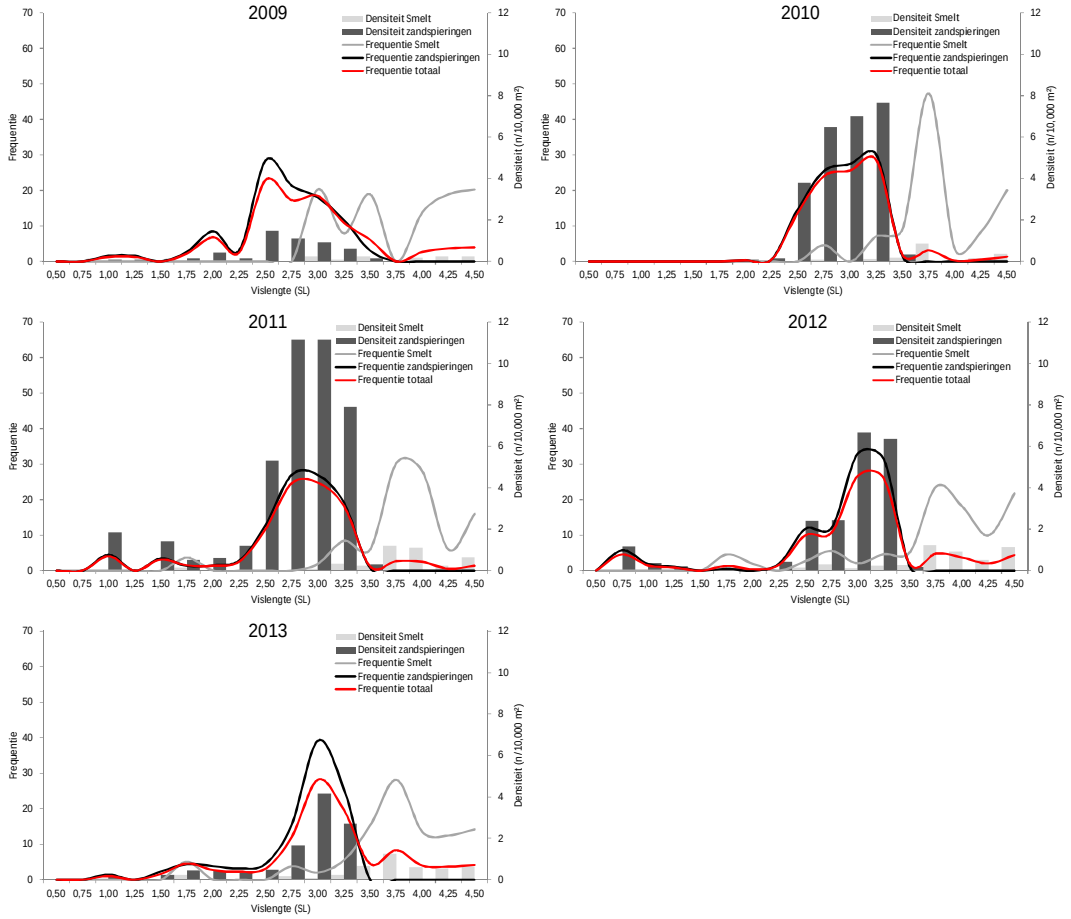
Klaassen,M., B. Zwaan, P. Heslenfeld, P. Lucas & B. Luijckx, 1992. Growth rate associated changes in the energy requirements of tern chicks. Ardea 80: 19-28.

Stienen E.W.M., 2006. Living with gulls : trading off food and predation in the Sandwich Tern *Sterna sandvicensis* Wageningen : Alterra, 2006. - 192p. (Alterra scientific contributions ; 15), Proefschrift Rijksuniversiteit Groningen.

BIJLAGE 13. Lengtefrequentieverdeling van haringachtigen en zandspieringen in de Imares-bemonsteringen (2009-2013)



Figuur B-13.1 *Lengtefrequentieverdeling van Haring, Sprot en het totaal van beide soorten en densiteit van beide soorten (n/10000 m²) in het volledige studiegebied (gegevens IMARES WageningenUR).*



Figuur B-13.2 *Lengtefrequentieverdeling van Smelt, zandspieringen en het totaal van de Ammodytidae en de densiteit van Smelt en zandspieringen (n/10000 m²) in het volledige studiegebied (gegevens IMARES WageningenUR).*

BIJLAGE 14: Steekproefgroottes enclosure onderzoek

Tabel B-14.1 Aantal metingen van kuikenconditie en adulte conditie bij grote stern en visdief per jaar in alle aan de hand van enclosures onderzochte kolonies in de Voordelta.

Kolonie	Jaar	Grote stern		Visdief	
		Kuikens	Adulten	Kuikens	Adulten
Scheelhoek	2009	261	12	244	19
Scheelhoek	2010	496	15	252	12
Scheelhoek	2011			181	19
Scheelhoek	2012	582	16	612	12
Scheelhoek	2013	484	14	264	11
Markenje	2010			136	
Markenje	2011	155		58	
Markenje	2012	148		95	
Markenje	2013	77		125	
Slijkplaat	2009			116	10
Visdiefeiland	2011			83	
Visdiefeiland	2012			67	
Vogelvallei	2010			353	15
Vogelvallei	2011			75	19
Vogelvallei	2012			11	3

Tabel B-14.2 Aantal prooien dat tijdens de voedselprotocollen werd aangebracht, aantal uren geprotocolleerd en het totaal aantal uur dat individuele kuikens werden gevolgd per soort, kolonie en jaar.

Kolonie	Jaar	Grote Stern			Visdief		
		n prooi-items	n uur protocol	n kuiken-uur protocol	n prooi-items	n uur protocol	n kuiken-uur protocol
Scheelhoek	2009	1196	113	2548	1131	95	1557
Scheelhoek	2010	997	129	2332	2757	65	823
Scheelhoek	2011				944	55	940
Scheelhoek	2012	649	83	1610	823	23	383
Scheelhoek	2013	409	79	1161	330	16	387
Markenje	2011	5526	12				
Markenje	2012	2496	13				
Markenje	2013	1250	6				
Slijkplaat	2009				165	24	349
Vogelvallei	2010				739	44	687

Tabel B-14.3 Aantal otolieten en Nereis-kaken teruggevonden in faeces van adulte grote sterns per kolonie per jaar.

Kolonie	Jaar	n otolieten	n Nereis-kaken
Scheelhoek	2009	370	53
Scheelhoek	2010	638	846
Scheelhoek	2012	441	88
Scheelhoek	2013	611	103
Markenje	2010	508	109
Markenje	2011	302	2
Markenje	2012	270	13
Markenje	2013	3342	13

6 Perceel Vogels – Aalscholver

Verspreiding & aantallen, broedecologie, foerageerecologie en gebiedsgebruik van aalscholvers uit het Breede Water
Onderzoek op basis van tellingen, braakbalanalyse en het gebruik van GPS-loggers

Voorwoord

Dit onderzoek werd uitgevoerd in het kader van de door Rijkswaterstaat Waterdienst geïnitieerde monitoring van de effecten van de natuurcompensatie maatregelen naar aanleiding van de aanleg van de Tweede Maasvlakte (MEP-MV2) binnen de grenzen van Natura 2000-gebied Voordelta. Het onderzoek naar aalscholvers binnen dit project wordt uitgevoerd door Bureau Waardenburg (BuWa) en Delta Project Management (DPM) onder de vlag van IMARES Wageningen-UR in opdracht van Deltares en Rijkswaterstaat Waterdienst (RWS).

Dit rapport dient als achtergrondrapport voor de bijdrage ten aanzien van aalscholvers in het eindrapport van het MEP-MV2 (Prins et al. in prep). De volgende personen waren betrokken bij de totstandkoming van dit rapport:

Theo Boudewijn	BuWa	projectleiding, veldwerk, analyse, rapportage
Ruben Fijn	BuWa	veldwerk, analyse, rapportage
Martin Poot	BuWa	veldwerk, analyse, rapportage
Peter van Horssen	BuWa	analyse, GIS
Stef van Rijn	DPM	veldwerk, analyse, rapportage
Mennobart van Eerden	RWS	veldwerk, analyse

Het onderzoek werd uitgevoerd in een terrein van Natuurmonumenten en alle hulp van hun zijde, met name van Han Meerman, Jan de Roon en Wouter van Steenis, werd zeer op prijs gesteld. Onze hartelijke dank gaat ook uit naar alle waarnemers van ringen en GPS-loggers die hun waarnemingen aan ons hebben doorgegeven. Verder danken wij Theo Gerrits van de firma MadeByTheo in Nijmegen, die de GPS-loggers heeft ontworpen en geleverd. Daarnaast hebbenn Kasper Hijne en Joe Phillipson van CAH Vilentum Almere met hun stage bij Rijkswaterstaat Waterdienst een belangrijke bijdrage aan het dieet-onderzoek geleverd en hielp Jori Noordenbos met het veldwerk.

6.1 INLEIDING

Naar aanleiding van de aanleg van de Tweede Maasvlakte binnen de grenzen van Natura 2000-gebied Voordelta, heeft de overheid een pakket maatregelen ontworpen om het verlies aan foerageerhabitat voor vogels te compenseren. In 2009 is begonnen met het veldwerk voor de effectmeting van deze maatregelen, waarbij oorspronkelijk de focus van het vogelwerk lag op de soorten grote stern, visdief en zwarte zee-eend.

Binnen deze effectmeting stond de voedselbeschikbaarheid voor vissen en vogels centraal bij de interpretatie van de compensatieopgave in het kader van MV2. Deze voedselbeschikbaarheid is afhankelijk van de toestand van Habitattype 1110. De aanleg van de Tweede Maasvlakte heeft, naast een afname aan oppervlak van Habitattype 1110, ook nog andere gevolgen in het gebied die van invloed zijn op de toestand van het aanwezige Habitattype 1110. Het stuk zee grenzend aan de Tweede Maasvlakte en de Haringvliet monding wordt bijvoorbeeld direct beïnvloed door veranderingen in de geofysische hoedanigheid (opslibbing en aanzanding Hinderplaat). Ook het spuiregiem van de

Haringvlietsluizen en het mogelijk openstellen ervan ("de Kier") zijn belangrijke beheermaatregelen waarvan het effect op het Habitattype 1110 bekend moet zijn om dit te kunnen onderscheiden van het effect van het ingestelde bodembeschermingsgebied. Deze factoren bemoeilijken het trekken van conclusies uit het reguliere monitoringprogramma zoals is vastgesteld tijdens de mid-term analyse van het project. Het huidige monitoringsprogramma schoot daarin tekort en er is gezocht naar aanvullend onderzoek om de verschillende kennisleemten op te vullen. Onderzoek aan een vogelsoort die direct afhankelijk is van vissoorten die sterk gerelateerd zijn aan Habitattype 1110, in tegenstelling tot vogels die afhankelijk zijn van vis aan het oppervlakte zoals de sterns, zou kunnen helpen om de bestaande onderzoeksvragen te beantwoorden.

Vanaf het begin van de effectmeting zijn tijdens de tellingen in de Voordelta ook gegevens verzameld over aalscholvers. Deze soort broedt in een grote kolonie in het Breede Water op Voorne, waardoor grote aantallen in de Voordelta foerageren en de platen in het gebied gebruiken om te rusten. Potentieel profiteren zij ook van het ingestelde bodembeschermingsgebied en net als sterns en zeehonden van de instelling van de platen als rustgebieden. Aalscholvers komen wijd verspreid en in grote aantallen voor en hun voorkomen en gebiedsgebruik, zowel foeragerend als rustend op de platen, kunnen een indicatie geven van veranderingen in het gebied, waaronder de effecten van de beheermaatregelen die getroffen zijn het kader van de natuurcompensatie. Tevens kunnen zij door hun ruime dieetkeuze van demersale vissen een indicator zijn voor de veranderingen die zich, al dan niet onder invloed van de compenserende maatregelen, in de visgemeenschap voordoen. Aalscholvers zijn in deze zin te beschouwen als 'biologisch vistuig' en vormen daarmee een toevoeging aan het huidige vismonitoringprogramma, met name doordat door middel van braakballen, verzameld van jaar op jaar en door seizoen heen, een goede beschrijving gegeven kan worden van veranderingen in de visgemeenschap in de Voordelta. Op basis van deze kennis is besloten om de aalscholver binnen het huidige kader toe te voegen aan het monitoringsprogramma.

Het beschreven onderzoek in dit rapport was erop gericht om een bijdrage te leveren aan het beantwoorden van de MEP-vragen ten aanzien van Habitat 1110. Hieronder is de hoofdvraag voor het MEP weergegeven samen met de subvragen. Hierbij zijn bij de subvragen cursief aangegeven waar voorgesteld aanvullend onderzoek ten aanzien van aalscholvers de focus zet:

<u>Hoofdvraag MEP</u>
<u>Wordt het verlies aan habitattype 1110 als gevolg van de aanleg van Maasvlakte 2 voldoende gecompenseerd?</u>

a) Is het verlies aan oppervlak van habitattype 1110 als gevolg van het ruimtebeslag, de ontwikkeling van de erosiekuil en de toename van de getijslag inderdaad 2455 ha?
b) Wat is het daaraan gerelateerde verlies aan bodemdierenbiomassa per soortgroep (als primaire maat voor de kwaliteit van habitattype 1110 in termen van voedselbeschikbaarheid voor vissen en vogels)?
c) Treedt er voldoende toename op van de bodemdierenbiomassa per soortgroep en de hoeveelheid voedsel voor beschermde/typische soorten t.o.v. de situatie voor de aanleg van Maasvlakte 2 in het bodembeschermingsgebied t.o.v. de rest van de Voordelta en zo ja, komt deze (minimaal) overeen met het verlies als gevolg van het ruimtebeslag van Maasvlakte 2, de ontwikkeling van de erosiekuil en de toename van de getijslag?
d) Is de waargenomen toename toe te schrijven aan de getroffen maatregelen (afgenomen bodemberoering in het bodem-beschermingsgebied) of ook aan andere factoren?

De subvragen van het MEP zijn vertaald in een aantal onderzoeksvragen ten aanzien van de ecologie van aalscholvers in de Voordelta en waren onderwerp van voorliggende studie:

Onderzoeksvraag 1: Hoe maken aalscholvers gebruik van de Voordelta en hoe verhouden de aantallen in 2012 zich tot die in andere jaren?
Bureau Waardenburg voert in het kader van de monitoring van de effecten van de compensatiemaatregelen voor de aanleg van de Tweede Maasvlakte een vogeltelprogramma uit waarbij vanuit een vliegtuig gekeken wordt naar de verspreiding, aantallen en gebiedsgebruik van onder andere sterns, aalscholvers en zee-eenden. Op deze manier wordt een gedetailleerd inzicht verkregen in hoeverre deze vogels afhankelijk zijn van het gebied en hoe deze aantallen fluctueren tussen de verschillende jaren.

Onderzoeksvraag 2: Hoeveel aalscholvers broeden in het Breede Water en hoe verhouden de aantallen in 2012 zich tot andere jaren?
Jaarlijks wordt in de kolonie van het Breede Water het aantal nesten van aalscholvers geteld en een inschatting gemaakt van het broedsucces door de beheerder. In 2012 is dit weer gedaan en is een meting gedaan van het broedsucces. Het aantal broedparen en het broedsucces zijn een goede maat voor de status en het succes van de populatie broedende aalscholvers in de Voordelta.

Onderzoeksvraag 3: Wat is het dieet van aalscholvers in de noordelijke Voordelta in 2012 en treden er veranderingen op in het dieet ten opzichte van eerdere jaren?
Uit onderzoek in het IJsselmeergebied en in het benedenrivierengebied is gebleken dat aalscholvers een goede indicator zijn voor het signaleren van veranderingen in de visstanden en daarmee voor veranderingen in het habitat waar ze hun prooidieren vangen. Doordat Aalscholvers braakballen maken is hun dieet eenvoudig te reconstrueren. Naast de sterns die op pelagische vis aan het oppervlak foerageren, vormen aalscholvers een tweede belangrijke groep visetende watervogels in de Voordelta. In de Voordelta vormen platvissen een belangrijk onderdeel van het voedsel van aalscholvers (Boudewijn & Dirksen 1995), waardoor ze vooral als indicator kunnen dienen voor veranderingen in met name de benthische visgemeenschappen in de (noordelijke) Voordelta. De resultaten uit dit onderzoek sluiten aan op de reguliere visbemonsteringen in het lopende programma (NCV en garnalenvisserij) en hiermee kan een vergelijking worden gemaakt. De nadruk ligt hierbij op de voor vogels belangrijke soorten (kleine platvis, grondels, puitaal, botervis, haring, sprot, zandspiering, pietermannen maar ook op zeldzamere vissoorten als fint, elft, zeeprik, zeeforel, geep, grote en kleine zeenaald). Eventuele verschuivingen in visgemeenschap en beschikbaarheid hiervan kunnen worden gerelateerd aan gegevens uit het visprogramma en spuiregime- en de doorzichtmodellen van Alkyon. Daarnaast kan op basis van het aalscholveronderzoek mogelijk ook een inschatting worden gegeven van de effecten van het voorkomen van kleine vis op de andere vogels met een N2000 doelstelling in het gebied (onderwater duikende viseters kuifduiker, fuut, roodkeelduiker en middelste zaagbek, en de scherend duikende viseters grote stern en visdief).

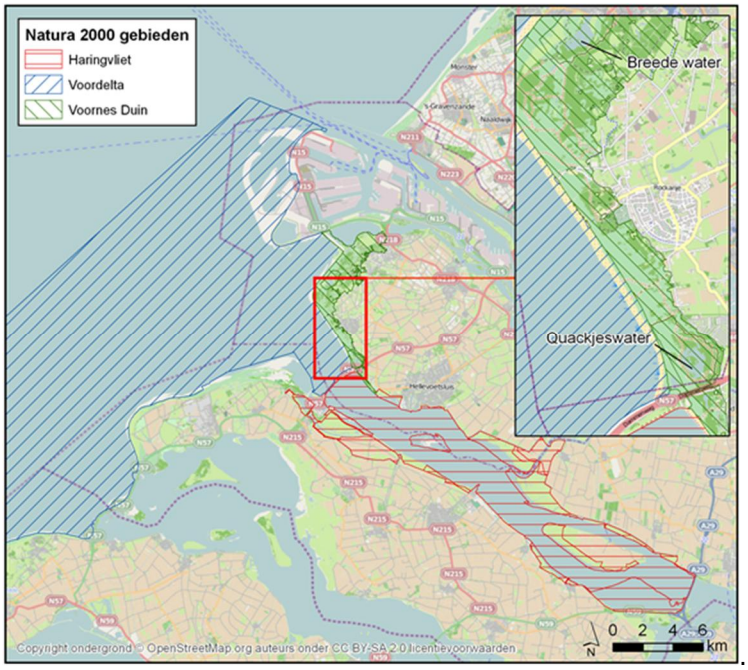
Ook in eerdere jaren werden tijdens de broedsuccesbepalingen in de kolonie ook braakballen verzameld voor het bepalen van de voedselsamenstelling van aalscholvers. Deze braakballen zijn in het kader van dit project ook geanalyseerd en deze manier kan het dieet van aalscholvers worden achterhaald in de afgelopen broedseizoenen om zo te kunnen bepalen welke vissoorten en visgrootten van belang zijn voor aalscholvers in de Voordelta.
Onderzoeksvraag 4: Waar foerageren aalscholvers uit het Breede Water, hoe lang doen ze daar over en maken broedvogels ook gebruik van de stranden en platen in de Voordelta?

Aalscholvers zijn één van de belangrijkste visetende vogelsoorten in de Voordelta en gebruiken tijdens hun foerageertochten verschillende delen van het mariene habitat. Op basis van de hierboven beschreven vliegtuigtellingen kunnen de aantallen aalscholvers en hun ruimtelijke verspreiding inzichtelijk gemaakt worden. Echter, vanuit het vliegtuig is de herkomst van de vogels (uit welke kolonie komen ze) niet vast te stellen en kan ook geen onderscheid gemaakt worden tussen broedvogels en niet-broedvogels. Dit is uitsluitend mogelijk door het aanbrengen van individuele merktekens op vogels van een bekende oorsprong. 'Traditionele' merktekens zoals ringen of kleurstoffen op het verenkleed zijn bij aalscholvers meestal niet geschikt door het donkere verenkleed en de grote afstand van waar naar de dieren gekeken moet worden. Ook zijn dit soort merktekens niet te zien als vogels vliegen of zwemmen. Een goed alternatief om verspreiding en gedrag te bestuderen is het aanbrengen van elektronische merktekens in de vorm van dataloggers of zenders (e.g. Wilson et al. 2002, Cooke et al. 2004). Dit zijn veelgebruikte methoden die met succes zijn toegepast bij verschillende soorten vogels (e.g. satellietzenders: Jouventin & Weimerskirch 1990, radiozenders: Perrow et al. 2006, licht-loggers: Phillips et al. 2004, GPS-loggers: Gyimesi et al. 2011). Deze merktekens worden aangebracht met behulp van een ring, halsband of harnas (permanent) of met lijm of tape (tijdelijk). Welk zendertype en bevestigingsmethode worden gebruikt is afhankelijk van de onderzoeksvraag, onderzoekduur, budget en soort vogel.

Aalscholvers zijn in het verleden regelmatig uitgerust met verschillende type zenders zoals VHF transmitters en GPS-loggers (e.g. Schmid et al. 1995, Gremillet et al. 1999; Guillaumet et al. 2011). Complete vliegpaden van aalscholvers door het broedseizoen heen kunnen uitsluitend worden vastgelegd met behulp van GPS-loggers. Dit type dataloggers wordt al veelvuldig gebruikt voor onderzoek aan vogels (e.g. Weimerskirch et al. 2002, Gyimesi et al. 2011), en ook leden van de aalscholverfamilie worden hiermee onderzocht (e.g. Soanes et al. 2011). Met behulp van GPS-loggers is het mogelijk om vliegpaden van individuele aalscholvers op te slaan die voedsel voor zichzelf of voor hun kuikens aan het zoeken zijn. Deze loggers stellen met een vast interval de GPS-positie vast en slaan deze op in een intern geheugen. Deze gegevens kunnen met behulp van een ontvanger uitgelezen worden.

6.2 MATERIAAL EN METHODEN

Dit onderzoek richtte zich op aalscholvers die broeden in de kolonie in het Breede Water. Het Breede Water is onderdeel van het Natura 2000-gebied Voornes Duin (Figuur 6.1). Het duingebied van Voorne heeft een grote variatie aan landschapstypen en kent daardoor een grote soortenrijkdom, zowel wat betreft flora als fauna. Twee grote duinmeren (Breede Water en Quakjeswater) liggen in het gebied alsmede meerdere kleine poelen, moerassen, grote oppervlaktes bos en struweel, duin-graslanden en natte duinvalleien. Voor diverse habitattypen, habitatrichtlijnsoorten en broedvogelsoorten van dit Natura 2000-gebied zijn instandhoudingsdoelen geformuleerd. Het doel voor de aalscholver is behoud van een populatie van 1.100 broedparen. De aalscholver broedt zowel in het Quakjeswater als in het Breede Water. In het Breede Water broeden de aalscholvers op de eilandjes en langs de randen in de bomen direct grenzend aan het open water. De aalscholvers van het Breede Water foerageren zowel in de Natura 2000-gebieden Voordelta en Haringvliet als in andere wateren in de omgeving (Dirksen et al. 1989). De Voordelta omvat het ondiepe gedeelte van de Noordzee direct liggend voor de Zeeuwse en Zuid-Hollandse eilanden. Het gebied wordt gekenmerkt door de aanwezigheid van een gevarieerd en dynamisch milieu van kustwateren (zout), intergetijdengebied en stranden, dat een relatief beschutte overgangszone vormt tussen de (voormalige) estuaria en de volle zee. De Voordelta is aangewezen als Natura 2000-gebied voor o.a. de aalscholver en het instandhoudingsdoel voor niet-broedvogels van deze soort bestaat uit een seizoengemiddelde van 480 individuen.



Figuur 6.1 Overzicht van het studiegebied

6.2.1 Verspreiding en aantallen Voordelta

Aalscholvers foerageren verspreid op zee, maar rusten ook in groepen op platen (en indien geen verstoring plaatsvindt ook op stranden). Aanwezigheid en verspreiding zijn bovendien aan het getij gerelateerd (een deel van de platen in de Voordelta is alleen bij laagwater beschikbaar). De aantallen en verspreiding van vogels is in kaart gebracht met vliegtuigtellingen. De gebruikte telmethode is een combinatie van een transecttelling en een integrale telling langs een vaste route. Het open zeegebied wordt in transecten afgevlogen, terwijl langs de kust de platen en de stranden afgevlogen worden, waarbij alle rustende groepen aalscholvers worden geteld. Er is gekozen voor een raster van een viertal transecten parallel aan de kust, zodat een goede vergelijking mogelijk blijft met de nulmeting. Doordat de transecten op relatief korte afstand naast elkaar liggen, zijn kustdwarse effecten ook met deze opzet op te sporen. De gegevens werden ingesproken op een dictafoon/cassetterecorder met exacte tijdsindicatie (op de seconde). Tegelijk liep er een GPS mee, zodat de waargenomen vogels later op een locatie geplot kunnen worden. De tellingen zijn van april tot en met september tweemaal per maand uitgevoerd. Om geen methodische verschillen te krijgen worden de tellingen voor de laagwaterperiode (start is 3 uur voor laagwater) gevlogen.

6.2.2 Broedparen en broedsucces Breede Water

In de kolonie van het Breede Water telt de beheerder (Natuurmonumenten) jaarlijks het aantal nesten. Deze telling wordt uitgevoerd vanaf een boot waarbij de hele oever van het Breede Water wordt bekeken. De telling vindt meestal plaats in juni; de periode dat de meeste vogels grote jongen hebben.

Sinds 2009 wordt door een medewerker van de Waterdienst het jaarlijks broedsucces vastgelegd. Deze opname vindt eveneens in juni plaats. Vanaf een aantal overzichtelijke plekken buiten de kolonie wordt van zoveel mogelijk nesten het aantal jongen geturfd. Hierbij wordt onderscheid gemaakt in nesten zonder jongen (mislukte broedsels), late nesten (nog

broedend of kleine jongen), “gemiddelde” nesten met grote jongen en in vroege nesten waarvan de jongen al zijn uitgevlogen (in juni een erg klein deel). Het broedsucces kan worden berekend op basis van de nesten met grotere jongen en de mislukte nesten en representeert een goed gemiddelde.

In 2012 is wat intensiever naar het broedsucces gekeken. Voor de jaarlijkse opname in juni is het broedsucces bepaald in 5 sectoren. Daarnaast is in dezelfde periode (31 mei 2012) een gedetailleerde opname gemaakt van de inhoud van zowel de nesten waarvan adulten zijn uitgerust met een GPS-logger als van de nesten in de directe omgeving van de ‘GPS-nesten’. Deze nesten waren gemakkelijk te herkennen, omdat ze na het vangen van een broedvogel een merk met nestnummer hadden gekregen. De ‘GPS-nesten’ zijn vanaf het moment van vangen tot in het stadium dat de jongen bijna vlieg vlug waren, regelmatig bekeken. Van deze nesten is het aantal jongen en de eventuele uitval nauwkeurig beschreven door steeds het aantal jongen te noteren. Tijdens al deze bezoeken zijn foto’s van deze nesten gemaakt. Door ook de omringende nesten te volgen is het mogelijk om te kijken naar een eventueel effect van het vangen van adulten en van het uitrusten vogels met loggers op het broedsucces.

6.2.3 Dieet onderzoek

Aalscholvers zijn goede indicatoren voor het signaleren van veranderingen in de visstand en daarmee voor veranderingen in het habitat waar ze hun prooidieren vangen. Aangezien Aalscholvers dagelijks een braakbal produceren met daarin de resten van de op de voorgaande dag geconsumeerde vissen (Zijlstra & van Eerden 1995), is hun dieet eenvoudig te reconstrueren op basis van de teruggevonden otolieten (gehoorbeentjes) en andere goed herkenbare delen van vissen in de braakballen. Soort en grootte van de gegeten vissen kunnen aan de hand hiervan worden gereconstrueerd en de samenstelling van de braakballen vormt een goede afspiegeling van met name het voorkomen van de meest voorkomende vissoorten (Dirksen et al. 1995). In de Voordelta vormen platvissen een belangrijk onderdeel van het voedsel van aalscholvers (Boudewijn & Dirksen 1995), maar ook diverse andere soorten worden gegeten. De aalscholver vormt vanwege zijn grote aantal en de ruime dieetkeus in vissoorten, naast de op pelagische vis foeragerende sterns, een tweede belangrijke groep visetende watervogels in de Voordelta. Het zijn mogelijk dus goede (aanvullende) indicatoren voor veranderingen in met name de benthische visgemeenschappen in de (noordelijke) Voordelta.

Vanaf 2009 worden regelmatig braakballen verzameld tijdens broedsucces bepalingen in de kolonie van het Breede Water. Ze worden geraapt onder nestbomen, zodat het monsters van broedvogels zijn. Aan de hand van deze ballen is met een niet-invasieve methode het dieet van aalscholvers bepaald om gegevens te verkrijgen over welke vissoorten en visgrootten van belang zijn voor broedende aalscholvers in de Voordelta. De ballen zijn afkomstig van de nesten aan de zuidwestzijde van de kolonie. Deze nesten zitten in het wat drukkere deel van de kolonie, zodat ze representatief zijn voor de kolonie en niet uit een minder representatieve zone in het centrum of uit een randzone van de kolonie afkomstig zijn (waar vaker onervaren vogels een plek innemen, met bijvoorbeeld een later legbegin, lager broedsucces etc.). Ze zijn random geraapt, zodat het niet alleen verse of grote/kleine ballen betreft en ze een representatief beeld vormen van het dieet van de periode (ca. maand) direct voor het rapen. Vanaf 2009 zijn voor de meeste broedseizoenen braakballen beschikbaar uit de maanden maart, mei, juli en september. In 2012 zijn aanvullend en gericht ballen verzameld bij de nesten waarvan adulten zijn uitgerust met GPS-loggers (periode 16 mei t/m 7 juni). In juli (in de periode dat jongen reeds vlieg vlug waren) zijn als extra aanvulling ballen geraapt onder

een viertal bomen om te kijken naar individuele verschillen van dieren in vergelijking met de spreiding van de diëten van broedvogels van de 'GPS-nesten'.

Om vislengte en visgewicht uit otolietlengte te kunnen reconstrueren zijn bestaande regressieformules uit de literatuur zoveel mogelijk aangevuld met regressies van gebiedseigen vissen. Hiervoor werden vissen uit het monitoringsprogramma van IMARES gebruikt. Deze werden gewogen en gemeten (voor de vislengte-visgewicht relatie) en van een representatief deel van de vissen uit de totale lengterange werden otolieten uitgeprepareerd en gemeten (voor de otolietlengte-vislengte relatie).

Otolieten uit bestaande referentiecollecties van het voormalige RIZA, Bureau Waardenburg, IMARES en uit de literatuur vormen samen met de nieuwe referentiecollectie uit de Voordelta een goede basis voor identificatie van otolieten uit braakballen verzameld in de kolonie in het Breede Water. De otolieten uit braakballen werden vrijwel allemaal geïdentificeerd. Ze werden op linker en rechter otolieten gesorteerd, zodat het grootste aantal (max. van links of rechts) werd gemeten. In sommige gevallen (>50 vissen van bv. grondels, zandspieringen of kleine 0+ platvis) werd een representatieve steekproef van de otolieten gemeten. De gemeten otolietlengten afkomstig van de visresten uit de braakballen werden ingevoerd in een Excel spreadsheet en hieraan werden de relaties otolietlengte-vislengte en de gebied specifieke relaties vislengte-visgewicht toegevoegd. Op deze wijze kan de grootte en het gewicht van de geconsumeerde vissen berekend worden.

Om informatie te verkrijgen over het foerageergedrag en de dagritmiek van aalscholvers in het Breede Water, in aanvulling op het onderzoek met GPS-loggers, zijn op 2 dagen (24 mei en 14 juni) vanaf 2 observatieposten in- en uitvliegende aalscholvers geteld.

6.2.4 Gebiedsgebruik van broedende aalscholvers

Op 26 april, 2 mei en 3 mei 2012 zijn 11 adulte aalscholvers in de kolonie van het Breede Water gevangen met behulp van strikken in het nest en klapvallen op de rand van het nest. De nesten van deze 11 vogels (4♂, 7♀) bevonden zich in de late ei-fase, vlak voor uitkomst van de eieren, en in de vroege kuikenfase met kuikens van maximaal een week oud. Tijdens het vangactie zijn de eieren in het nest tijdelijk vervangen door namaakeieren. De weggenomen eieren zijn op temperatuur gehouden in een warmhoudbox. Vanuit een schuilplek nabij het nest zijn de vangmiddelen in de gaten gehouden. De 11 gevangen vogels zijn uitgerust met een aluminium ring van het Vogeltrekstration en met een GPS-logger ontwikkeld door Madebytheo, Nijmegen (Figuur 6.2). Tevens zijn 9 vogels voorzien van een kleurring (groen met witte letter combinaties). Loggers (massa 65 g) waren 85 (l) x 35 (b) mm groot met een variabele hoogte (max. 20 mm) ten behoeve van de stroomlijn om een zo gering mogelijke weerstand onder water te veroorzaken (gebaseerd op Bannasch *et al.* 1994, Vandenabeele & Wilson 2011). Het gewicht van de loggers komt overeen met ongeveer 2,6% (range 2,2 – 3,2%) van het lichaamsgewicht van de vogels. Dit correspondeert met de tegenwoordig veelal aangehouden limiet van 3% voor vogels (Phillips *et al.* 2003, Fair *et al.* 2010, Vandenabeele *et al.* 2011a), hoewel voor één van de vogels deze limiet werd overschreven. Het aanbrengen van een logger vraagt ongeveer 10 minuten waarna de vogel wordt vrijgelaten. De GPS-loggers zijn op de rug bevestigd met behulp van een speciaal ontworpen flexibel harnas van teflon dat eerder is gebruikt bij verschillende soorten reigers, meeuwen en ganzen (Van der Winden *et al.* 2010' Voslamber *et al.* 2010, Gyimesi *et al.* 2011, Van der Winden *et al.* 2011). De bevestigingsmethode is eerst uitgebreid getest bij aalscholvers in gevangenschap (Fijn *et al.* 2012).

GPS-loggers slaan met een vooraf in te stellen vast interval de GPS positie van de logger op (en daarmee ook van de vogel) in hun geheugen. Daarnaast worden gegevens over de tijd, nauwkeurigheid van de peiling, snelheid van de logger en temperatuur opgeslagen. Dit type dataloggers is al veelvuldig gebruikt in het verleden bij kuifaalscholvers (e.g. Soanes et al. 2011), maar dit is de eerste keer dat ze worden gebruikt bij gewone aalscholvers. In de GPS-loggers zijn twee verschillende regimes geprogrammeerd. Zes loggers (i001, i010, i011, i012, i013 en i014) slaan om de dag elke 2 minuten tussen 4:00 en 22:00 de GPS posities op. Tijdens de nacht wordt elk uur 1 positie genomen. In 5 loggers (e015, e016, e017, e018 en e019) zijn elke dag om de 4 minuten de GPS posities opgeslagen tussen 4:00 en 22:00. Ook hier is tussen 22:00 en 4:00 elk uur maar 1 positie genomen. Op basis van de batterij-capaciteit en stroomverbruik in actieve modus was de verwachte levensduur van de loggers ongeveer 80 dagen. Aalscholvers bleken wel aandacht te besteden aan het harnas maar leken hiervan geen last te ondervinden (Fijn et al. 2012; veldobservaties R. Fijn, M.J.M. Poot, T.J. Boudewijn, S. van Rijn, M.R. van Eerden).

Tijdens twee momenten op de dag, ’s ochtends vroeg en ’s avonds laat was het mogelijk om via een laptop en Bluetooth verbinding contact te maken met de loggers. Hiermee konden de gegevens uitgelezen worden tot op een afstand van ongeveer 800 m (Figuur 6.3), afhankelijk van de weersomstandheden. Later in het seizoen kon op drie momenten van de dag (ook in de middag) contact gemaakt worden met de loggers om gegevens uit te lezen. Op 17 verschillende dagen tussen 2 mei en 24 juli 2012 is geprobeerd om gegevens te downloaden in het veld. Meestal is dit geprobeerd in de kolonie tussen 18:30 en 23:30. Een enkele keer is ook vroeg in de ochtend gezocht naar aalscholvers met GPS-loggers. Daarnaast is later in het seizoen regelmatig geprobeerd vogels terug te vinden in het veld en is gezocht met de ontvangstapparatuur op de stranden en blokkendammen van de Tweede Maasvlakte, in de monding van de Nieuwe Waterweg en vanaf de Blokkendam bij Hoek van Holland. Daarnaast is één keer geprobeerd om vanuit het vliegtuig te zoeken naar vogels met GPS-loggers in de gehele Voordelta. Helaas was dit laatste niet succesvol. Ook is geprobeerd om vogels met GPS-loggers met een boot terug te vinden in het Hinderplaatgebied en langs de Tweede Maasvlakte. Ook dit was niet succesvol, maar dat werd waarschijnlijk veroorzaakt door het slechte weer en hoge golfslag in die periode, waardoor het moeilijk was om de ontvangstapparatuur stil te houden.



Figuur 6.2 GPS-logger op Aalscholver. Foto S. van Rijn.



Figuur 6.3 Uitleesstation aan de rand van kolonie met antenne. Foto M. Poot.

De verkregen gegevens van succesvolle pogingen om data te downloaden in het veld zijn op kantoor in een Postgres database ingevoerd en daarna verder met QuantumGIS verwerkt. Alle GPS posities zijn beoordeeld en geclassificeerd op basis van een aantal opgeslagen karakteristieken van de positie. Deze classificatie bestond uit de volgende gedragsklassen: rusten, foerageren, vliegen en aanwezigheid in de kolonie. Tot aanwezig in de kolonie werden alle GPS posities gerekend die binnen een polygoon lagen, die getrokken was rondom het Breede Water (Figuur 6.4). De andere gedragsklassen werden gerekend tot gedrag buiten de kolonie. Tussen deze gedragsklassen werd onderscheid gemaakt op basis van een standaard filter waarin de opgeslagen snelheid en temperatuur van een GPS positie leidend waren (Rusten: snelheid = 0 en temperatuur > 18 graden; Vliegen: snelheid > 5 km/uur; Foerageren: snelheid is tussen 0 en 5 km/uur en temperatuur < 18 graden). Dit levert een correcte classificatie op van ongeveer 85% van de punten. De overige punten zijn handmatig gecorrigeerd in QGIS. Deze uitbijters werden beoordeeld en geclassificeerd op basis van temperatuur, temperatuurverloop, habitat en omliggende GPS posities (bijvoorbeeld een niet-geclassificeerd punt waarvan de temperatuur laag is en tussen twee foerageerposities in ligt, kreeg de classificatie 'Foerageren'). Soms werden sterk afwijkende locaties of gedragingen gevonden. Hiervoor is handmatig naar de nauwkeurigheid van de posities en de tijd die nodig was om de positie te verkrijgen (ook positie karakteristieken die door de GPS-logger worden opgeslagen) gekeken om een definitieve classificatie te kunnen verkrijgen. In een aantal van deze uitzonderlijke gevallen zijn de oorspronkelijke classificaties uit het automatische filter handmatig bijgesteld. De uiteindelijke database is gebruikt voor de analyses en op basis van deze database zijn kaarten gemaakt in ArcGIS.

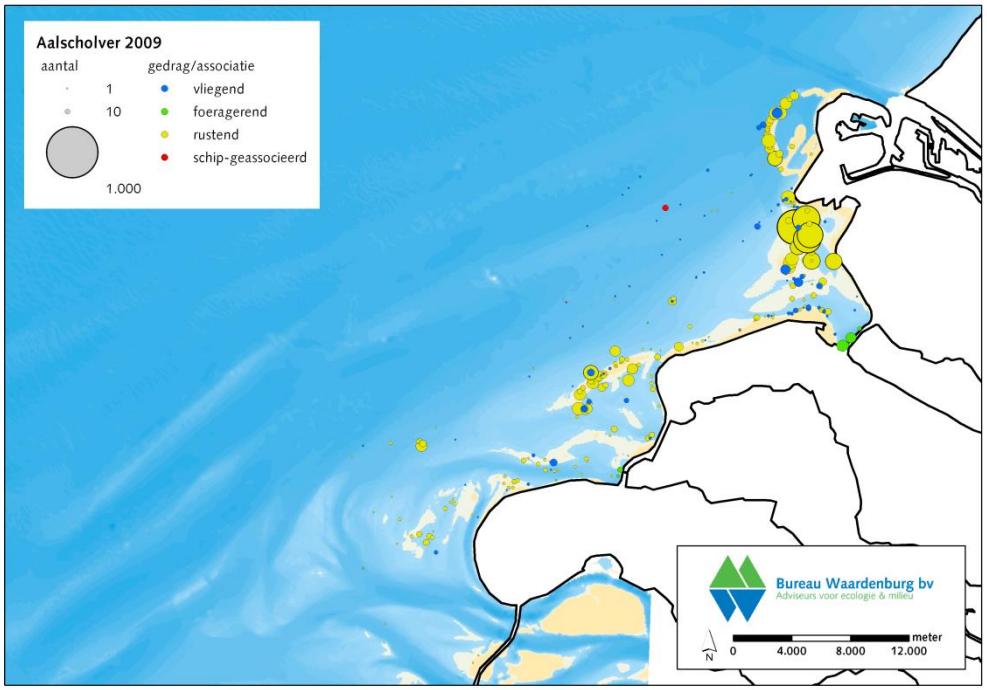


Figuur 6.4 Polygoon rond de aalscholverkolonie in het Breede Water. Alle GPS-posities binnen de polygoon werden tot "aanwezig in kolonie" gerekend.

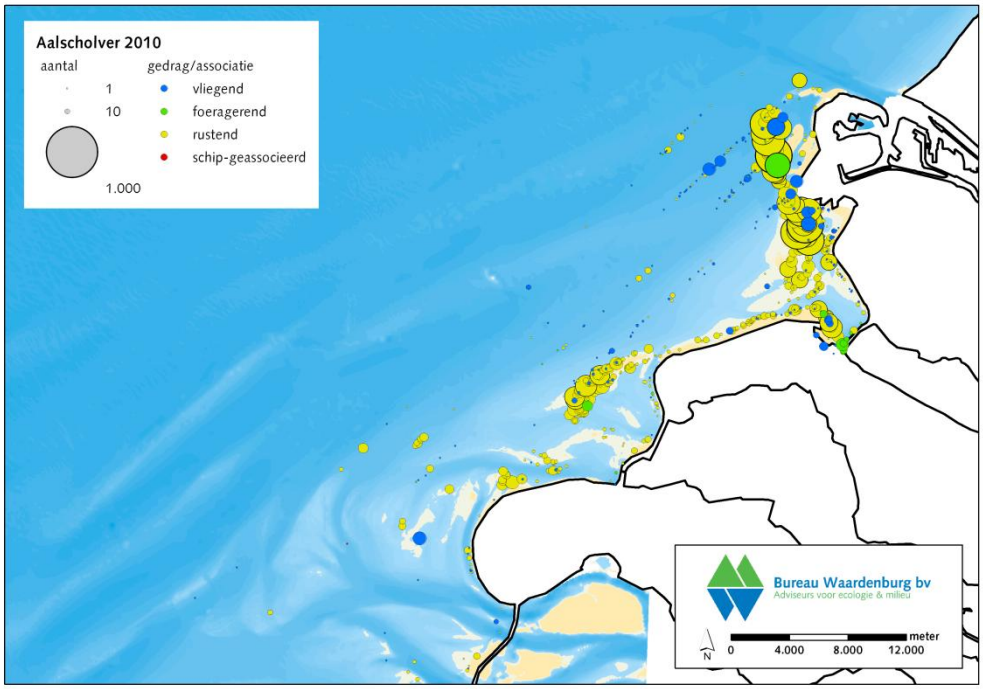
6.3 RESULTATEN

6.3.1 Verspreiding en aantallen Voordelta

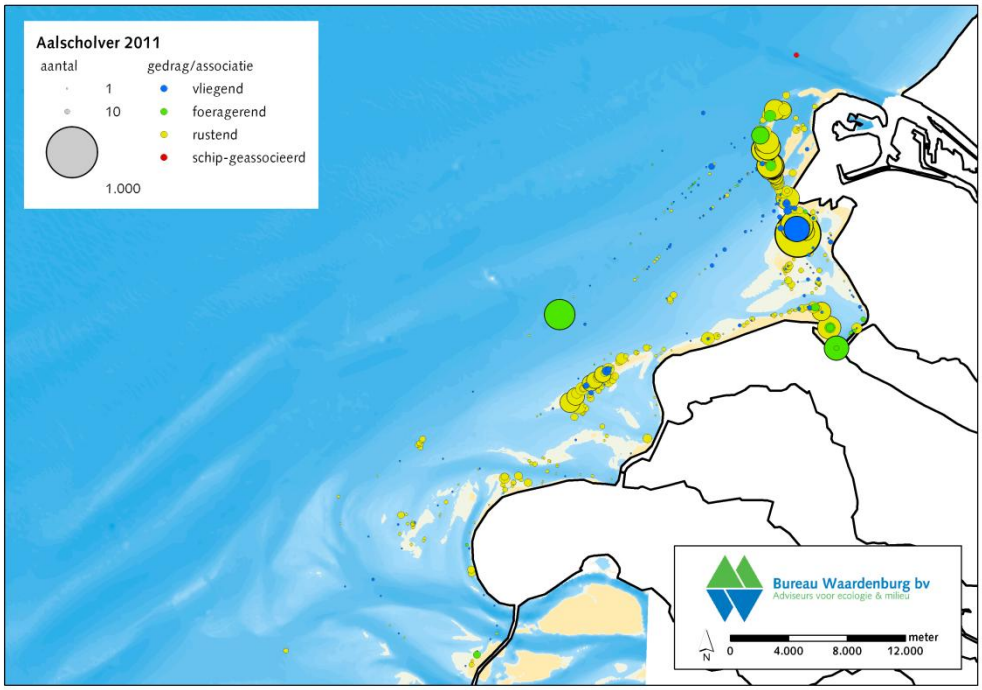
De cumulatieve verspreidingspatronen van de aalscholver in de vier verschillende jaren kwamen sterk overeen (Figuur 6.5 t/m 6.8). De grootste aantallen aalscholvers komen ter hoogte van de kolonie van het Breede Water voor. Het gaat hierbij zowel om rustende en foeragerende vogels, als om vliegende vogels, die pendelvluchten van en naar de kolonies op Voorne maken. Tijdens de vliegtuigtellingen is slechts een zeer beperkt aantal aalscholvers foeragerend achter kotters waargenomen. Wel is dit elk jaar een paar keer waargenomen. Mogelijk is het foerageren achter kotters een belangrijker fenomeen dan het nu lijkt, omdat het foerageren achter kotters zeer succesvol kan zijn. Hetzelfde geldt voor het sociaal foerageren van aalscholvers. Dit is ook een paar keer waargenomen, waarbij het om relatief grote groepen, tot een paar honderd vogels, kan gaan. Overigens profiteren ook veel andere vogels als grote sterns hiervan, omdat de aalscholvers fungeren als drijvers, die prooivissen naar het oppervlak kunnen jagen.



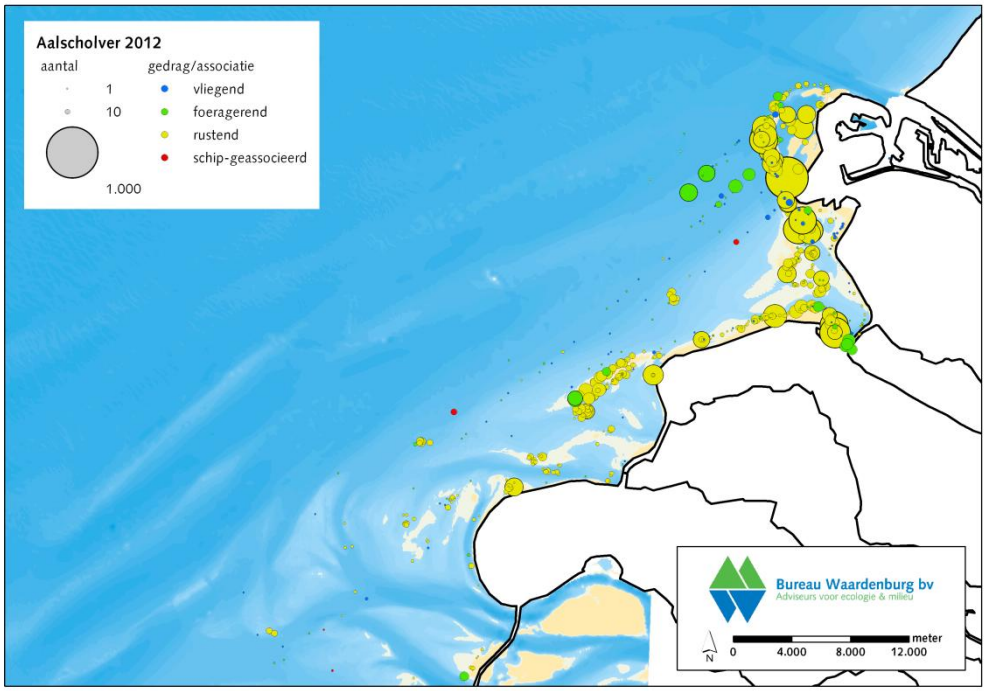
Figuur 6.5 Cumulatieve verspreiding van aalscholvers in de Voordelta in 2009 (op basis vliegtuigtellingen in april-augustus).



Figuur 6.6 *Cumulatieve verspreiding van aalscholvers in de Voordelta in 2010 (op basis vliegtuigtellingen in april-augustus).*



Figuur 6.7 *Cumulatieve verspreiding van aalscholvers in de Voordelta in 2011 (op basis vliegtuigtellingen in april-augustus).*

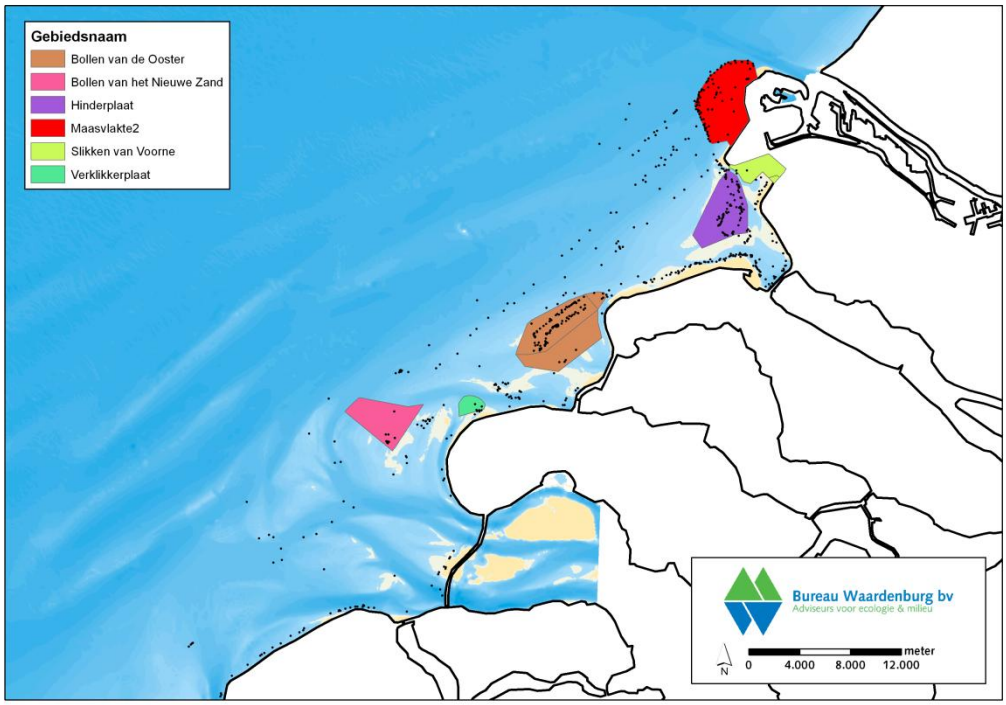


Figuur 6.8 *Cumulatieve verspreiding van aalscholvers in de Voordelta in 2012 (op basis vliegtuigtellingen in april-augustus).*

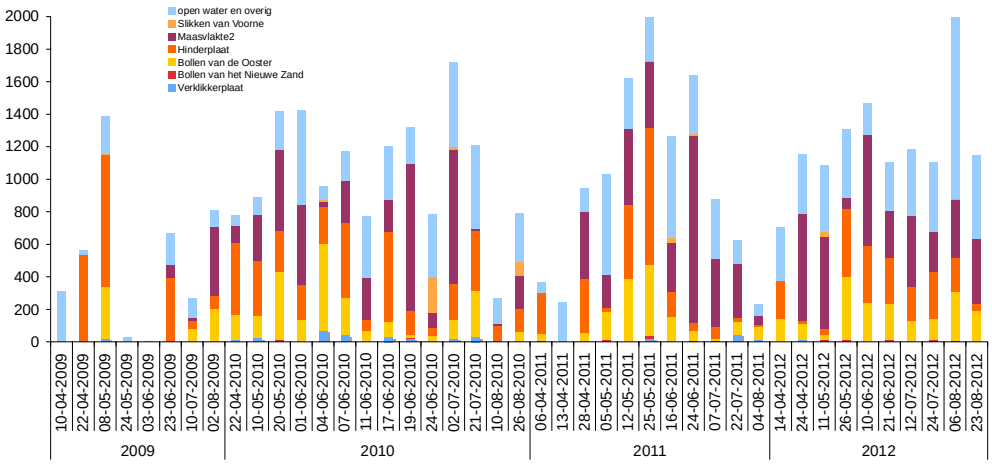
Rustende aalscholvers op platen en stranden blijken relatief verstoringsgevoelig te zijn. De vogels vliegen bij nadering van een mens al op een afstand van een paar honderd meter op. Aangezien aalscholvers zeer ruim verspreid in de Voordelta voorkomen, zijn zij hiermee een goede indicator van de actuele verstoringsdruk door menselijke activiteiten zoals plaatbezoek van rustgebieden (naar inschatting tot maximaal een uur terug in de tijd). Tijdens de tellingen vanuit de lucht zijn verschillende malen verstoringen van aalscholvers door menselijke activiteiten zoals wandelaars op het strand waargenomen. Ook was in het veld vaak goed af te leiden dat het ontbreken van aalscholvers op sommige stranddelen het gevolg was van verstoringen die kort daarvoor moeten hebben plaatsgevonden.
Als onderdeel van de natuurcompensatie zijn verschillende gebieden binnen de Voordelta aangewezen als rustgebieden (Figuur 6.9). Per rustgebied kan het gebruik door aalscholvers worden bepaald (Figuur 6.10), waaruit duidelijk effecten van verstoringen blijken. Op 26 mei 2012 is bijvoorbeeld het eerste deel van het strand van de Tweede Maasvlakte voor het publiek toegankelijk. In Figuur 6.10 is te zien dat op deze dag het aantal aalscholvers op de Tweede Maasvlakte een dip kende, terwijl er verhoogde aantallen op de Hinderplaat en de Bollen van de Ooster voorkwamen. In de periode daarna lijkt de situatie weer gestabiliseerd met weer redelijke aantallen rustende aalscholvers op de Tweede Maasvlakte. Een deel van de buitencontour is namelijk nog steeds niet toegankelijk voor publiek door een afzetting met containers. Hoewel hier bij tijd en wijle verstoringen optreden door werkzaamheden (eigen waarnemingen), is het hier nog steeds relatief rustig, waardoor aalscholvers hier nog steeds in relatief grote groepen kunnen rusten. Het gebruik van de Tweede Maasvlakte is dus alleen ruimtelijk iets veranderd na 26 mei 2012.

Figuur 6.11 geeft verspreidingsbeelden per telling in de periode april – augustus 2012. Op dagen dat de telling in het weekend plaatsvond werden de stranden van Goeree niet gebruikt door aalscholvers. Waarschijnlijk is dit het gevolg van verstoring door met name wandelactiviteiten van mensen op deze stranden. Op 11 mei en 24 juli 2012, doordeweekse

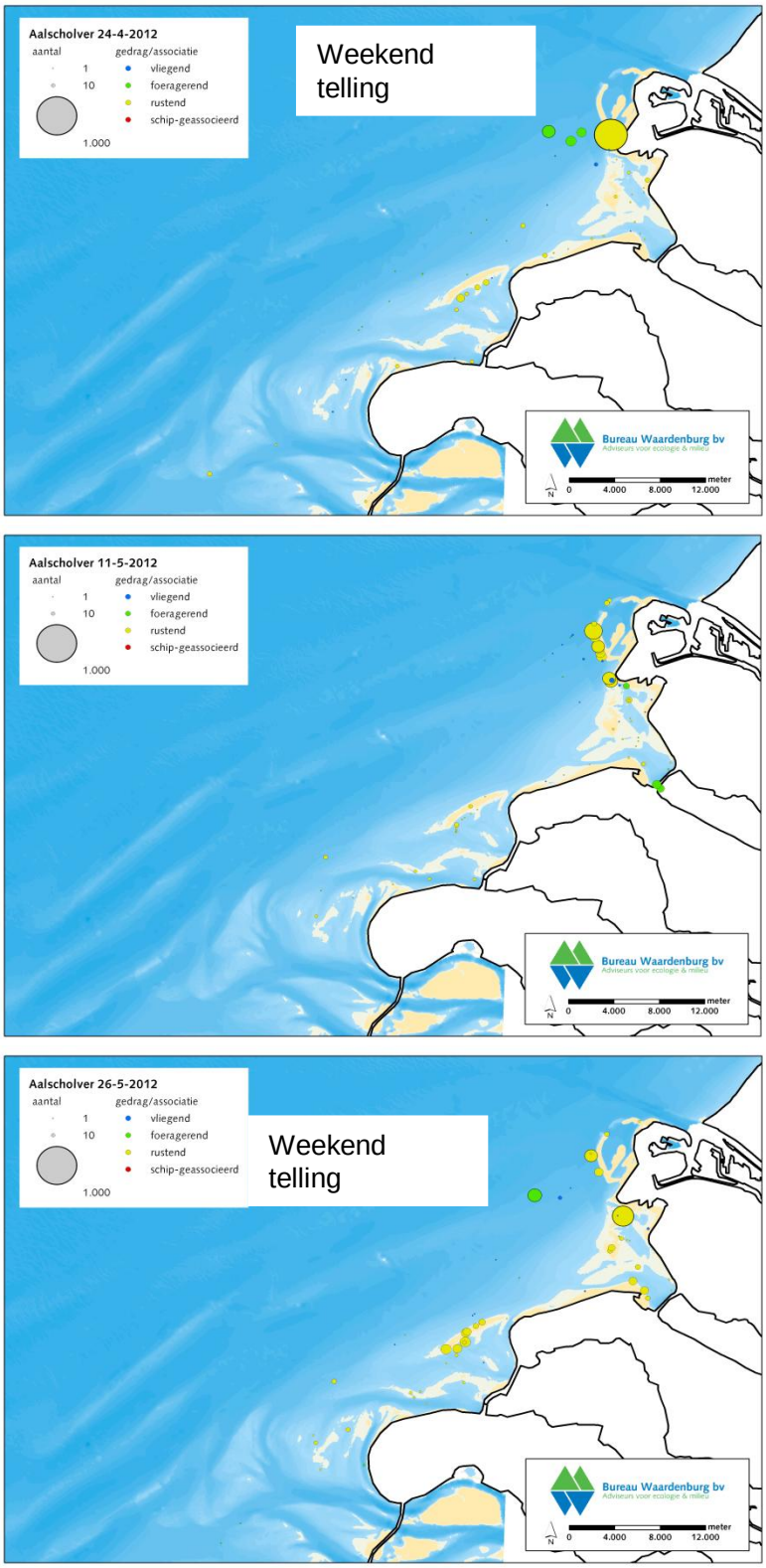
dagen, waren de aantallen rustende aalscholvers op de stranden van Goeree overigens ook laag. 24 juli was een warme zomerse dag in de vakantieperiode, een dag waarop door de vele badgasten het strand vermoedelijk ongeschikt was als rustgebied voor aalscholvers. Onduidelijk is waarom op 11 mei slechts lage aantallen aalscholvers gebruik maakten van de stranden van Goeree.



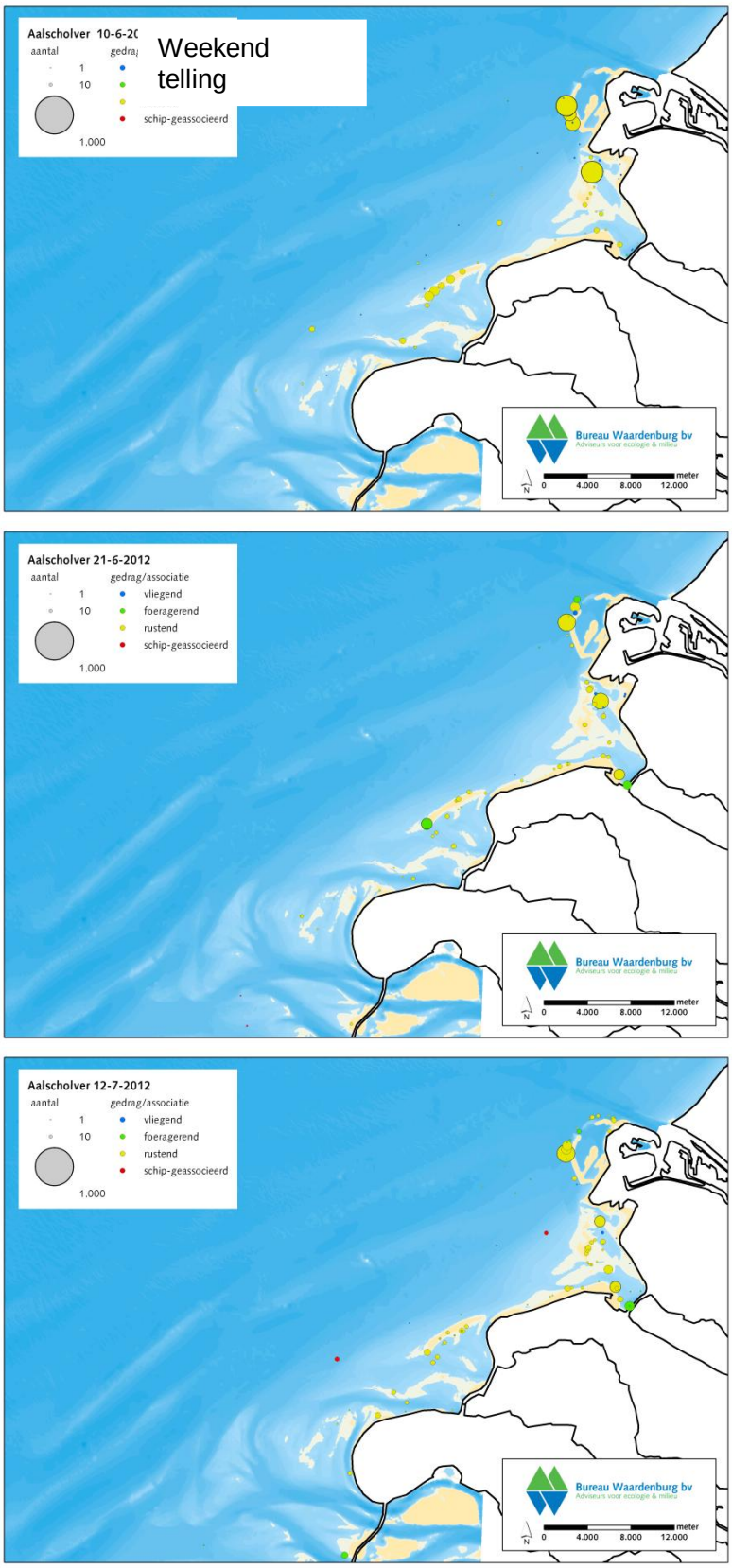
Figuur 6.9 *Begrenzingen van de rustgebieden in de Voordelta en de toekenning van de aalscholverwaarnemingen hieraan. De Tweede Maasvlakte is geen begrensd rustgebied.*



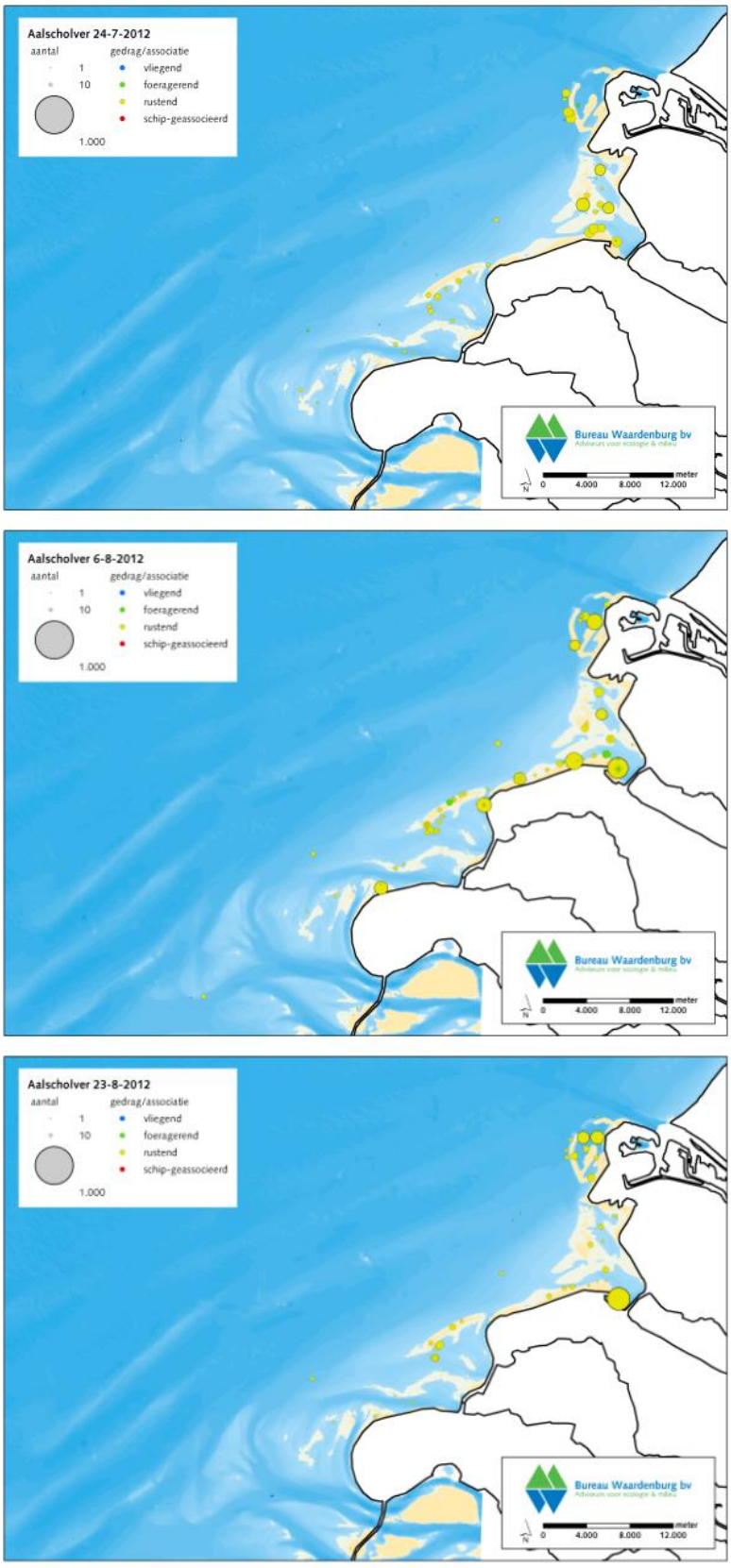
Figuur 6.10 *Aantallen aalscholvers in de Voordelta in 2009 - 2012 (april-augustus) met een onderverdeling naar verschillende deelgebieden in de Voordelta, met onderscheid naar de ingestelde rustgebieden en de Tweede Maasvlakte (zie figuur 6 voor de begrenzingen van de rustgebieden en voor de Tweede Maasvlakte).*



Figuur 6.11 a-c Verspreiding van aalscholvers in de Voordelta in 2012 per telling. Indien de telling in het weekend plaatsvond is dit aangegeven.



Figuur 6.11d-f. Verspreiding van aalscholvers in de Voordelta in 2012 per telling. Indien de telling in het weekend plaatsvond is dit aangegeven.

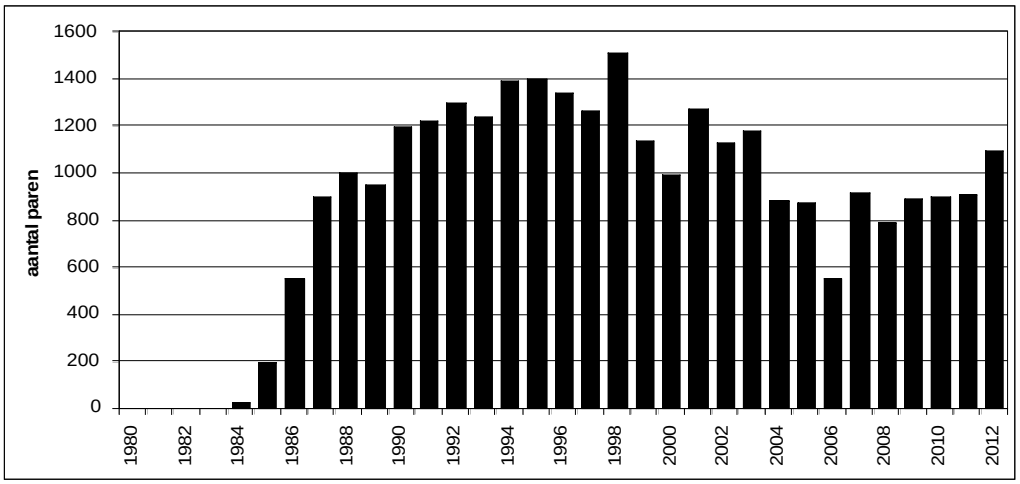


Figuur 6.11g-i Verspreiding van aalscholvers in de Voordelta in 2012 per telling. Indien de telling in het weekend plaatsvond is dit aangegeven.

6.3.2 Broedparen en broedsucces

Aalscholvers vestigden zich in het Breede Water in 1984 (Bakker & Lok 1985). Het aantal broedparen in de kolonie groeide sindsdien gestaag en bereikte een piek in 1998. Vervolgens namen de aantallen af tot een stabiel aantal van ongeveer 900 paren in 2004. In 2012 broedden circa 1.100 paren in het Breede Water (Figuur 6.12).

Het broedsucces in de kolonie in het Breede Water schommelt jaarlijks, maar ligt vaak in de orde van grootte van 1,6 - 2,2 jongen per nest. Dat is vrij hoog in vergelijking met het broedsucces van aalscholvers in andere gebieden, zoals in de grote kolonies uit het IJsselmeergebied waar het broedsucces vaak minder is dan 1,0 jong per nest (Van Rijn & van Eerden 2002). In 2012 was het broedsucces in het Breede Water 1,7 jongen per nest. Dit varieerde tussen de verschillende delen van de kolonie (Tabel 6.1)



Figuur 6.12 Aantalsverloop van aalscholverbroedparen in het Breede Water in de periode 1980-2012 (bron Natuurmonumenten).

.

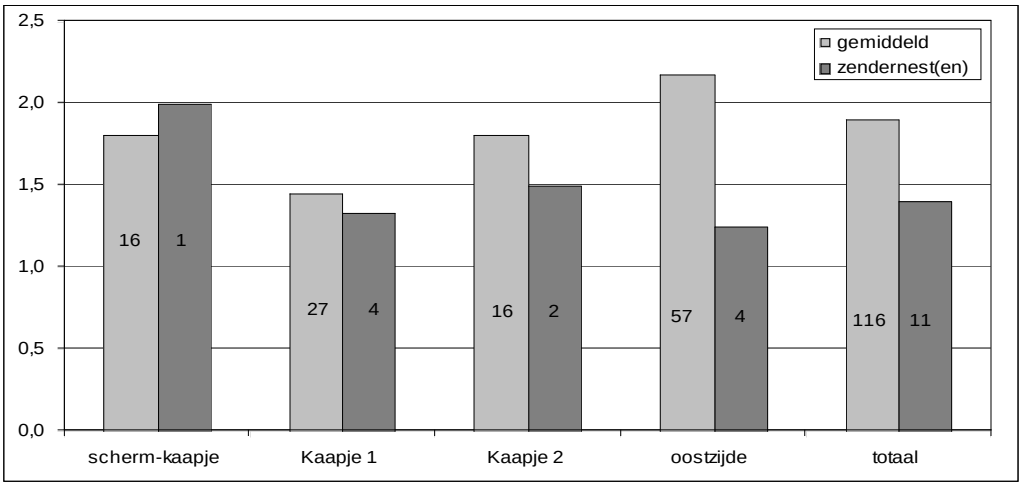
Tabel 6.1 Broedsucces van aalscholvers in 2012 per sectie in de kolonie van het Breede Water.

Gebied	aantal jongen						Totaal	Broedsucces
	0	1	2	3	4	B		
	6	7	18	12	1	4	48	1,89
B	7	25	18	6	2	6	64	1,50
C	6	10	32	19	1	6	74	1,99
D	1	5	10	6		3	25	1,95
E	12	23	39	18		5	97	1,68
F	10	19	40	9	1	1	80	1,65
Allen	42	89	157	70	5	25	388	1,74



Het broedsucces van nesten in de directe omgeving van de nesten waarvan een adult was uitgerust met een GPS-logger was gemiddeld iets hoger dan het broedsucces van de GPS-nesten zelf (Figuur 6.13 en Tabel 6.2). Voor de vangacties zijn, vanwege de veiligheid van zowel vangers als vogels, vooral de lagere nesten genomen. Aalscholvers nestelen bij voorkeur hoog in een boom (Boudewijn & Dirksen 1994), zodat lager gelegen nesten veelal

door iets mindere kwaliteit vogels worden benut, die niet alleen later aan de broedcyclus beginnen maar ook vaak een lager broedsucces hebben (Boudewijn & Dirksen 2001).



Figuur 6.13 Broedsucces in 2012 van nesten waarvan één van beide ouders een zender gekregen heeft in vergelijking met nesten in de directe omgeving van deze nesten (N= aantal nesten).

Tabel 6.2 Broedbiologie van de nesten waarvan één van beide ouders een zender heeft gekregen.

				aantal jongen						
Nestcode	Geslacht zendervogel	Geschat legbegin	Legsel	vangdag	16 mei	24 mei	31 mei	7 juni	uitgevlogen	Opmerking
i001	Man	2-mei	3 ei	2 ei	4 ei	-	-	-	-	24 mei nest leeg
i010	Vrouw	30-apr		3 ei	-	-	-	-	-	2 mei juv's, 16 mei nest gevallen
i011	Vrouw	26-apr	4 ei	4	2	2	2	2	2	
i012	Vrouw	24-apr		3	2	2	2	2	2	
i013	Vrouw	23-apr		2	2	1	1	1	1	
i014	Vrouw	28-apr		3	2	2	2	2	2	
e015	Man	?		?	1	1	1	-	-	jong vermagerde en stierf
e016	Man	24-apr		3	3	3	2	2	2	
e017	Vrouw	17-apr		2	2	2	2	2	2	
e018	Vrouw	27-apr		3	3	3	3	3	3	
e019	Vrouw	29-apr	4 ei	3	-	-	-	-	-	16 mei nest leeg

6.3.3 Dieet onderzoek

6.3.3.1 Onderzochte monsters

Uit de periode 2009-2013 zijn in totaal 595 braakballen van aalscholvers in het Breede Water verzameld en onderzocht. Hiervan vallen er 485 in de reguliere bemonstering van eens per twee maanden in het broedseizoen (Tabel 6.3) en 110 zijn afkomstig van individuele zendernesten (mei-juni 2012) (zie Tabel 6.4). Er zijn resten gevonden van tenminste 49 vissoorten met in totaal 11.064 vissen. Dat geeft aan dat aalscholvers vrijwel het hele spectrum aan vissoorten in de Voordelta en de directe omgeving kunnen benutten. In de Tabellen 6.5 t/m 6.8 wordt een overzicht gegeven van alle gevonden vissoorten en bijbehorende, geconsumeerde gewichten op basis van de onderzochte braakballen, overall en voor de nesten waarvan een vogel uitgerust was met een GPS-logger.

Tabel 6.3 Aantal onderzochte braakballen uit de reguliere bemonstering.

	maart	**mei**	**juli**	**september**	**totaal**
2009		31		26	57
2010		33	25	34	92
2011	28	30	29	32	119
2012	22	19	16	43	100
2013	19	30	38	30	117

Tabel 6.4 Aantal onderzochte braakballen van nesten waarvan één van beide adulten werd uitgerust met een GPS-logger (2012).

	16-5	**24-5**	**31-5**	**7-6**
i001	3			3
i010	4			1
i011	5	5	7	1
i012		10	4	
i013		6	6	2
i014		3	3	3
e015	1	4	2	3
e016	2	2		1
e017		3	4	3
e018	1	4	4	8
e019	1			1

Tabel 6.5 Totaal aantal vissen per soort in de braakballen per periode uit de reguliere bemonstering.

	2009		2010			2011				2012				2013			
	mei	sep	mei	jul	sep	mrt	mei	jul	sep	mrt	mei	jul	sep	mrt	mei	jul	sep
Baars						62			16	9	2			92	17		
Blankvoorn						37			12	45	10		2	43	332	1	
Bot		11		1	8	4	12					1				9	
Botervis			1					2	2				1			1	
Brakwatergrondel						2											3
Brasem						1			1						30		
Cyprinide sp.						1			6	24	2			6			
Dikkopje		9		1	2		1		8	1	1	1			9		
Dwergtong	19	5	7	8	1		3	3	2	1		2			2	29	
Fint				1													
Garnaal	4	19	17	13	21			1	10	7		1	131		40	24	16
Griet	5	1	8	9	1		1		2	3		1					
Grondel sp.	1	3	34	7	682	1	3	1	487	11	3		423		6	77	56
Haring			1		2	1		1	2				10			2	
Harnasman	1		4		4			15	7			2	4		8		3
Horsmakreel	2					1	2	4		6		2	1	9		9	3
Kabeljauw		2			4		1	1	4	1		2	5	1		4	13
Kabeljauwachtige						1											
Karper														1			
Kleine pieterman	1				4							1				1	2
Kolblei						1											
Koolvis		1															
Kornaarvis											2		5				
Krab	2			1	5	6			1		2		4		4		
Kreeft											2					2	
Lozano's grondel							3	1	1								
ongedetermineerd			1			1	3	1			1						
Pitvis	1				6		5		3	1	1	6	3		7	4	
Platvis sp.													8				
Pos						74				3	3			1			
Puitaal								1				3				2	
Rietvoorn										3				6			
Rode poon			2	3	2		1	2	1		1	3			4		
Sardien		2	1				2		2						1		
Schar	139	41	142	86	47	51	126	62	26	28	118	11	14	10	163	108	4
Schelvis				1													
Schol	89	275	207	67	190	31	250	156	94	9	29	56	87	14	82	208	81
Schurftvis	20	6	5	7	3	7	24	13	4	3	4	10	2	1	44	75	9
Slakdolf													1				
Smelt	1		1	3	1	5	5	1			2		1		1	3	
Snoek														2			
Snotolf						1	1	2		1			4				
Spiering					1	2			3			7				1	
Sprot								2	1								
Steenbolk		20		4	12	21		2	1				7		9	1	1
Tarbot																1	
Tong	48	39	25	87	42	21	67	61	31	4	7	36	57	1	50	76	25
Tongschar	6	2	3	1	2	3	13	2	3	1	1	1	1	1	6	7	

	2009		2010			2011				2012				2013			
Vijfdradige meun					1												
Vorskwab													1				
Wijting	24	4	12	3	3		22	9	19	3	2	1	122		1	6	3
Winde						3			1	9				1			
Zandspiering		8	230	10	33	124	78	17	2	87	17		2		46	40	1
Zeebaars			1			5						1			2	1	
Zeedonderpad	1	1		1	7	15	4	8	20		2	1	79		3	3	7
Zwarte grondel	1		2	38	58	24	4		25	4	134		13		135	16	97
Totaal	**365**	**449**	**704**	**352**	**1142**	**506**	**631**	**368**	**797**	**264**	**344**	**149**	**988**	**189**	**1002**	**711**	**324**

Tabel 6.6 Totaal visgewicht per soort (gram) in de braakballen per periode uit de reguliere bemonstering (voor garnalen, krabben en kreeften is geen gewicht gebruikt, voor ongedetermineerde vissen is een gemiddeld gewicht van een geconsumeerde zoutwatervis uit dezelfde periode gebruikt).

	2009		2010			2011				2012				2013			
	mei	sep	mei	jul	sep	mrt	mei	jul	sep	mrt	mei	jul	sep	mrt	mei	jul	sep
Baars						593			202	128	247			1958	448		
Blankvoorn						557			993	600	701		491	1311	1165	21	
Bot		347		122	263	10	370					2				214	
Botervis			71					46	40				71			6	
Brakwatergrondel						1											2
Brasem						33			67						228		
Cyprinide sp.						17			23	89	27			77			
Dikkopje		7		0	2		0		10	0	1	2			1		
Dwergtong	84	30	36	57	2		22	22	12	1		6			24	136	
Fint				156													
Garnaal																	
Griet	12	38	322	109	3		15		33	228		3					
Grondel sp.	1	0	27	1	415	1	1	0	264	1	1		31		3	36	3
Haring			73		157	311		42	115				238			82	
Harnasman	1		5		51			66	46			8	14		27		31
Horsmakreel	440					10	218	1021		1613		296	409	1661		837	651
Kabeljauw		37			898		208	0	476	62		175	912	257		944	2762
Kabeljauwachtige						0											
Karper														206			
Kleine pieterman	15				73							8				13	19
Kolblei						9											
Koolvis		11															
Kornaarvis											2		10				
Krab																	
Kreeft																	
Lozano's grondel							2	0	0								
ongedetermineerd			11			6	34	20			1						
Pitvis	13				42		68		29	4	4	27	165		97	244	
Platvis sp.													3				
Pos						578				12	3			2			
Puitaal								207				136				29	
Rietvoorn										25				14			
Rode poon			80	22	14		11	73	4		112	38			309		
Sardien		141	37				71		22						1		
Schar	3964	961	5595	2463	1890	1829	4495	2947	1075	729	4142	408	445	75	7955	4646	155
Schelvis				7													
Schol	1330	3696	5377	1472	2405	1107	5750	3651	2716	223	693	872	1276	158	1716	3537	1570
Schurftvis	190	53	36	73	22	68	226	136	24	24	46	93	12	5	389	690	172
Slakdolf													1				
Smelt	3		10	16	6	12	45	4			28		20		15	12	
Snoek														58			
Snotolf						1	1	2		3			13				
Spiering					56	1			40			51				8	
Sprot								15	4								
Steenbolk		489		62	206	959		6	8				82		483	0	18
Tarbot																66	

Tong	2829	748	1134	2986	1862	1086	2271	1693	1039	324	513	1778	1210	4	2416	7660	859
Tongschar	343	114	378	157	98	842	1095	716	20	2	12	20	3	176	118	407	
Vijfdradige meun					158												
Vorskwab													67				
Wijting	1692	210	817	354	135		505	187	275	188	112	0	1783		0	139	25
Winde						442			8	85				74			
Zandspiering		70	1298	50	113	478	394	127	3	344	72		11		169	275	3
Zeebaars			138			891						42			104	138	
Zeedonderpad	12	32		18	248	427	142	305	727		182	154	3058		77	221	478
Zwarte grondel	4		2	72	33	69	2		102	5	436		38		567	14	537
Totaal	**10933**	**6982**	**15447**	**8198**	**9150**	**10338**	**15946**	**11286**	**8377**	**4690**	**7335**	**4119**	**10363**	**6036**	**16312**	**20377**	**7285**

Tabel 6.7 Aantal vissen per soort uit de braakballen van nesten waarvan één van beide adulten werd uitgerust met een GPS-logger (2012).

	i001	i010	i011	i012	i013	i014	e015	e016	e017	e018	e019
Baars					2						
Blankvoorn				1	17						
Botervis			8		1						
Brasem					1						
Cyprinide sp.				8	1						
Dikkopje			3		1			1	1	1	
Dwergtong	2		7		6	1	1	2		1	
Garnaal		3	4		2		2	1	1	1	
Gevlekte griet				1							
Griet			1	1							
Grondel sp.		44	189	8	1		50	73	1	2	
Haring			2	1							
Harnasman			1	3	20	1	2			2	
Horsmakreel			1	1		2			3		
Kabeljauw	1					1			2		
Kleine pieterman			1		1						
Koolvis						1					
Kornaarvis			1		1						
Krab			2	1	1						
Kreeft			1						1		
ongedetermineerd							1				
Pitvis	1	3		1			1				
Platvis sp.		30	29							1	
Pos					1						
Rode poon	3		1	1		2	1		1	1	
Schar	45	27	100	34	42	41	56	25	64	107	2
Schol	9	9	49	25	41	20	13	22	24	45	2
Schurftvis	4		5	1	21		29	1	1	4	
Smelt			1	4	4	1	1		2	1	
Snotolf							2				
Steenbolk											
Tong	7		22	12	28	17	10	6	28	24	1
Tongschar			1		1	1	3			1	
Vorskwab				1							
Wijting	1	1		1		1	3	1	1	4	
Winde					1						
Zandspiering		30	12				30				
Zeedonderpad	1		3	1	1			1		1	
Zwarte grondel	2	2	6	2	26		12	1	1	3	
Totaal	**76**	**149**	**450**	**108**	**221**	**89**	**217**	**134**	**131**	**199**	**5**

Tabel 6.8 Totaal visgewicht per soort (gram) in de braakballen van nesten waarvan één van beide adulten werd uitgerust met een GPS-logger (2012) (voor garnalen, krabben en kreeften is geen gewicht gebruikt, voor ongedetermineerde vissen is een gemiddeld gewicht van een geconsumeerde zoutwatervis uit dezelfde periode gebruikt).

	i001	i010	i011	i012	i013	i014	e015	e016	e017	e018	e019
Baars					40						
Blankvoorn				91	1496						
Botervis			35		9						
Brasem					24						
Cyprinide sp.				34	38						
Dikkopje			4		0			0	3	0	
Dwergtong	11		33		34	6	4	8		8	
Garnaal											
Gevlekte griet				47							
Griet			11	15							
Grondel sp.		3	36	2	0		4	4	2	0	
Haring			515	131							
Harnasman			1	10	138	4	9			9	
Horsmakreel			41	409		232			830		
Kabeljauw	4					73			98		
Kleine pieterman			4		20						
Koolvis						9					
Kornaarvis			1		0						
Krab											
Kreeftachtige ongedetermineerd							1				
Pitvis	1	31		4			8				
Platvis sp.		15	1							1	
Pos					6						
Rode poon	61		17	9		39	7		43	21	
Schar	1367	1087	3220	1262	965	1524	1398	947	2459	4021	47
Schol	214	202	1133	529	537	532	294	687	770	1441	87
Schurftvis	41		42	9	158		236	10	14	32	
Smelt			5	18	19	6	2		16	14	
Snotolf							5				
Steenbolk											
Tong	188		1208	730	793	616	283	201	1124	1332	12
Tongschar			20		9	219	185			44	
Vorskwab				200							
Wijting	88	189		24		14	73	43	64	238	
Winde					3						
Zandspiering		87	53				95				
Zeedonderpad	164		138	0	29			23		126	
Zwarte grondel	5	2	9	4	39		5	2	2	2	
Totaal	**2144**	**1616**	**6528**	**3528**	**4357**	**3274**	**2611**	**1926**	**5424**	**7289**	**145**

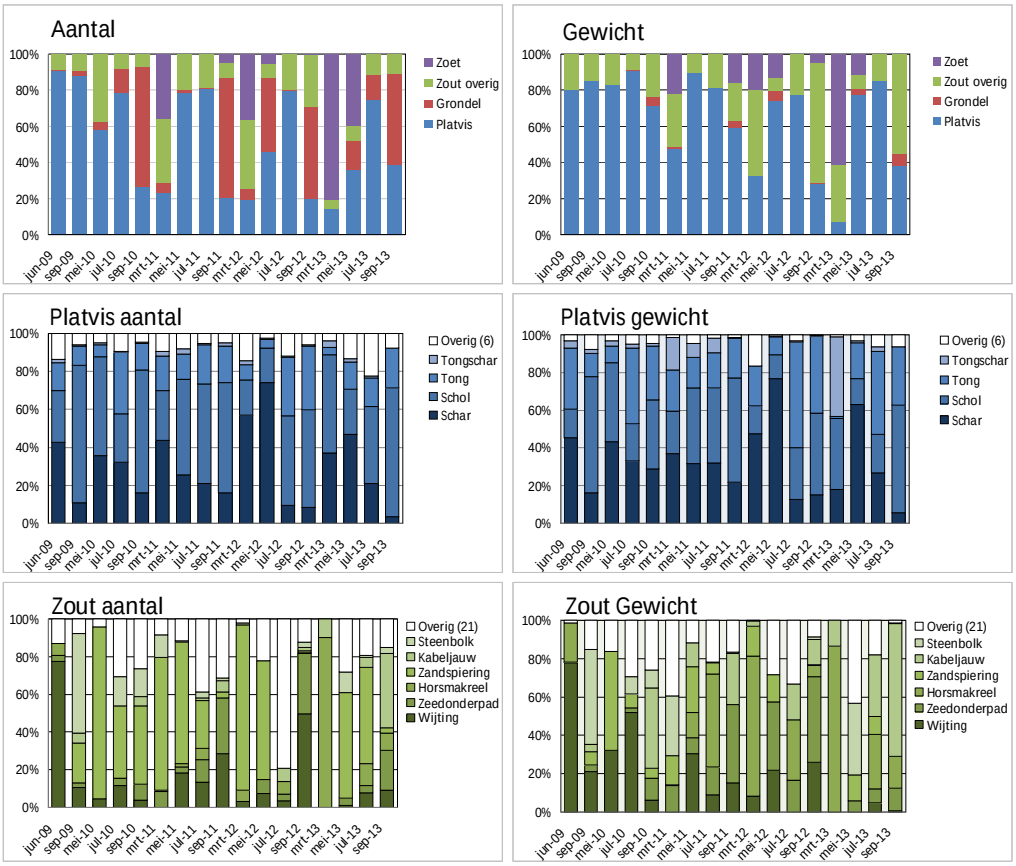
6.3.3.2 *Verschillen in dieet per seizoen en jaar*

In de periode juni 2009 tot en met september 2013 zijn op 17 momenten representatieve aantallen braakballen onderzocht. De in het dieet gevonden vis is onder te verdelen in

ruwweg 4 hoofdgroepen: platvissen (10 soorten), overige zoutwatervissen (26 soorten), grondels (4 soorten) en zoetwatervissen (9 soorten). Het aandeel per groep fluctueert tussen de seizoenen en tussen de jaren. Op basis van de aantalsverdeling bestaat het merendeel van het dieet uit platvis, gevolgd door overige zoutwatervis, grondels en zoetwatervis. Op basis van gewicht bestaat steeds tenminste 80% van het dieet uit platvis en overige zoutwatervis, behalve in maart 2013 toen een extreem groot aandeel zoetwatervis is geconsumeerd. Grondels kunnen soms massaal gegeten worden (meestal in september), maar op basis van gewicht is het aandeel gering. Zoetwatervis wordt meestal in maart gevangen, op basis van gewicht soms tot ongeveer 20% van het dieet (Figuur 6.14).

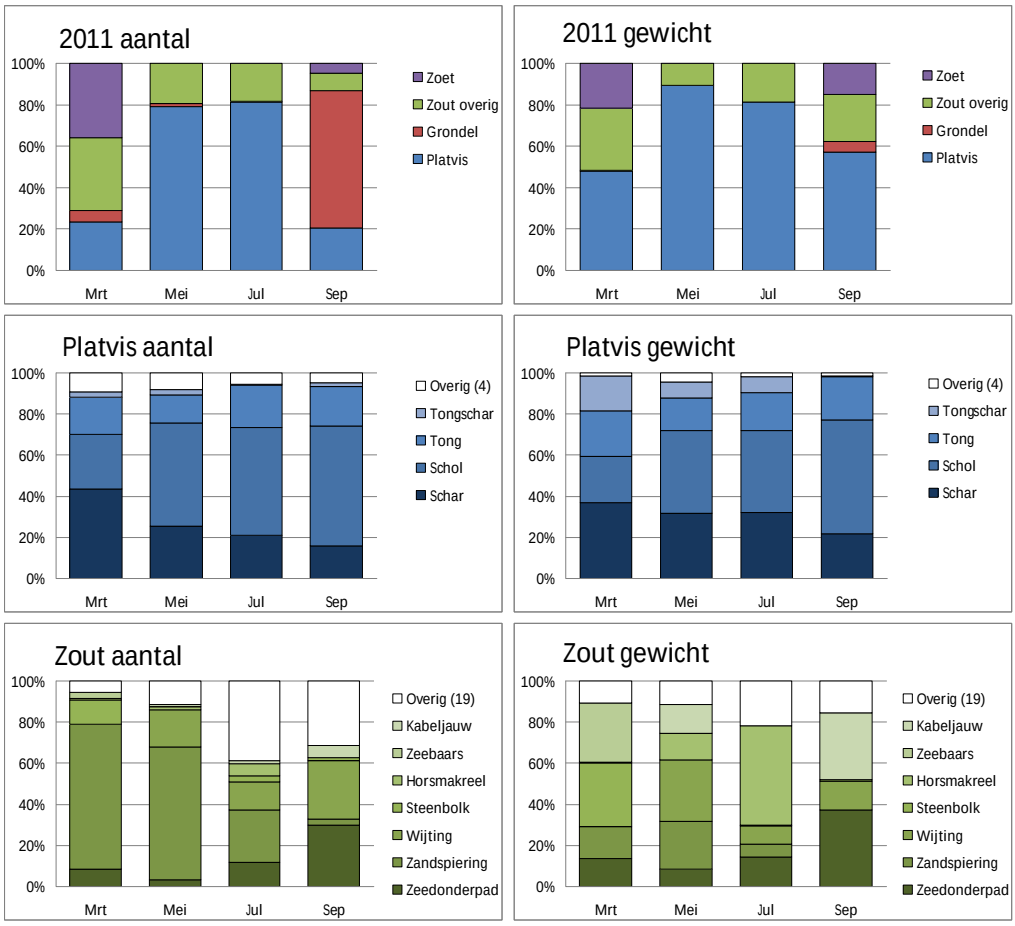
Van juni 2009 tot en met september 2013 neemt het aandeel geconsumeerde platvis af in de maanden maart en september. Mei en juli zijn de maanden dat er veel platvis wordt gegeten met in alle jaren 75-90% op gewichtsbasis. Het aandeel overige zoutwatervis neemt in dezelfde periode af in maart en mei. In september neemt het aandeel overige zoutwatervis toe met vanaf 2012 meer dan de helft van het dieet. Zoetwatervis lijkt vanaf 2011 vaker een rol te spelen in het menu (Figuur 6.14). De verdeling van de gegeten platvissen is van 2009 tot en met 2011 vergelijkbaar met op aantalsbasis steeds grofweg 60-80% schar en schol. In het voorjaar van 2012 is het aandeel schar ineens erg groot, tot ca. 75%, zowel op basis van aantal als gewicht. Vanaf de zomer van 2012 neemt het aandeel geconsumeerde schar (en schol) af. In mei 2013 is er nog wel een groot deel schar in het menu maar de rest van dat jaar is het aandeel weer laag. Vanaf de zomer van 2012 is het aandeel tong groter dan in de periode daarvoor (Figuur 6.14). Van de overige zoutwatervis bestaat een belangrijk deel van de gegeten vis steeds uit wijting, steenbolk, zeedonderpad en zandspiering, soms aangevuld met horsmakreel en kabeljauw. Wijting en steenbolk nemen vanaf 2009 af en zandspiering neemt vanaf het voorjaar van 2012 af. De zeedonderpad neemt mogelijk toe in het dieet. Van horsmakreel en kabeljauw is op aantalsbasis weinig gegeten maar deze soorten dragen wel bij in het menu op basis van gewicht. De verdeling van de gegeten overige zoutwatervis laat verder een aantal opmerkelijke verschillen zien. In juni 2009 is vooral wijting geconsumeerd en in september 2009 veel steenbolk. Daarna wordt nooit meer in die mate van deze soorten gegeten. In september 2012 is veel jonge wijting gegeten (Figuur 6.14). Kabeljauw speelt de laatste jaren een grotere rol in het dieet, vooral vanaf de zomer van 2013 met op gewichtsbasis tot grofweg 75% van alle overige zoutwatervissen (Figuur 6.14). Dit betekent dat het dieet lijkt te veranderen. Er is minder platvis gegeten en er treden veranderingen op in de soortsamenstelling van het dieet.

Uit de jaren 2011, 2012 en 2013 zijn zowel uit maart, mei, juli en september dieetgegevens beschikbaar. In 2011 is het aandeel gegeten platvissen laag in maart, neemt toe in mei en juli en weer af in september. In maart en september is het aandeel gegeten platvis relatief groot op basis van gewicht. Blijkbaar wordt er in mei en juli van kleinere (jongere jaarklassen) platvissen gegeten. In september zijn veel grondels gegeten, maar op gewichtsbasis is dat aandeel gering. In maart bestaat op gewichtsbasis ongeveer een derde deel van het dieet uit overige zoutwatervis en zoetwatervis. Het aandeel geconsumeerde overige zoutwatervis neemt in de rest van het seizoen af. Het aandeel gegeten zoetwatervis is na maart zeer gering (Figuur 6.15).



Figuur 6.14 *Dieet van aalscholvers van juni 2009 tot en met september 2013 op basis van aantal vissen (links) en op basis van visgewicht (rechts) per hoofdgroep (boven) en apart voor platvis (midden) en overige zoutwatervis (onder).*

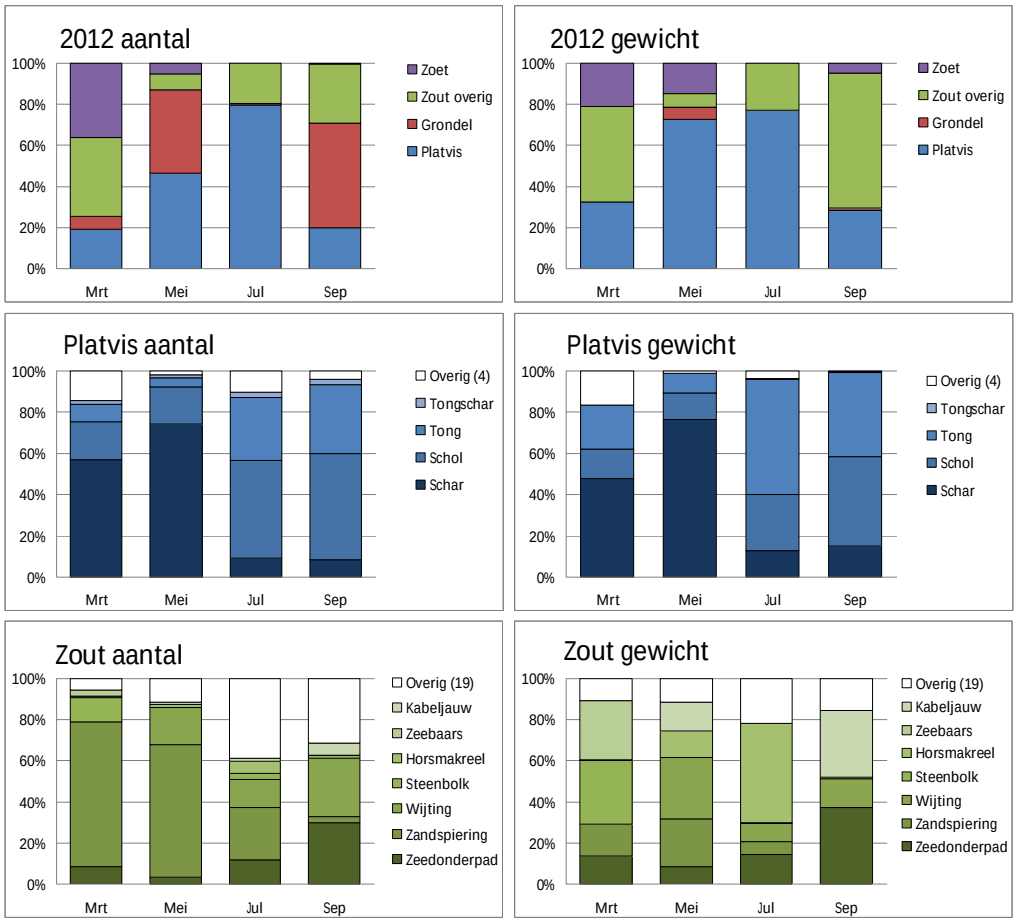
Van de gegeten platvissen neemt gedurende het seizoen van 2011 het aandeel schar en tongschar af, blijft het aandeel tong grofweg gelijk en neemt het aandeel schol toe. Van de gegeten overige zoutwatervissen is in maart en mei met name zandspiering gegeten. In maart is het menu op gewichtsbasis vooral aangevuld met steenbolk en zeebaars en in mei met name met wijting. Vanaf juli is het aandeel geconsumeerde zandspiering gering en wordt veel horsmakreel geconsumeerd. In september is o.a. meer zeedonderpad, wijting en kabeljauw gegeten (Figuur 6.15).



Figuur 6.15 Dieet in het broedseizoen van 2011 op basis van aantal vissen (links) en op basis van visgewicht (rechts) per hoofdgroep (boven) en apart voor platvis (midden) en overige zoutwatervis (onder).

In 2012 is een vergelijkbaar seizoenpatroon te zien als in 2011. Het aandeel gegeten platvissen is in beide jaren laag in maart, neemt toe in mei en juli en weer af in september. Het aandeel gegeten platvis ligt het hele seizoen van 2012 een fractie lager dan in 2011. In september 2012 is het aandeel platvis op basis van aantal gelijk maar op basis van gewicht lager dan in 2011. Blijkbaar is in september 2012 meer van kleinere (jonge jaarklassen) gegeten. In mei en september zijn veel grondels gegeten maar op gewichtsbasis is dat aandeel gering. Het aandeel gegeten overige zoutwatervis is in maart hoog, in mei en juli laag en in september weer hoog. In mei 2012 is op gewichtsbasis iets meer zoetwatervis gegeten dan in mei 2011. In september 2012 is, vooral op basis van gewicht, veel meer overige zoutwatervis gegeten dan in 2011 (Figuur 6.16).

Van de gegeten platvis is het aandeel schar in het voorjaar van 2012 (zowel in maart als in mei) veel groter dan in 2011 en neemt het in de zomer sterk af. Gelijk met de afname van het aandeel schar nam het aandeel schol toe, net als in 2011. In de zomer van 2012 is daarnaast meer tong gegeten dan in 2011. De geconsumeerde overige zoutwatervis bestond in het voorjaar (maart - mei), net als in 2011, veel uit zandspiering. In maart is daarnaast veel horsmakreel gegeten en in mei is de gegeten zandspiering in het menu aangevuld met zeedonderpad en wijting. Vanaf de zomer verdwijnt zandspiering uit het dieet en is o.a. meer zeedonderpad, wijting en horsmakreel gegeten (Figuur 6.16). Er zijn in de zomer van 2012 andere soorten gegeten dan in 2011, zoals kabeljauw en spiering.

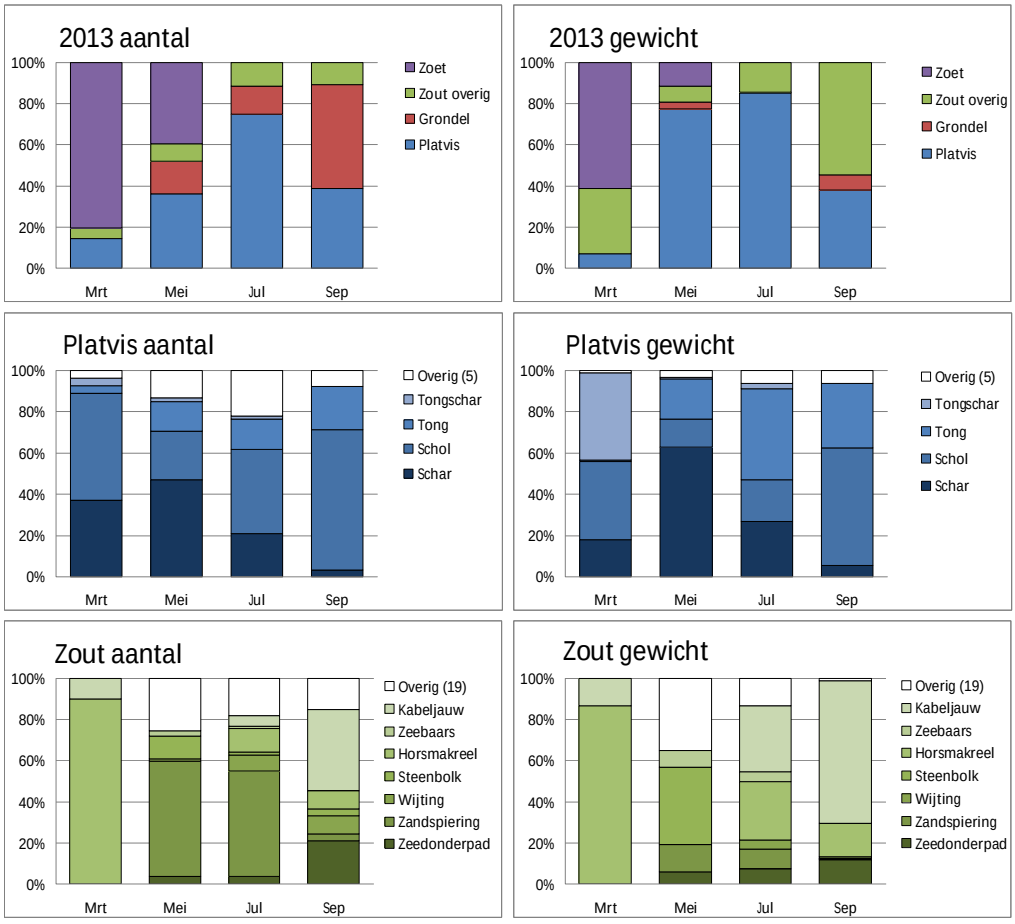


Figuur 6.16 Dieet in het broedseizoen van 2012 op basis van aantal vissen (links) en op basis van visgewicht (rechts) per hoofdgroep (boven) en apart voor platvis (midden) en overige zoutwatervis (onder).

In 2013 is een vergelijkbaar seizoenpatroon te zien als in 2011 en 2012. Het aandeel gegeten platvissen is laag in maart, neemt toe in mei en juli en weer af in september. In 2013 ligt het aandeel platvis gedurende het hele seizoen, net als in 2012, een fractie lager dan in 2011. In maart 2013 is het aandeel platvis en vooral overige zoutwatervis op gewichtsbasis zeer laag en is er met name zoetwatervis gegeten. In september zijn veel grondels gegeten maar op gewichtsbasis is dat aandeel gering. In mei 2013 is er op aantalsbasis, in tegenstelling tot mei 2011 en 2012, meer zoetwatervis en minder platvis gegeten. In september 2013 bestaat op gewichtsbasis ruim de helft van de geconsumeerde vis uit overige zoutwatervis (Figuur 6.17).

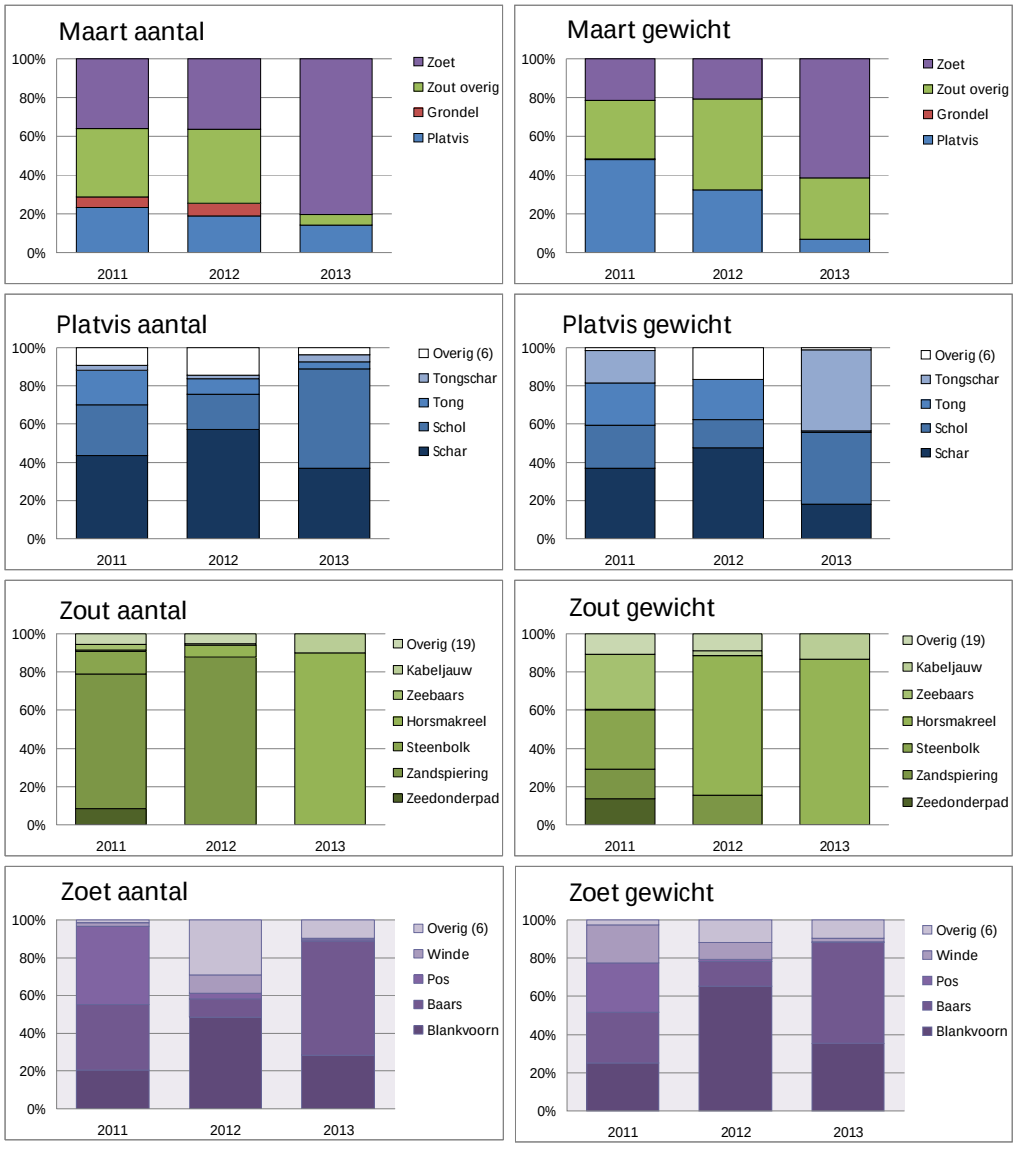
Van de gegeten platvis is het aandeel schar in het voorjaar van 2013 op aantalsbasis (zowel in maart als mei) lager dan in 2012 maar is er in mei, net als in 2012, een piek op gewichtsbasis, waardoor 60-80% van de gegeten platvissen uit schar bestaat. Net als in 2011 en 2012 neemt het aandeel schar vanaf de zomer sterk af en krijgen schol en tong de overhand. In tegenstelling tot 2011 en 2012, is in maart geen zandspiering gegeten (overige zoutwatervis). Het merendeel van de gegeten overige zoutwater vissoorten bestaat uit horsmakreel. Het voedsel in maart bestond met name uit zoetwatervis (opmerkelijk veel baars) en het aandeel zoutwatervis was zo klein dat het om geringe aantallen vissen gaat. Vanaf mei is het aandeel zandspiering weer vergelijkbaar met dat in 2011 en 2012. In mei en juli wordt de zandspiering in het menu op gewichtsbasis aangevuld met steenbolk (mei), horsmakreel en kabeljauw (juli). In september is het aandeel zandspiering zeer gering en is

o.a. meer zeedonderpad, wijting en op basis van gewicht vooral kabeljauw gegeten (Figuur 6.17).



Figuur 6.17 Dieet in het broedseizoen van 2013 op basis van aantal vissen (links) en op basis van visgewicht (rechts) per hoofdgroep (boven) en apart voor platvis (midden) en overige zoutwatervis (onder).

Voor de maand maart zijn dieetgegevens beschikbaar uit de jaren 2011-2013. In die periode is het aandeel geconsumeerde platvis in maart op aantalsbasis vergelijkbaar, maar nam het op basis van gewicht af. Dit betekent dat in maart 2013 kleinere platvissen zijn gegeten dan in de jaren ervoor. In maart 2013 zijn, in tegenstelling tot 2011 en 2012, geen zandspieringen geconsumeerd. Hierdoor is het aandeel geconsumeerde overige zoutwatervis in maart 2013 erg laag. Het aandeel gegeten zoetwatervis is in 2011 en 2012 op zowel aantalsbasis als gewichtsbasis vergelijkbaar maar in 2013 zijn beide veel hoger (Figuur 6.18).

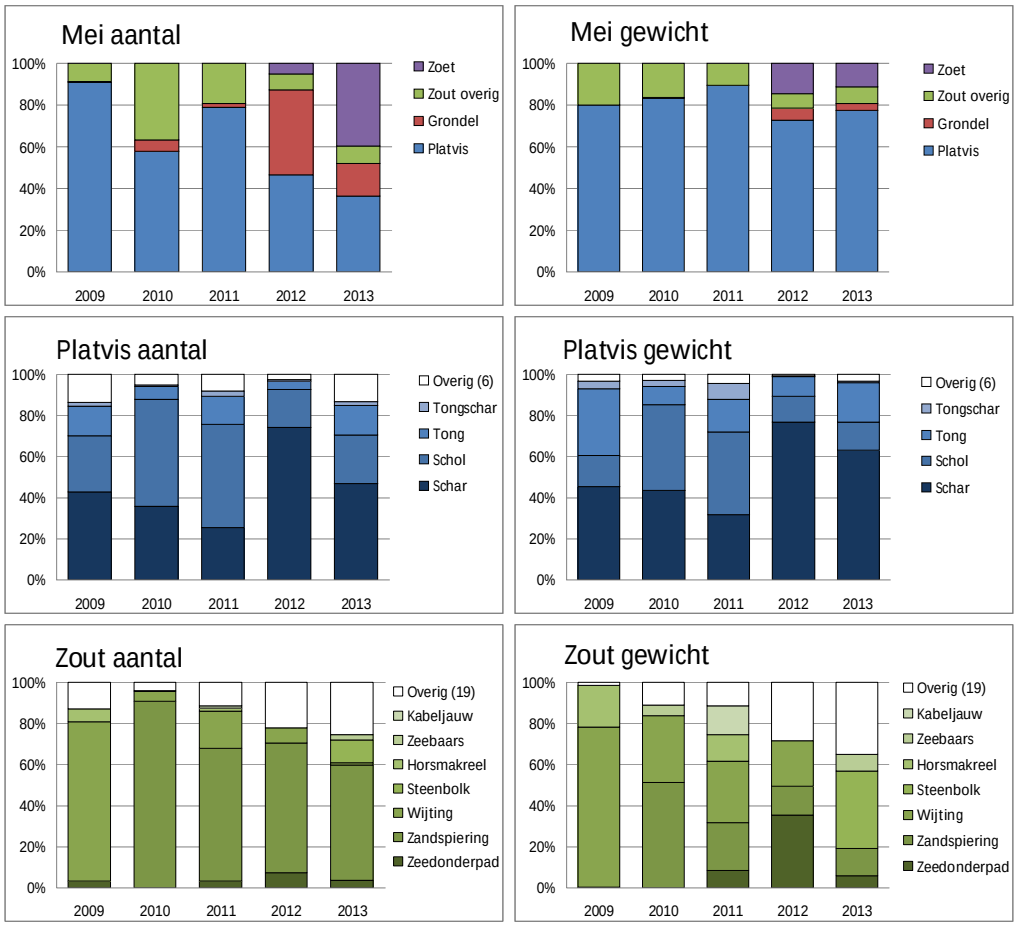


Figuur 6.18 *Dieet in het voorjaar (maart) in de periode 2011-2013 op basis van aantal vissen (links) en op basis van visgewicht (rechts) per hoofdgroep (boven) en apart voor platvis (2de rij), overige zoutwatervis (3de rij) en zoetwatervis (onder).*

In het vroege voorjaar (maart) bestaat de geconsumeerde platvis op aantalsbasis vooral uit schar en is het aandeel schol in 2013 toegenomen tot ca. 50% van het dieet. Op gewichtsbasis is het aandeel van schar in 2013 lager dan in 2011 en 2012 en is tong nagenoeg afwezig. Het aantal platvissen uit de steekproef is te klein om harde uitspraken te

kunnen doen. Dit komt omdat maar in enkele braakballen platvis is gevonden. Dat geldt ook deels voor overige zoutwatervis. Het aantal gegeten overige zoutwatervissen uit de steekproef is klein, maar omdat ongeveer in een derde deel van de braakballen overige zoutwatervissen zijn aangetroffen, geeft het grote aandeel horsmakreel toch een aardig beeld. Van de geconsumeerde zoetwatervissen bestaat steeds een groot deel uit blankvoorn, in 2011 aangevuld met een groot deel pos (enkele ballen met veel individuen) en baars, en in 2013 vooral veel uit baars (Figuur 6.18).

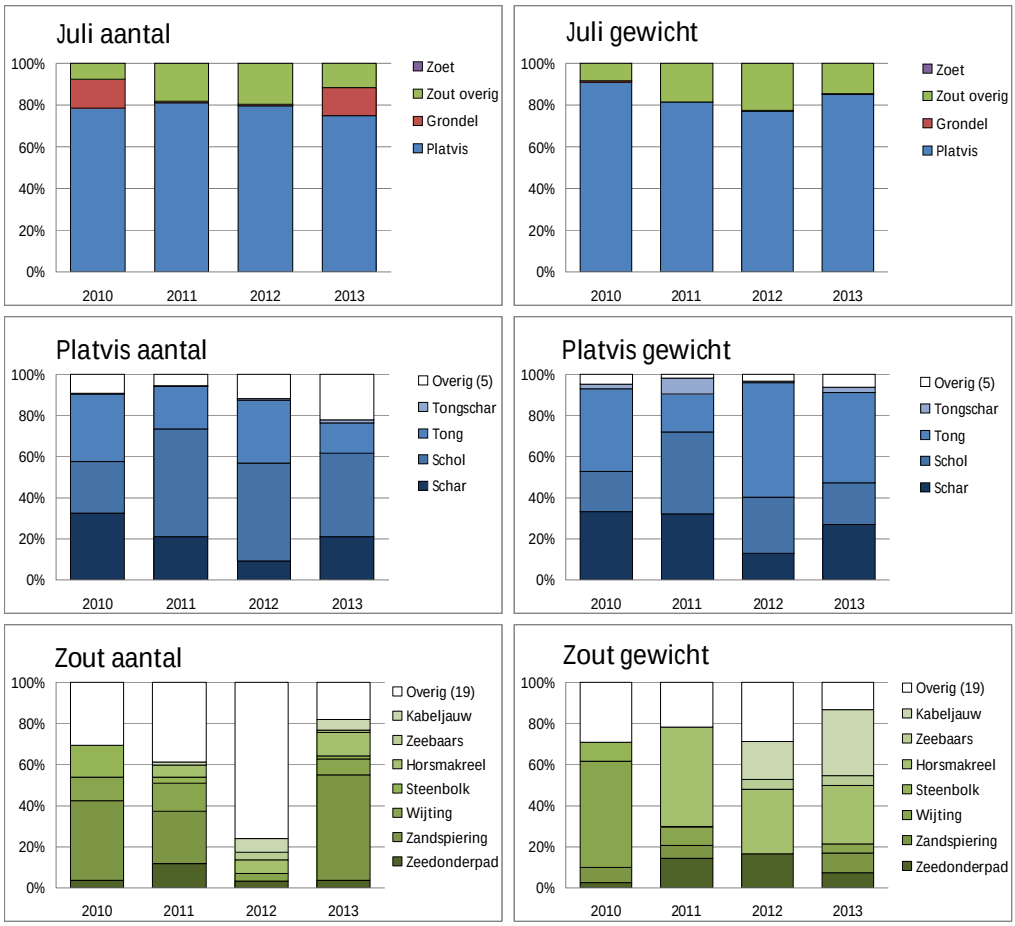
In het voorjaar (mei) van de periode 2009-2013 nam het aandeel geconsumeerde platvis op basis van aantal af. Op basis van gewicht is het aandeel gegeten platvis in mei redelijk constant met steeds 75-90% op basis van gewicht. Dat betekent dat er gedurende de jaren 2009-2013 in mei steeds grotere platvissen zijn geconsumeerd. In 2012 zijn in mei veel gondels geconsumeerd en in 2013 veel zoetwatervis, beide vormen op gewichtsbasis slechts een gering deel in het dieet. Overige zoutwater vissoorten hadden in de jaren 2009-2011 naast platvissen een redelijk aandeel in het dieet, tot 20% op basis van gewicht, maar dat aandeel is in 2012 en 2013 kleiner (Figuur 6.19).
Van de geconsumeerde platvis in mei is het aandeel schar na de afname in de jaren 2009-2011 ineens erg hoog in 2012, en op gewichtsbasis ook in 2013. Het aandeel schol is in 2012 en 2013 lager dan in de jaren ervoor en het aandeel tong schommelt jaarlijks rond de 10-20% op aantalsbasis. Van de overige zoutwatervis ontbreekt zandspiering in voorjaar 2009, maar in de voorjaren daarna bestaat het dieet op aantalsbasis steeds minimaal voor 55% uit deze vissoort. Op basis van gewicht neemt het aandeel geconsumeerde zandspiering van mei 2010 tot en met mei 2013 duidelijk af en zijn andere zoutwatervissoorten (vooral grotere dieren), zoals zeedonderpad, wijting en steenbolk, gegeten (Figuur 6.19).



Figuur 6.19 Dieet in het voorjaar (mei) in de periode 2009-2013 op basis van aantal vissen (links) en op basis van visgewicht (rechts) per hoofdgroep (boven) en apart voor platvis (midden) en overige zoutwatervis (onder).

Voor de maand juli zijn van de jaren 2010-2013 dieetgegevens beschikbaar. In de zomers (juli) van de periode 2010-2013 is het aandeel geconsumeerde platvis zowel op basis van aantal als op basis van gewicht vrij stabiel, rond de 90%. Dat betekent dat er gedurende de jaren 2010-2013 ongeveer even grote platvissen zijn geconsumeerd, grofweg van de tweede jaarklasse (ca. 15 cm). In 2010 en 2013 zijn grondels gegeten, maar het aandeel hiervan is op basis van gewicht erg klein. Van de overige zoutwatervis wordt steeds 10-20% op basis van aantal en gewicht geconsumeerd (Figuur 6.20).

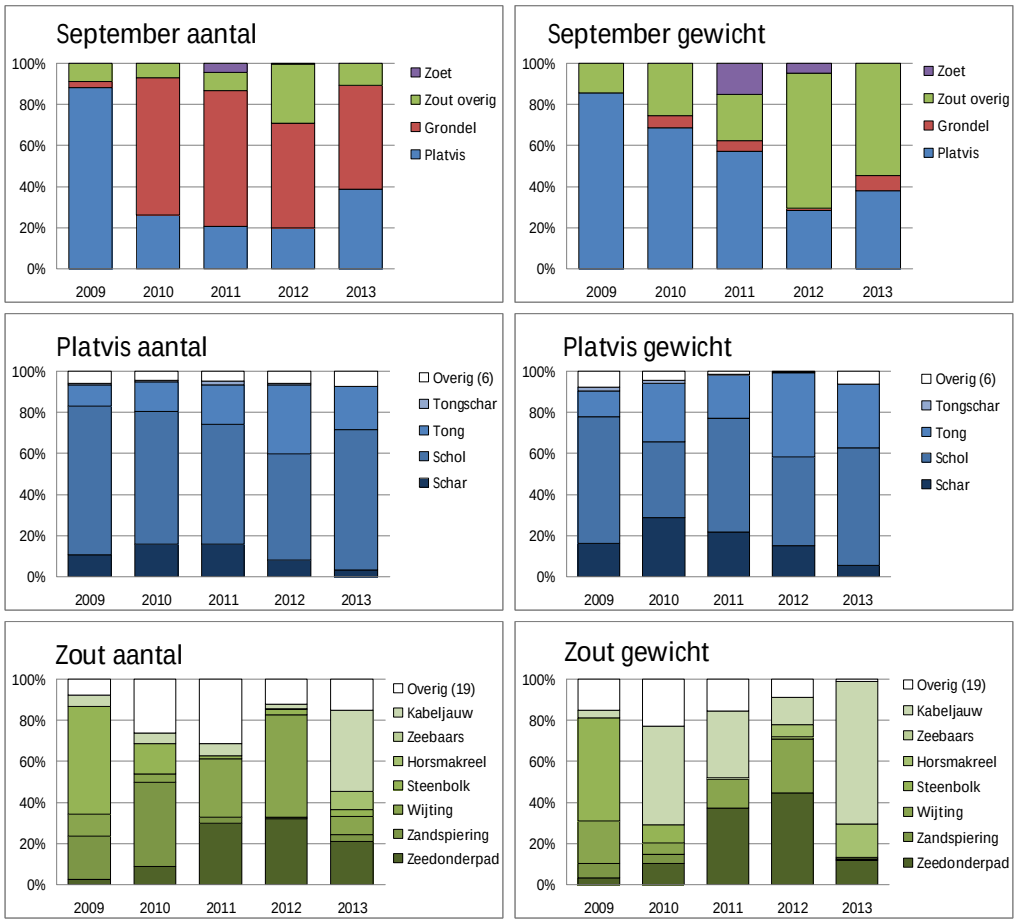
Van de geconsumeerde platvissen bestaat steeds ten minste 80% van het aantal en ten minste 90% van het gewicht uit schar, schol en tong. Het aandeel schar is in de zomer van 2012 wat lager en het aandeel tong is (op basis van gewicht) wat hoger in de zomers van 2012 en 2013. Van de overige zoutwatervis maakt zandspiering op basis van gewicht hooguit 10% van het dieet uit en was de soort afwezig in het menu van de zomer van 2012. De consumptie van overige zoutwatervis is in de zomer aan veranderingen onderhevig. In de zomers van 2010 en 2011 is veel steenbolk en wijting gegeten en in de zomers van 2012 en 2013 veel minder en is veel meer horsmakreel en kabeljauw geconsumeerd (Figuur 6.20).



Figuur 6.20 *Dieet in de zomer (juli) in de periode 2010-2013 op basis van aantal vissen (links) en op basis van visgewicht (rechts) per hoofdgroep (boven) en apart voor platvis (midden) en overige zoutwatervis (onder).*

In het najaar (september) van de periode 2009-2013 nam het aandeel geconsumeerde platvis duidelijk af. Vanaf 2010 zijn op aantalsbasis veel meer grondels gegeten maar die dragen op basis van gewicht niet substantieel bij aan het dieet. In 2011 is meer zoetwatervis en vanaf 2012 is meer overige zoutwatervis geconsumeerd (Figuur 6.21).

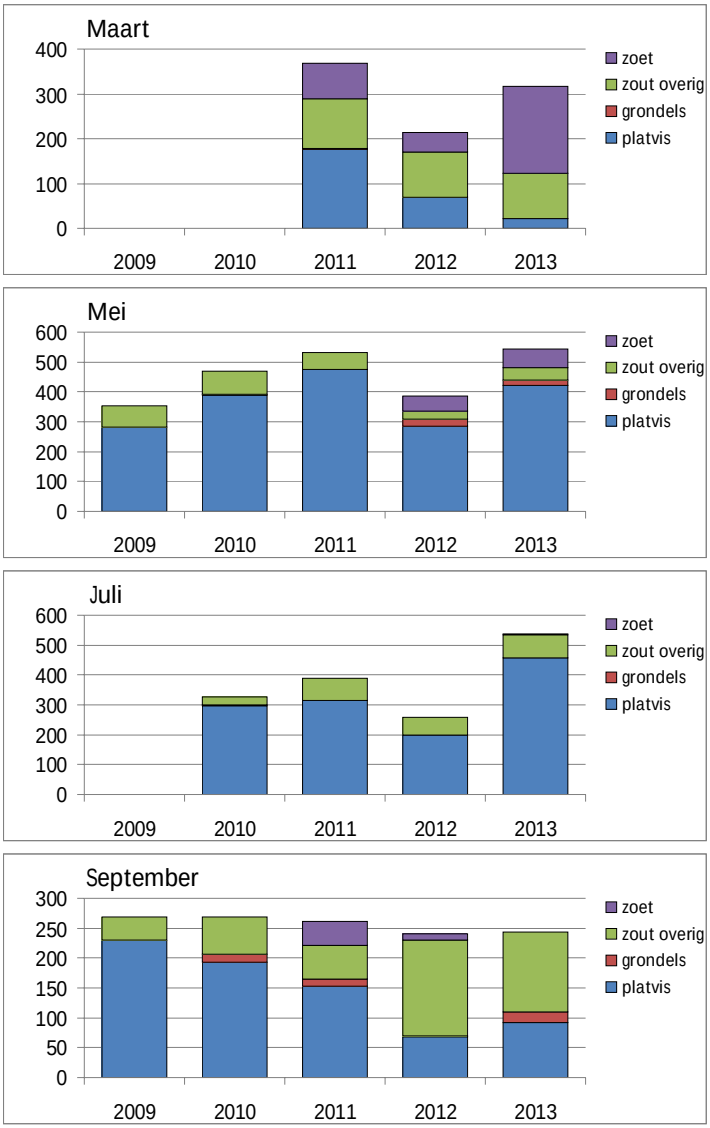
Van de geconsumeerde platvis nam het aandeel schol van 2009 tot en met 2012 af en het aandeel tong toe tot ca. 40% op basis van gewicht. In 2013 is het aandeel tong nog steeds relatief groot en is het aandeel schol weer toegenomen en vergelijkbaar met 2009 en 2010. Het aandeel schar is in 2013 verder afgenomen. Van de overige zoutwatervissoorten is in de periode 2009-2012 in toenemende mate zeedonderpad geconsumeerd, tot bijna 50% op basis van gewicht in 2012. In 2013 is het aandeel zeedonderpad afgenomen. Het aandeel steenbolk is vanaf 2009 sterk afgenomen en het aandeel wijting is in 2013 erg laag in tegenstelling tot in de jaren 2011 en 2012. Vanaf 2012 worden ineens horsmakrelen gevonden in het dieet en in 2013 is het aandeel gegeten kabeljauw op basis van gewicht groot (Figuur 6.21), vissen met een gemiddelde lengte van ca. 25 cm.



Figuur 6.21 Dieet in het najaar (september) in de periode 2009-2013 op basis van aantal vissen (links) en op basis van visgewicht (rechts) per hoofdgroep (boven) en apart voor platvis (midden) en overige zoutwatervis (onder).

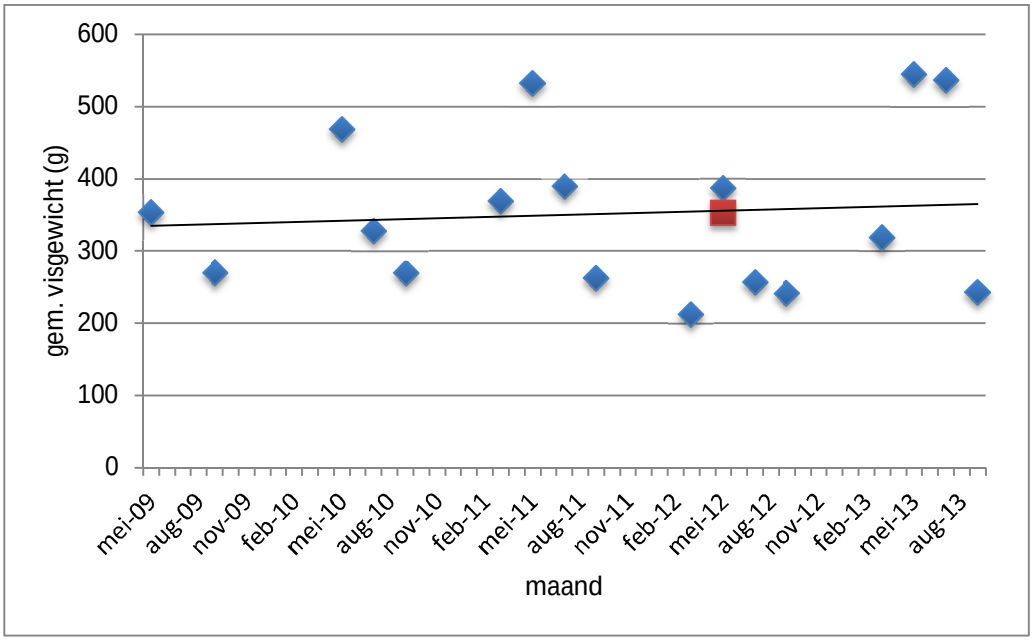
Visgewichten per braakbal

Het gemiddelde, berekende geconsumeerde visgewicht per braakbal neemt in de periode 2009-2013 toe. Deze toename is goed te zien in de gemiddelde balgewichten uit de broedperiode (mei en juli) als ze toenemen van grofweg 350 gram in 2009 tot ongeveer 550 gram in 2013. In 2012 is het balgewicht lager. Vooral in juli 2012 ligt het balgewicht flink onder de gemiddelde trend van de jaren 2009-2013. In september zijn de balgewichten laag en hebben ze een constant verloop van rond de 260 gram. De toename kan vooral worden toegeschreven aan een grotere hoeveelheid geconsumeerde platvis. Zowel in maart als in september is de hoeveelheid gegeten platvis vanaf 2012 flink afgenomen en vervangen door de consumptie van overige zoutwatervissoorten (Figuur 6.22).



Figuur 6.22 Gemiddelde visgewicht per virgroep per braakbal per bemonstering vanaf 2009 t/m 2012.

Het gemiddelde visgewicht per braakbal neemt in de periode juni 2009 tot en met september 2013 is stabiel (Figuur 6.23). In alle jaren zijn de geconsumeerde visgewichten in mei het hoogst. In vergelijking met de andere jaren liggen de geconsumeerde visgewichten in maart, mei en juli 2012 lager dan in andere jaren. September 2012 ligt in dezelfde orde van grootte als de andere september maanden. De visgewichten van de braakballen die bij de nesten van de GPS-loggervogels zijn verzameld zijn iets lichter dan de gemiddelde gewichten van de andere braakballen uit mei 2012. Het kan zijn dat de bemonsterde braakballen vooral afkomstig zijn van de partners van de zendervogels maar erg aannemelijk is dat niet.



Figuur 6.23 *Gemiddelde visgewicht per braakbal per bemonstering vanaf 2009 t/m 2012. Voor 2012 is onderscheid gemaakt tussen de reguliere bemonstering en de bemonstering van de GPS-nesten (oranje), waarvan één van beide vogels van een zenders is voorzien.*

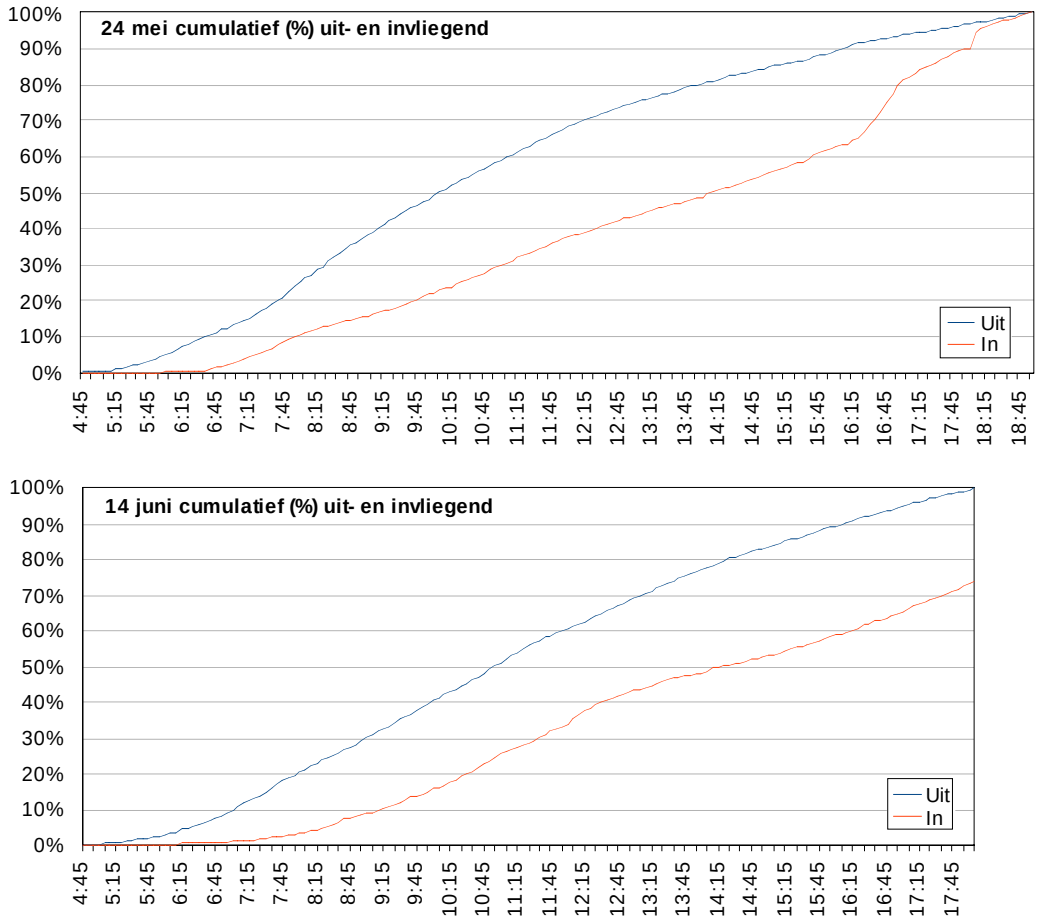
6.3.3.3 *Foerageerritmiek bepaald met behulp van visuele waarnemingen*

Op 24 mei en 14 juni 2012 zijn vanaf twee waarneemlocaties bij het Breede Water de aantallen in- en uitvliegende aalscholvers van voor zonsopgang tot eind van de middag vastgelegd. Op beide dagen begint het uitvliegen zo rond de periode van zonsopkomst. Op 24 mei zijn in totaal 7.150 uitvliegende en 7.386 invliegende vogels geteld. Op 14 juni zijn totaal 8.597 uitvliegende en 6.329 invliegende vogels geteld (Figuur 6.24). Op basis van het aantal broedparen van 1.094 vogels zouden er op 24 mei per vogel minimaal 3.4 tochten per vogel zijn gemaakt (op basis van invliegers) en op 14 juni 3.9 tochten per vogel (uitvliegers). De toename heeft mogelijk te maken met de grotere voedselbehoefte op 14 juni als de jonge aalscholvers erg groot zijn. Deze gemiddelden aantallen tochten zijn bovendien onderschat, omdat niet tot het einde van de dag is geteld. De mediane verblijftijd buiten de kolonie (tijdverschil 50% uit en 50% in) is op 24 mei 4:05 uur en op 14 juni 3:25 uur (Figuur 6.24). Dat zou betekenen dat de vogels op 14 juni vaker en kortere foerageertochten maakten. Mogelijk foerageerden de vogels op 14 juni dichterbij de kolonie of ze besteedden op die dag minder tijd aan rusten (in de periode buiten de kolonie op bv. zandplaten). Op 24 mei was het hoogwater om 5:19u en 17:37u. De laagwaterperiode viel dus midden op de dag (13:46u), zodat een groot deel van de vogels die in de ochtend was uitgevlogen de mogelijkheid had om op zandplaten te rusten. Op het moment van laagwater is inderdaad al 79% van het totaal aantal uitvliegende dieren geteld, terwijl op dat moment slechts 48% van het totaal aantal invliegende dieren geregistreerd is. Bovendien is in dat deel van de dag de verblijftijd buiten de kolonie groot. Daarna is vanaf ongeveer een uur voor hoogwater een enorme invliegpiek van totaal ca. 1.000 vogels tussen 16:30u en 17:00u en nog eens ruim 300 vogels om 18:05u (ca. 20% van het totaal invliegend aantal) vastgesteld (Figuur 6.24). Deze dieren zijn dus mogelijk afkomstig van zandplaten, omdat die onderstroomden bij opkomend tijd. Op 14 juni was het hoogwater om 12:06u en laagwater om 5:15u en 17:56u. De verblijftijd buiten de kolonie is op 14 juni rond de middag veel kleiner dan op 24 mei, omdat de vogels op 14 juni

dan sneller invliegen dan uitvliegen (Figuur 6.24) . Bovendien is er rond dat tijdstip een korte invliegpiek met 249 vogels tussen 12:05u en 12:15u (een verdubbeling ten opzichte van de tijd ervoor). Dat betekent dat er dan waarschijnlijk niet of minder gerust wordt, althans in elk geval niet op de zandplaten, want die staan dan onder water. Bij laagwater om 17:56u zijn slechts 6.217 invliegende vogels geteld terwijl er totaal tot 18:10u 8.597 vogels uitvlogen (Figuur 6.24). Dat betekent dat er dan ten minste 2.380 vogels niet binnenvliegend zijn geteld. Hiervan zit aan het begin van de avond waarschijnlijk een groot deel op de platen te rusten. Als de zandplaten onderwater staan maken de aalscholvers korte tochten van ongeveer 2,5 uur. Als de zandplaten droog liggen dan kunnen de aalscholvers tussen het foerageren door op de platen uitrusten en hoeven minder vaak terug te keren naar de kolonie. De verblijfstijd buiten de kolonie kan bij droogvallende platen oplopen tot 4,5 uur.
Hier dient nog wel opgemerkt te worden dat er op 14 juni een kortere periode is waargenomen dan op 24 juni. Het aantal invliegende vogels, dat een piek tegen het eind van de dag kent, is duidelijk lager op 14 juni dan op 24 mei.

Het grootste deel van de uitvliegende vogels vliegt richting het westen (96% van de vogels op 24 mei en 93% van de vogels op 14 juni). Het is daarom waarschijnlijk dat de meeste dieren aan de westzijde (op zee) hebben gefoerageerd. Van de invliegende vogels komt op 24 mei een deel uit de richting noordwest (7%) en op 14 juni uit de richting zuidwest (16%). Dat minder vogels uit het westen terugvliegen dan dat ze uitvliegen komt mogelijk door wind en waterstroming, maar kan ook te maken hebben met verplaatsingen tijdens het foerageren. In Figuur 6.26 wordt een totaal overzicht gegeven van de vliegrichtingen van alle foerageertochten van met loggers uitgeruste aalscholvers. Hieruit komt naar voren dat er ook aalscholvers zijn die in oostelijke richting vertrekken. Vermoedelijk zijn deze vogels niet tijdens de waarnemingen vastgesteld.

De groepsgrootte is gemiddeld groter als vogels naar of uit het westen vliegen (respectievelijk 7,0 en 5,1 op 24 mei en respectievelijk 9,0 en 4,8 op 14 juni). Naar en uit andere richtingen is de gemiddelde groepsgrootte meestal 1-2 vogels. Dat suggereert dat de vogels die veelal westelijk foerageren dat mogelijk sociaal doen terwijl de dieren die naar andere richtingen vliegen mogelijk vaker individueel vissen. Gezien de voedselsamenstelling, waarin platvis een belangrijk aandeel heeft, is het niet waarschijnlijk dat er in deze maanden regelmatig sociaal gevist wordt, aangezien platvis niet in scholen voorkomt.



Figuur 6.24 Cumulatief aantal uitvliegende en invliegende aalscholvers van de kolonie van het Breede Water op 24 mei en 14 juni 2012.

6.3.4 Gebiedsgebruik broedende aalscholvers op basis GPS-data

GPS-logger dekking

Van alle 11 vogels met zenders zijn GPS posities uitgelezen met behulp van een ontvanger (Tabel 6.9). Van logger i014 zijn over de langste periode gegevens beschikbaar (42 dagen over een periode van 82 dagen), voor de andere loggers is dit beduidend minder (gemiddelde (± cd.) = 34 (± 24) dagen, range: 6 – 82 dagen). De gegevens van 9 loggers waren uiteindelijk bruikbaar voor verdere analyse, omdat van twee loggers slechts gegevens van 1 dag uitgelezen konden worden (Tabel 6.9). Waarschijnlijk hebben deze vogels redelijk snel de kolonie en het gebied verlaten waardoor geen gegevens konden worden uitgelezen. Ook bestaat de mogelijkheid dat de vogels zich van de loggers hebben weten te ontdoen. De gegevens van deze loggers zijn verder buiten beschouwing gelaten. In een enkel geval zijn vogels met loggers in de kolonie terug gezien (Figuur 6.25). Deze vogels vertoonden geen afwijkend gedrag als gevolg van de loggers.

Foerageertochten van aalscholvers

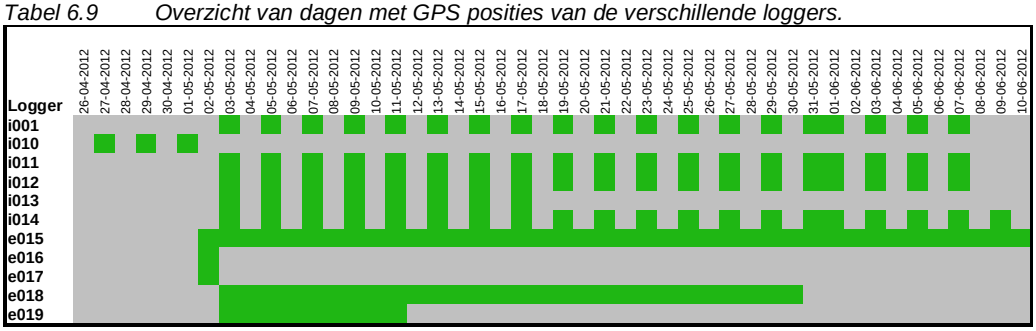
In totaal werden 304 foerageertochten van aalscholvers op 203 dagen opgeslagen op 9 loggers (Figuur 6.25, Tabel 6.10). De gewogen gemiddelde triplengte van deze foerageertochten was 35,0 ± 8,3 km (range: 1,0 – 88,2 km, n=304). De gemiddelde maximale afstand tot de kolonie van alle complete tochten was 12,6 ± 2,5 km (range: 1,3 – 27,6 km). In het algemeen is 90% van de tochten korter dan 50 km, 75% is korter dan 40 km en 50% korter dan 30 km (Figuur 6.25). Aalscholvers verbleven gemiddeld 386 ± 137,6 minuten (range: 10 – 1.229 min) buiten de kolonie tijdens de foerageertochten. In het algemeen duurt 90% van de tochten korter dan 12 uur, 75% korter dan 9 uur en 50% korter dan 5 uur (Figuur 6.26).

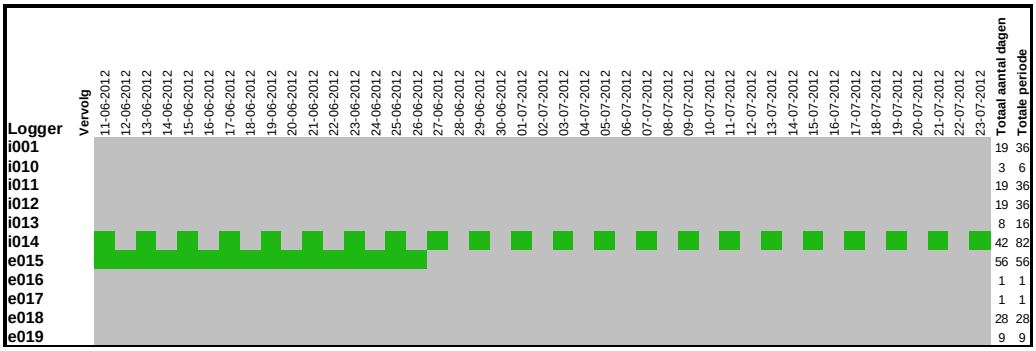
Aalscholvers gebruikten verschillende gebieden in en rond de Voordelta om te foerageren. Voor elk van deze gebieden is bepaald tijdens welk percentage van de tochten dit gebied werd aangedaan om te foerageren (Tabel 6.11). Tijdens 7,8% (gewogen gemiddelde, gemiddelde: 25,6%, range 0 – 100) van de foerageertochten foerageerden aalscholvers binnen het ingestelde bodembeschermingsgebied. Tijdens 68,9% (gewogen gemiddelde, gemiddelde: 41,8%, range 0 – 100) van de foerageer tochten werd er gefoerageerd binnen het Natura 2000-gebied Voordelta tot in het meest noordelijke puntje aan de Maasmonding. Tijdens 47,4% (gewogen gemiddelde, gemiddelde: 48,9%, range 0 – 100) van de foerageertochten werd er gefoerageerd in het gebied ten noorden van de Tweede Maasvlakte. Gemiddeld werd er tijdens 3,6% (gewogen gemiddelde, gemiddelde 23,3%, range 0 – 100) van de foerageertochten gefoerageerd in wateren in het binnenland.



Figuur 6.25 GPS-logger (Logger 4 – i014) op aalscholver met 2 kuikens. Foto R. Fijn.

Tabel 6.9 Overzicht van dagen met GPS posities van de verschillende loggers.



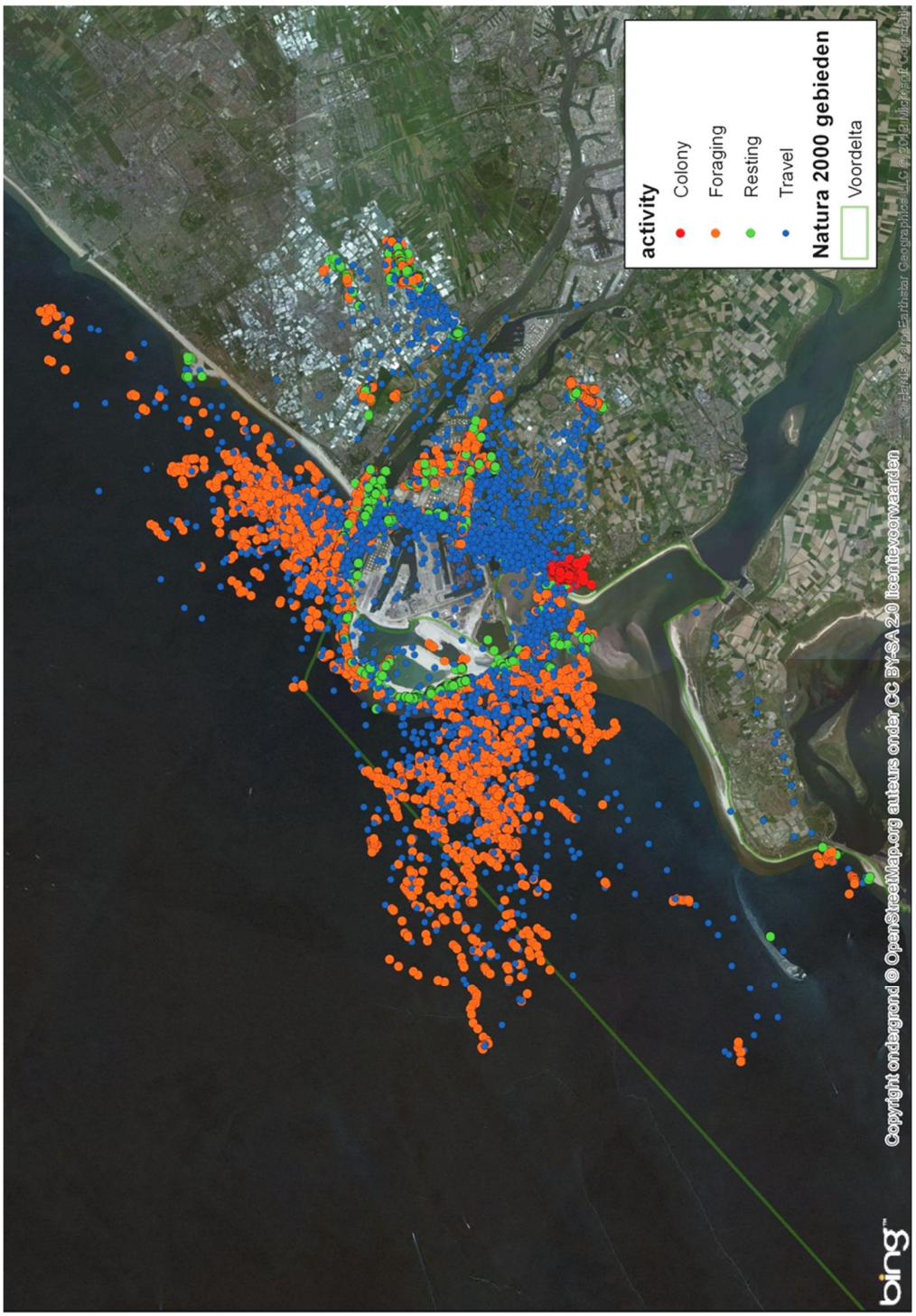


*Tabel 6.10 Basisinformatie van foerageertochten van aalscholvers uit het Breede Water. * Buiten verdere analyse gelaten.*

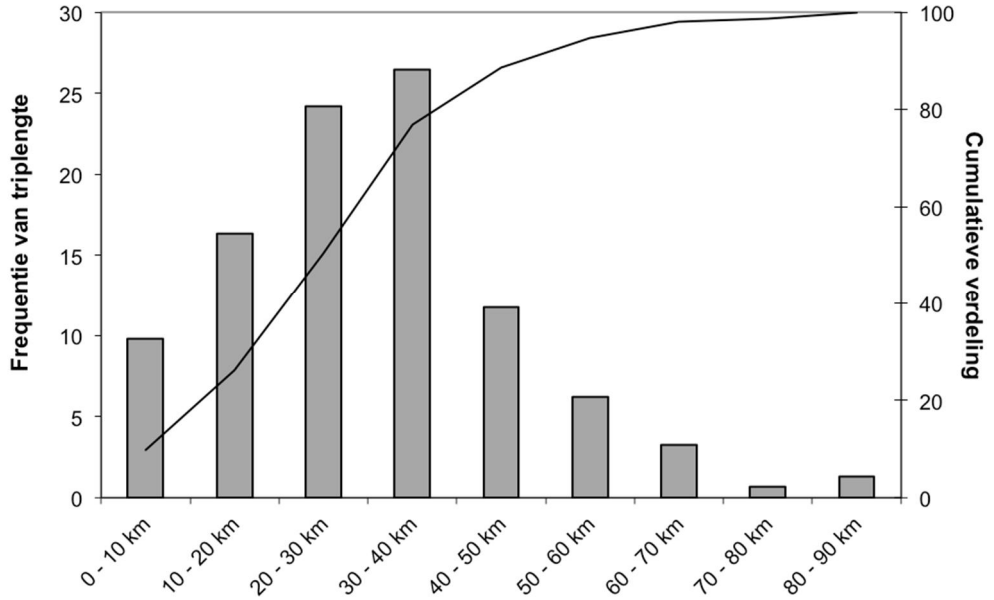
Logger nummer	Geslacht	Aantal dagen	Aantal foerageertrips	Gemiddelde tri duur (min)	Max. afstand (km)	Gemiddelde triplengte (km)	Gemiddelde foerageerduur (min)	Gemiddelde % van de tijd aan het foerageren	Gemiddelde rustuur (min)	Gemiddelde % van de tijd aan het rusten	Gemiddelde duur in transit (min)	Gemiddelde % van de tijd aan het vliegen
i001	M	19	18	613	24,3	38,8	128	20,1	445	72,2	44	7,7
i010	V	3	3	582	12,4	47,6	207	35,8	314	53,0	63	11,3
i011	V	19	28	284	22,6	41,1	81	29,8	155	51,2	50	19,0
i012	V	19	24	634	18,5	34,0	110	18,9	449	72,4	41	8,6
i013	V	8	10	428	20,2	36,3	115	28,0	270	62,2	45	9,7
i014	M	42	98	307	20,8	22,1	57	24,9	175	60,8	25	14,3
e015	M	56	73	424	27,6	36,1	96	24,5	282	62,3	47	13,2
*e016**	*M*	*1*	*2*	*174*	*13,2*	*16,6*	*12*	*4,5*	*144*	*84,3*	*22*	*11,2*
*e017**	*V*	*1*	*0*	-	-	-	-	-	-	-	-	-
e018	V	28	39	297	16,6	22,2	134	47,9	133	37,0	34	15,1
e019	V	9	11	409	20,0	37,7	158	45,2	205	35,5	51	19,3
Gemiddelde				442,0	20,3	35,1	120,7	27,8	269,8	62,0	44,4	10,2
Gewogen gemiddelde				386,0	20,1	35,0	125,7	30,2	246,3	59,1	44,1	10,6

*Tabel 6.11 Gebruik van verschillende deelgebieden tijdens foerageertochten van aalscholvers uit het Breede Water. * Buiten verdere analyse gelaten.*

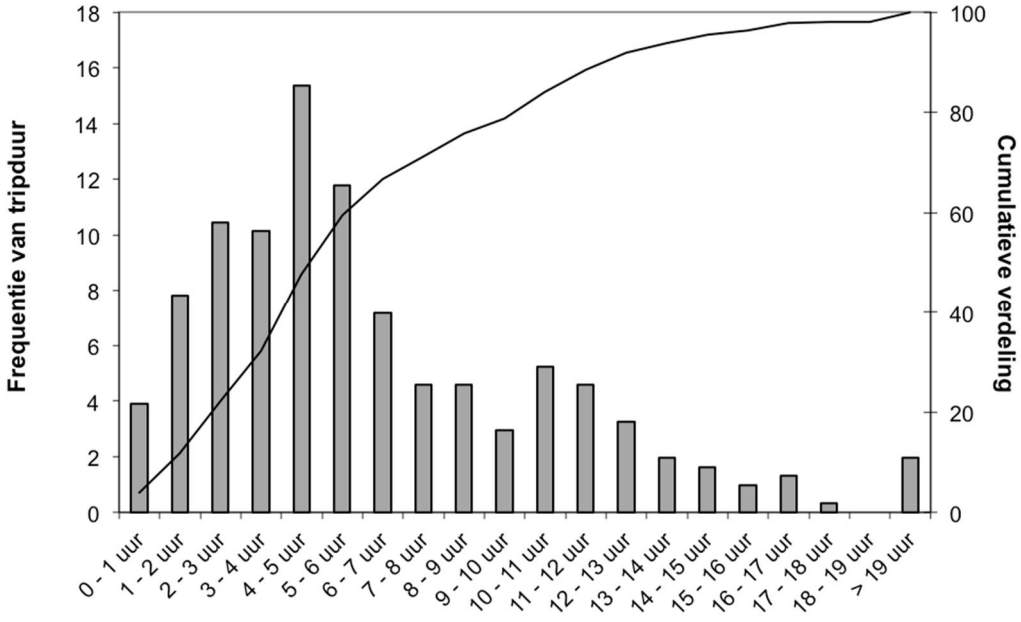
Logger nummer	Geslacht	Aantal dagen	Aantal foerageertrips	% van trips met foerageeractiviteit binnen Bodembeschermingsgebied	% van trips met foerageeractiviteit binnen Natura 2000-gebied	% van trips met foerageeractiviteit in marien habitat buiten beschermde gebieden	% van trips met foerageeractiviteit in het binnenland buiten beschermde gebieden	% van trips met rustmomenten binnen Bodembeschermingsgebied	% van trips met rustmomenten binnen Natura 2000-gebied	% van trips met rustmomenten in marien habitat buiten beschermde gebieden	% van trips met rustmomenten in het binnenland buiten beschermde gebieden
i001	M	19	18	11%	61%	100%	0%	0%	67%	100%	0%
i010	V	3	3	100%	100%	0%	0%	100%	100%	0%	0%
i011	V	19	31	13%	39%	68%	0%	16%	42%	55%	0%
i012	V	19	25	0%	0%	0%	100%	0%	0%	0%	100%
i013	V	8	10	50%	30%	0%	90%	50%	20%	0%	90%
i014	M	42	77	3%	34%	88%	0%	4%	13%	69%	0%
e015	M	56	72	0%	32%	65%	0%	11%	35%	67%	0%
*e016**	*M*	*1*	*1*	*0%*	*100%*	*0%*	*0%*	*0%*	*100%*	*0%*	*0%*
*e017**	*V*	*1*	*0*	-	-	-	-	-	-	-	-
e018	V	28	40	3%	20%	79%	20%	13%	18%	78%	20%
e019	V	9	10	50%	60%	40%	0%	0%	70%	0%	0%
Gemiddelde				25,6%	41,8%	48,9%	23,3%	21,6%	40,6%	41,0%	23,3%
Gewogen gemiddelde				7,6%	68,9%	47,4%	3,6%	22,7%	63,6%	37,4%	4,2%



Figuur 6.26 *Overzicht van alle vastgelegde GPS posities van aalscholvers uit het Breede Water. In alle kaarten moet het Bodembeschermingsgebied in ieder geval nog toegevoegd worden, een andere ondergrond gekozen worden, en gaan we de legenda nog aanpassen.*



Figuur 6.27 Frequentieverdeling van triplengte van alle opgeslagen foerageertochten van aalscholvers uit het Breede Water.



Figuur 6.28 Frequentieverdeling van tri duur van alle opgeslagen foerageertochten van aalscholvers uit het Breede Water.

Enkele voorbeelden van typische foerageertochten

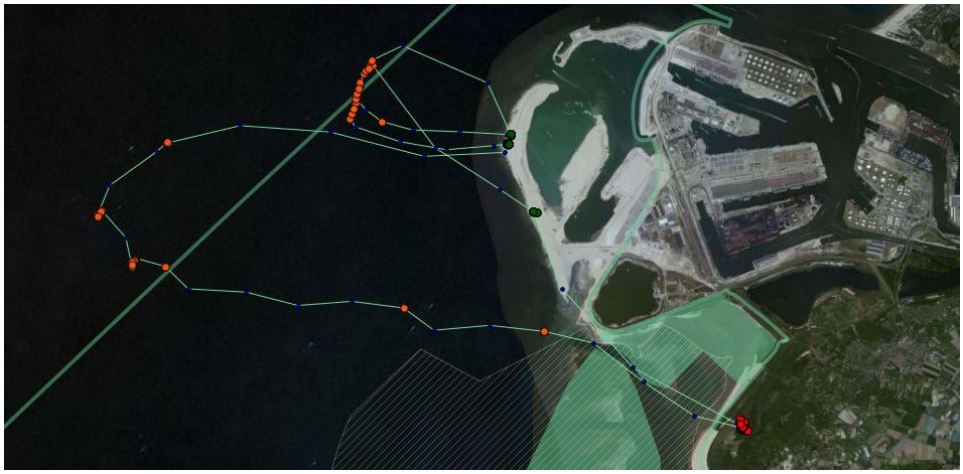
Aalscholvers uit het Breede Water bleken verschillende typen foerageertochten te laten zien. Een aantal typerende voorbeelden van ‘standaard’ tochten wordt hieronder besproken.

Foerageertrip binnen de Voordelta

Figuur 6.29 en 6.30 geven twee duidelijke voorbeelden van foerageertochten in het zeegebied van de Haringvlietmonding ten westen van de Tweede Maasvlakte. In het eerste geval verliet de vogel de kolonie om kortstondig te vissen in het Hinderplaatgebied. Na een korte rustperiode op de Hinderplaat op de rand van het aangewezen rustgebied, werd ver op zee gefoerageerd. Daarna werd er twee keer gerust op het strand van de Tweede Maasvlakte en werd in de branding gefoerageerd alvorens een korte periode te rusten ter hoogte van de Slufter. Hierna vloog de vogel terug naar de kolonie (Figuur 6.29). Het tweede voorbeeld laat twee foerageerpogingen ver op zee zien (deels buiten het Natura 2000-gebied) afgewisseld met rustperiodes op het strand van de Tweede Maasvlakte. (Figuur 6.30).



Figuur 6.29 Voorbeeld van foerageervlucht door de Voordelta.



Figuur 6.30 Voorbeeld van foerageervlucht door de Voordelta.

Foerageertrip naar de monding van de Nieuwe Waterweg

Een groot aantal vogels bezocht regelmatig (of soms bijna uitsluitend) de monding van de Nieuwe Waterweg om te foerageren (Figuur 6.31). Vaak werd er gerust op de scheidingsdam in de Nieuwe Waterweg, de blokkendam ten noorden van de Nieuwe Waterweg en het noordelijkste puntje van het Natura 2000-gebied bij de noord-contour van de Tweede Maasvlakte. Vaak werd er rond deze laatste twee dammen gefoerageerd. Vogels bleven niet vaak op dezelfde plaats, maar lieten zich vaak met de stroming mee langs de blokkendammen drijven tijdens het foerageren. Vaak waren de GPS sporen lange, bijna

rechte stippenreeksen langs de contouren van een dam. Heen- en terugvlucht gingen pal noord vanuit de kolonie, meest over het Beerkanaal.



Figuur 6.31 Voorbeeld van foerageervlucht naar de monding van de Nieuwe Waterweg.

Foerageertrip naar het gebied ten noorden van de Nieuwe Waterweg

Het gebied ten noorden van de blokkendam bij Hoek van Holland tot aan de Zandmotor was ook in trek als foerageergebied. Een typische tocht bestond uit een eerste rustmoment na vertrek uit de kolonie op de scheidingsdam in de Nieuwe Waterweg (Figuur 6.32). Daarna werden vaak 1 tot 3 foerageertochten ondernomen afgewisseld met rustmomenten op de blokkendammen langs en in de Nieuwe Waterweg alvorens terug te vliegen naar de kolonie.



Figuur 6.32 Voorbeeld van foerageervlucht naar het gebied ten noorden van de Nieuwe Waterweg.

Foerageertrip naar het binnenland

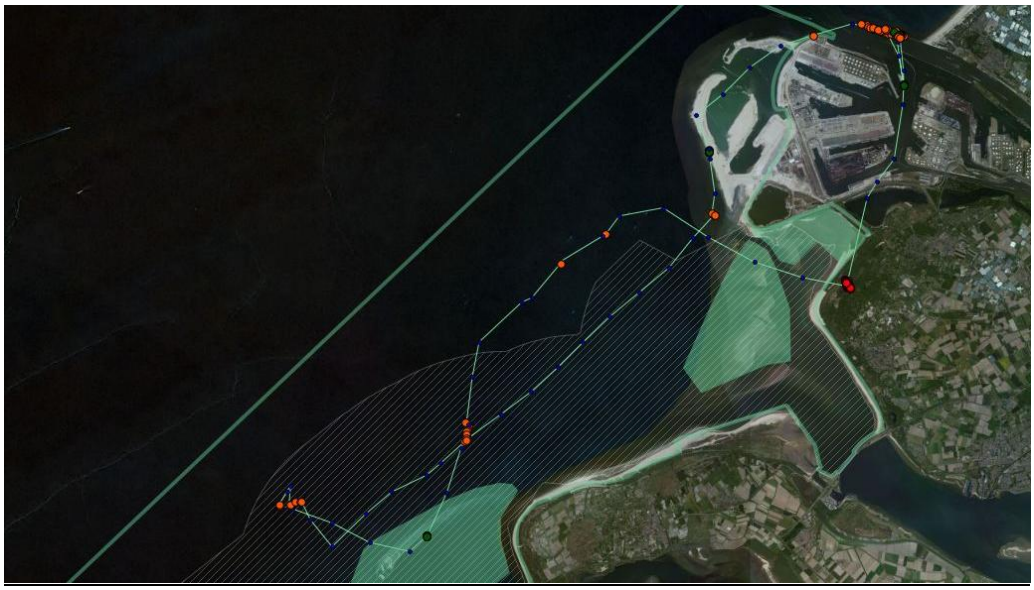
Drie van de negen vogels waarvan gegevens zijn geanalyseerd zochten in meer of mindere mate voedsel in het binnenland. Dergelijke vluchten verliepen hetzelfde als op zee alleen lagen rust en foerageerlocaties zeer dicht bij elkaar (Figuur 6.33). Vaak werd er op de kant van poldersloten gerust en in bomen langs het foerageerwater. Ook bleken de randen van regenwaterbassins langs kassen erg in trek voor rustende aalscholvers. Mogelijk dat de warmte die van het zwarte rubber afkomt in de zon aantrekkelijk is voor rustende aalscholvers.



Figuur 6.33 Voorbeeld van foerageervlucht naar het binnenland.

Foerageertrip naar meerdere deelgebieden

Vaak werden ook meerdere deelgebieden bezocht tijdens foerageertochten. Het meest kwam de combinatie voor om eerst naar het westen te vliegen vanuit de kolonie, te rusten in het Hinderplaatgebied en kort te foerageren, om daarna buitenom naar de monding van de Nieuwe Waterweg te vliegen om daar te foerageren (figuur 6.34). Soms duurden die eerste tochten redelijk lang zoals blijkt uit figuur 6.27.



Figuur 6.34 Voorbeeld van foerageervlucht naar de monding van de Nieuwe Waterweg.



Figuur 6.35 Voorbeeld van foerageervlucht naar een 'nieuwe' bestemming.

Foerageertrip naar het 'onbekende'

De tocht weergegeven in figuur 6.34 had het ook al een beetje in zich maar in nog twee andere gevallen vlogen aalscholvers soms naar niet eerder gebruikte foerageerlocaties. Dit soort 'ontdekkingstochten' kwam niet veel voor. Mogelijk is dit soort tochten bedoeld om het voedselaanbod op niet regelmatig gebruikte foerageerlocaties te checken of zijn het plekken waarvan deze vogels uit het voorseizoen weten dat er voedsel te vinden was (voorbeeld in Figuur 6.35).

Tijdsbudgetten tijdens foerageertochten

Tijdens een foerageervlucht konden drie verschillende gedragstyperingen worden onderscheiden. Heen en weer vliegen tussen kolonie en foerageergebieden (*in transit*), rusten op dammen, platen en stranden (Rusten) en voedsel zoeken (Foerageren). Tijdens de gelogde foerageertochten bleek dat aalscholvers uit het Breede Water gemiddeld 30% van de tijd bezig waren met foerageren, 59% met rusten en 11% met heen en weer vliegen tussen de kolonie (Tabel 6.10).

Verschillen tussen mannen en vrouwen

In totaal zijn 191 foerageertrips van mannetjes opgeslagen tegenover 115 trips van vrouwtjes (Tabel 6.12). Gemiddeld vertrokken vrouwtjes eerder van het nest voor hun eerste foerageertocht dan mannetjes. De gemiddelde tri duur, maximale afstand uit de kolonie en gemiddelde triplengte verschilden niet significant tussen de geslachten maar waren in alle gevallen licht groter voor vrouwtjes. Opmerkelijk was dat vrouwtjes gemiddeld een groter percentage van de tri duur besteden aan foerageren en minder aan rusten. Ook bleken vrouwtjes een iets groter deel van de tijd te besteden aan vliegen, maar dat is in lijn der verwachting aangezien ook de triplengte en maximale afstand van deze groep licht hoger waren dan bij mannetjes. Ook Plat eeuw & van Eerden (1995) beschrijven bij hun onderzoek in de Oostvaarder plassen en het Noordermeer dat vrouwtjes duidelijk eerder vertrokken dan mannetjes en dat de trip van vrouwtjes ook langer duurden. Wel lag de gemiddelde vluchtduur van de foerageertrips duidelijk hoger dan in het Noordermeer en Oostvaarder plassen, waar de trips niet boven 250 minuten kwamen.

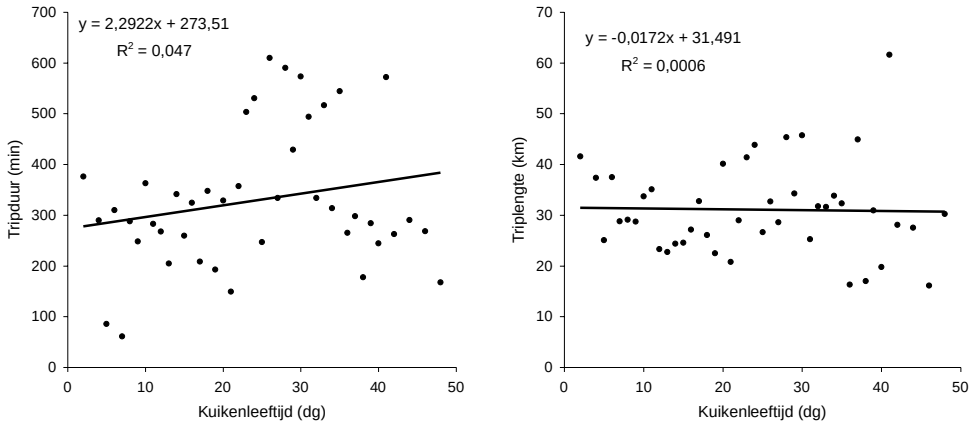
Tabel 6.12 Verschillen in foerageertochten tussen mannetjes en vrouwtjes aalscholvers uit de broedkolonie in het Breede Water.

Geslacht	Aantal foerageertrips	Gemiddelde vertrektijd eerste tocht	Gemiddelde tri duur (min)*	Max. afstand (km)	Gemiddelde triplengte (km)	Gemiddelde % van de tijd aan het foerageren	Gemiddelde % van de tijd aan het rusten	Gemiddelde % van de tijd aan het vliegen
Man	191	7:01 *	379	12,0	29,0	24,1% *	62,7% *	13,2%
Vrouw	115	5:16 *	394	12,5	32,7	35,2% *	50,3% *	14,5%

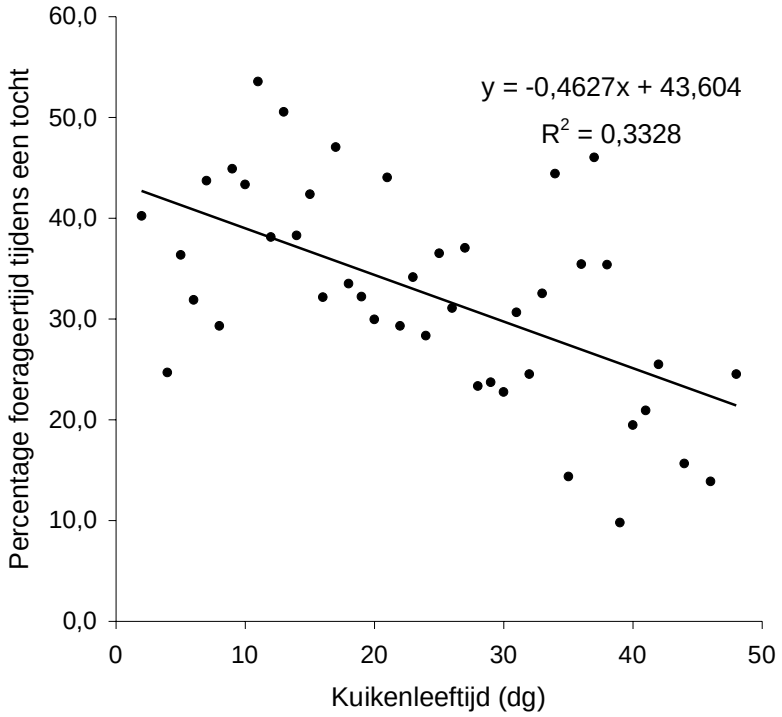
** Significant verschillend op basis van non-parametrische Mann-Whitney U test.*

Invloed van kuikenleeftijd op foerageergedrag van aalscholvers

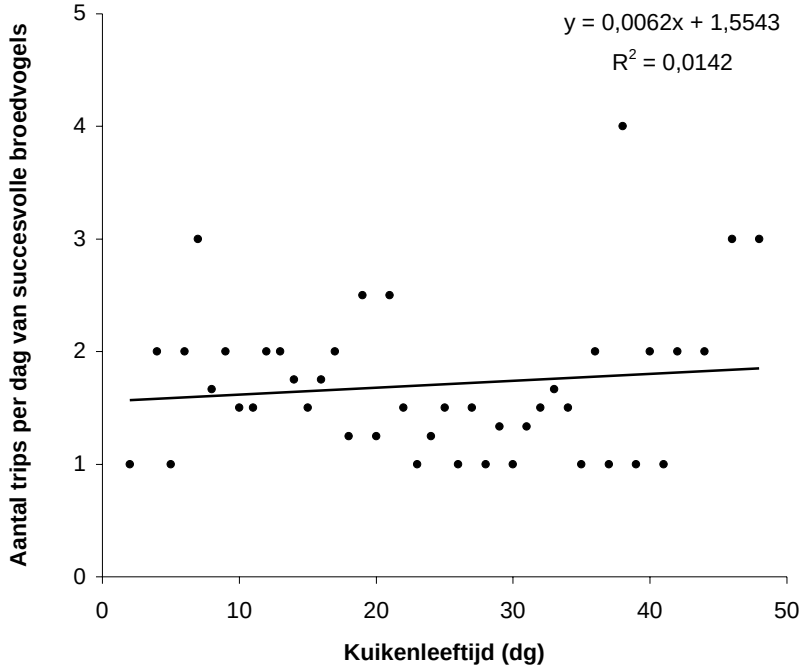
In de loop van het seizoen, naarmate de kuikens ouder werden, werden door de aalscholvers de langste foerageertochten uitgevoerd. De foerageerafstand varieerde tussen de 20 en 45 km, met een uitschieter tot 60 km (Figuur 6.36). Het deel van de trip besteed aan foerageren werd kleiner in de loop van het seizoen (Figuur 6.37). De toename van de duur van de foerageervluchten komt overeen met de resultaten van Platteeuw & van Eerden (1995) die in het Naardermeer en de Oostvaardersplassen eveneens een langere tripduur vonden bij het ouder worden van de jongen. Het aantal foerageertochten per dag schommelt in de loop van het seizoen tussen de één en drie, met als uitschieter vier foerageervluchten op een dag (Figuur 6.38).



Figuur 6.36 Tripduur in minuten (links) in de loop van het broedseizoen van vogels die succesvol jongen grootbrachten en de triplengte in km's (rechts).



Figuur 6.37 Afname van percentage foerageertijd in de loop van het broedseizoen van vogels die succesvol jongen grootbrachten.

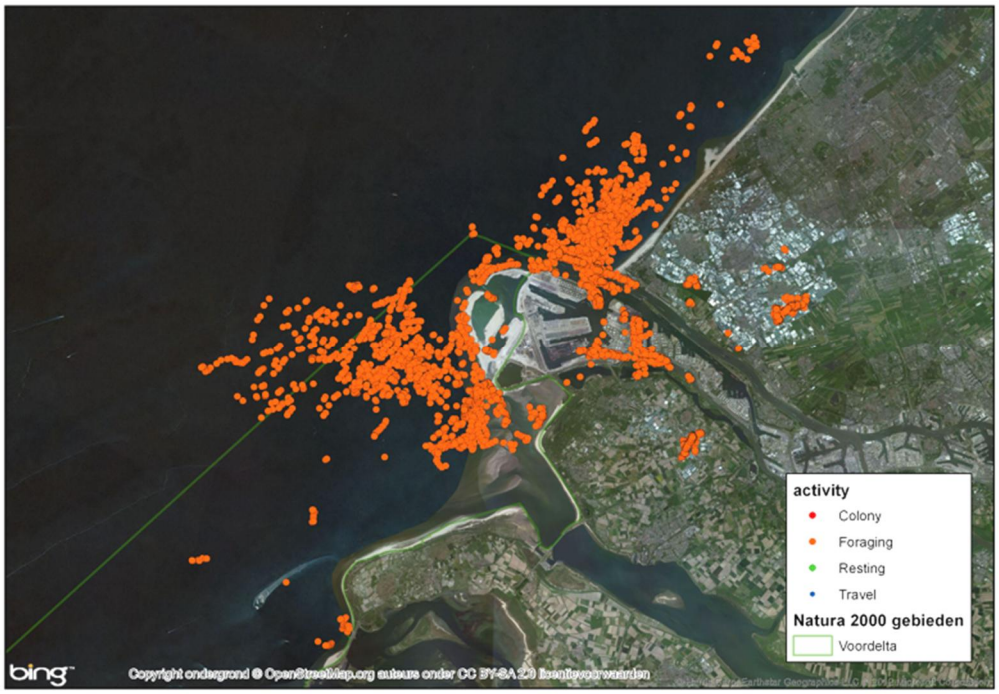


Figuur 6.38 Aantal foerageertochten per dag in de loop van het broedseizoen van vogels die succesvol jongen grootbrachten.

Gebiedsgebruik en foerageergedrag van aalscholvers

Foerageerlocaties

De belangrijkste foerageergebieden liggen in het zeegebied ten westen van de kolonie binnen het bodembeschermingsgebied, Natura 2000-gebied Voordelta en net daarbuiten. Een enkele keer is zuidelijker gefoerageerd tot bij de Brouwersdam. Daarnaast werd door enkele vogels ook langs de rand van de buitencontour van de Tweede Maasvlakte binnen het Natura 2000-gebied Voordelta gefoerageerd. Een ander belangrijk gebied voor aalscholvers uit het Breede Water is het Noordelijke havengebied en het gebied ten noorden van de Blokkendam van Hoek van Holland tot aan de Zandmotor. Daarnaast foerageerde een aantal vogels in de havens zelf. Drie van de negen vogels foerageerden in zoetwatergebieden in het binnenland, in het kassengebied rond Naaldwijk, in een kanaal ten zuiden van Brielle en in het Brielse Meer (Figuur 6.39). De hoogste intensiteit van foeragerende aalscholvers bevond zich in het gebied ten noorden van de monding van de Nieuwe Waterweg (Figuur 6.40).



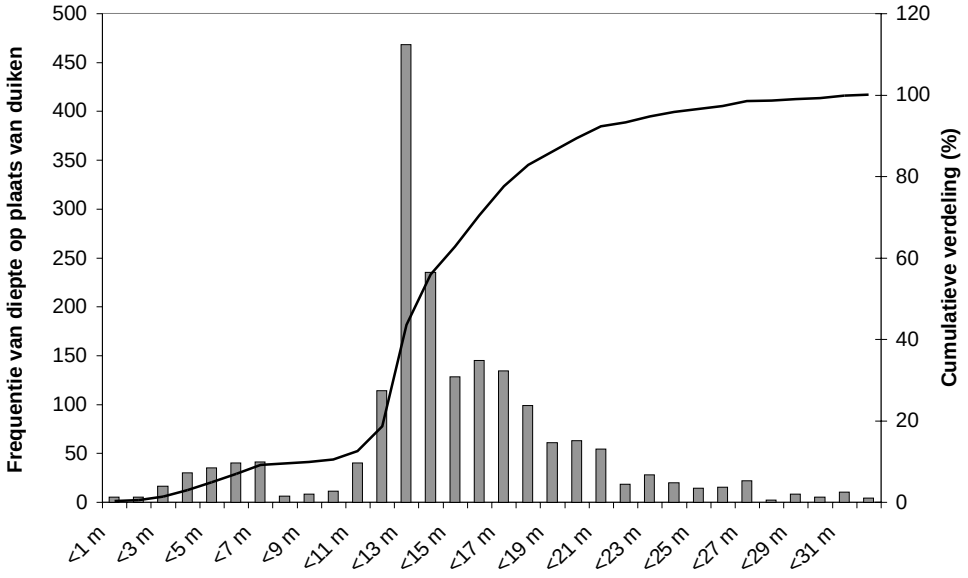
Figuur 6.39 *Weergave van GPS posities in de database met gedragscode 'Foerageren' van aalscholvers uit het Breede Water.*



Figuur 6.40 *Weergave van 95% kernel densities kaart van de foerageerlocaties van aalscholvers met GPS uit het Breede Water.*

Uit het voedselonderzoek blijkt dat bodembewonende platvis het hoofdbestanddeel is van het voedsel van aalscholvers in het Breede Water. Dit betekent dat aalscholvers voornamelijk dicht bij de bodem foerageren. Aalscholvers uit het Breede Water bleken voornamelijk te foerageren in water met dieptes tussen de 11 en 14 meter diep (~50%, Figuur 6.41). In het algemeen is 90% van de foerageerposities in water met een diepte van minder dan 20 m. Maar 12% van de opgeslagen foerageerposities ligt in water met dieptes minder dan 10 m (Figuur 6.41).

Het vergelijken van diëten van vogels van nesten waarvan een oudervogel met GPS-logger is uitgerust bleek niet eenvoudig. Uit de gegevens blijkt dat schurftvis vooral is gegeten als er ver weg en diep is gefoerageerd. Hetzelfde geldt voor tong, maar deze soort is mogelijk deels achter trawlers gevangen (vergelijk o.a. vogel i013 op 16 en 24 mei en vogel i001 op 7 juni in bijlage 1). Schar is vooral gegeten als vogels dicht langs de kust zaten al dan niet in de buurt van de monding van de Nieuwe Waterweg. Als dieren een breed patroon in het ruimtegebruik met verre reizen hebben, is een breder spectrum van zoutwatervissoorten (veel soorten) in het dieet gevonden (vergelijk vogel i013 en e015 in bijlage 1).

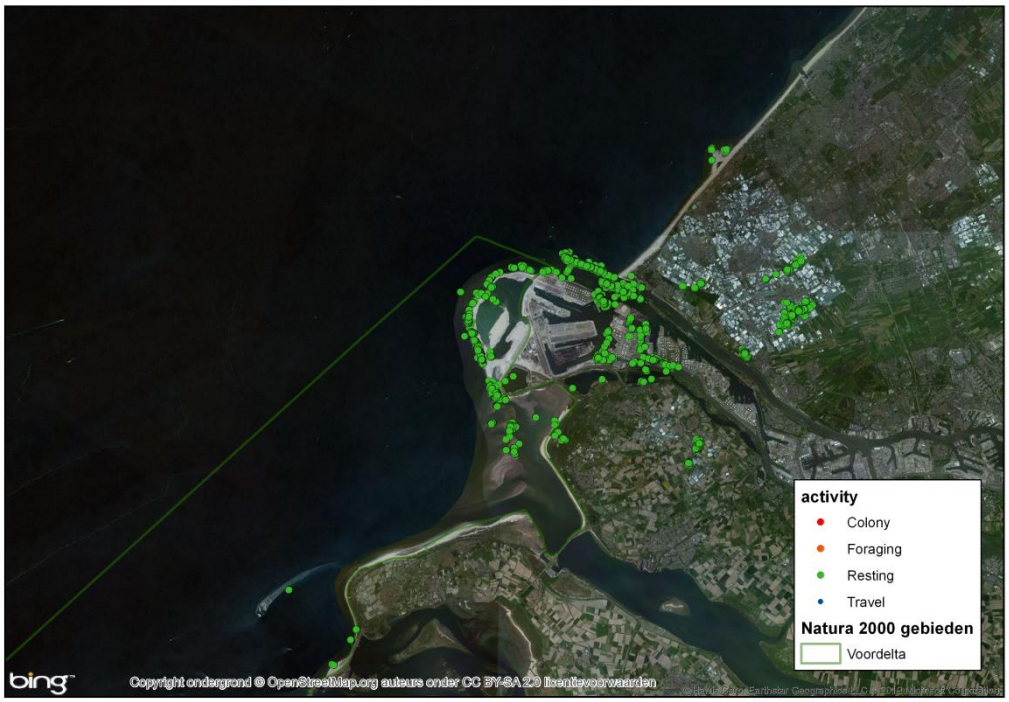


Figuur 6.41 Frequentieverdeling van de waterdiepte op alle opgeslagen foerageerposities van aalscholvers uit het Breede Water.

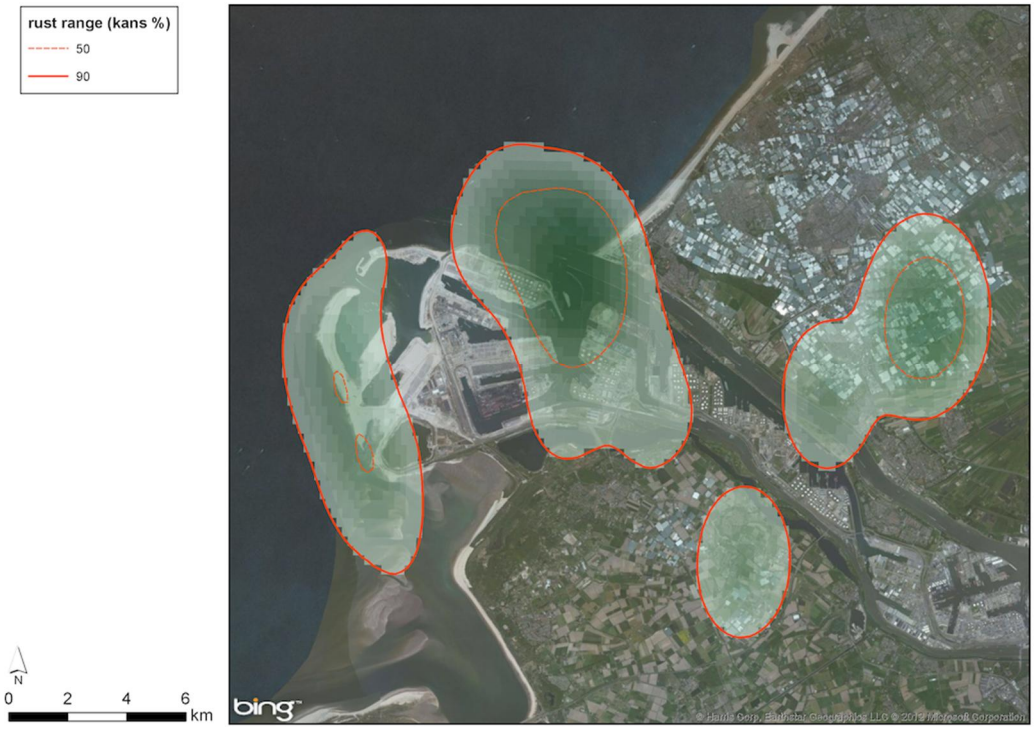
Rustlocaties

Een groot deel van de tijd tijdens een foerageertocht wordt gebruikt om te rusten. Op die momenten drogen aalscholvers hun veren en rusten uit om daarna nogmaals te gaan foerageren of om terug te vliegen naar de kolonie. Aalscholvers uit het Breede Water rustten voornamelijk (van zuid naar noord gaand) op de Hinderplaat, de stranden en blokkendammen van de Tweede Maasvlakte, en de blokkendammen in de monding van de Nieuwe Waterweg. Ook rustten enkele vogels dichtbij de foerageergebieden in het binnenland en op de Zandmotor. Daarnaast werd één keer gerust nabij de noordelijke haven van de Brouwersdam (Figuur 6.42). De hoogste intensiteit van rustende aalscholvers bevond zich in het Natura 2000-gebied Voordelta op de stranden van de Tweede Maasvlakte en in het gebied ten noorden van de monding van de Nieuwe Waterweg (Figuur 6.43).

Voor de verschillende deelgebieden is bepaald tijdens welk percentage van de tochten een bepaald deelgebied werd aangedaan om te rusten (Tabel 6.11). Tijdens 22,7% (gewogen gemiddelde; rekenkundig gemiddelde 21,6%) van de foerageertochten rusten aalscholvers binnen het ingestelde bodem beschermingsgebied. Tijdens 63,6% (gewogen gemiddelde; rekenkundig gemiddelde 40,6%) van de foerageertochten werd er gerust binnen het Natura 2000-gebied Voordelta tot in het meest noordelijke puntje aan de Maasmonding. Tijdens 63,6% (gewogen gemiddelde; rekenkundig gemiddelde 40,6%) van de foerageertochten werd er gerust in het gebied ten noorden van de Tweede Maasvlakte. Gemiddeld werd er tijdens 4,2% (gewogen gemiddelde, rekenkundig gemiddelde 23,3%) van de foerageertochten gerust in wateren in het binnenland. Het totaal is meer dan 100%, daar tijdens één tocht zowel in het Natura 2000-gebied Voordelta als daarbuiten gerust kan worden.

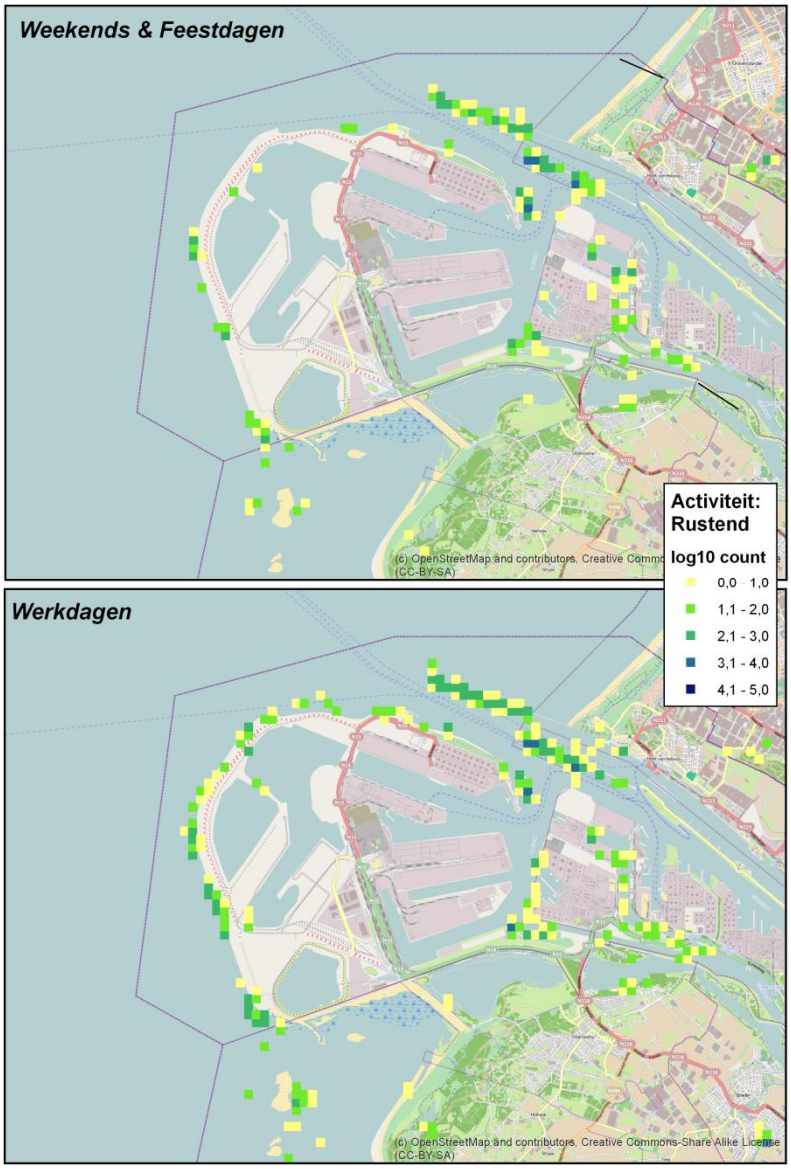


Figuur 6.42 Alle GPS posities in de database met gedragscode 'Rusten' van aalscholvers uit het Breede Water.



Figuur 6.43 95% Kernel density kaart van de rustlocaties van aalscholvers met GPS uit het Breede Water.

Rustende aalscholvers op platen en stranden blijken relatief verstoringsgevoelig te zijn. De vogels vliegen bij nadering van mensen al op een afstand van een paar honderd meter op. Hierdoor ontstaat een verschil in gebruik tussen rustplekken in de weekenden (als er meer recreanten op bijvoorbeeld de stranden aanwezig zijn) en op werkdagen (Figuur 6.44). In deze figuur is op een raster het aantal GPS posities geteld per rasterhok en op een log10 schaal uitgezet. Hieruit blijkt dat in de weekenden vooral de stranden van de Tweede Maasvlakte veel minder gebruikt worden dan doordeweeks.



Figuur 6.44 *Weergave van dichtheid van rustlocaties van aalscholvers uit het Breede Water op doordeweekse dagen en in de weekenden. De aantallen posities zijn cumulatief weergegeven op een log10 schaal.*

Heen- en terugreis

Zo gauw aalscholvers de kolonie verlaten zijn er twee hoofdroutes richting de foerageergebieden, een westelijke route en een noordelijke route (Figuur 6.45). De westelijke route voert vogels richting foerageergebieden in het zeegebied ten westen van de Tweede Maasvlakte. De vogels op de noordelijke route gaan over land richting het havengebied van de Maasvlakte en steken bijna allemaal over het Beerkanaal richting de monding van de Nieuwe Waterweg en het gebied ten noorden van de blokkendam bij Hoek van Holland. Naast deze twee hoofdroutes zijn er ook nog enkele vogels die het binnenland invliegen om te foerageren. Een enkele keer komt het voor dat vogels 'om de Tweede Maasvlakte' heen vliegen om tussen beide 'hoofdgebieden' te switchen. Heen- of terugvluchten over het gebied van de Tweede Maasvlakte zijn schaars.



Figuur 6.45 Kaart met hoofdroutes voor foerageervluchten.

Elke keer als aalscholvers uit het Breede Water de kolonie verlaten maken ze een keuze waar te gaan foerageren. Het ligt voor de hand om een relatie te verwachten tussen de weersomstandigheden, en dan met name windrichting, en de plek van foerageren. In Tabel 6.13 zijn uitvliegrichtingen op basis van de GPS-logger gegevens gekoppeld aan de windrichting. Ongeveer 65% van de vluchten gaat naar het noorden gaat en ongeveer 28% naar het westen, behalve bij wind uit het zuiden. Dan is het percentage vogels dat naar het westen of het noorden vertrekt vergelijkbaar. Er vertrekken geen vogels naar het zuiden (zie ook Figuur 6.45).

Tabel 6.13 Het aandeel van de uitvliegrichtingen van de aalscholvers met GPS-logger bij verschillende windrichtingen.

windrichting	uitvliegrichting in %			
	noord	oost	zuid	west
noord	69	4	0	28
oost		9	0	27
zuid	48	5	0	46
west	67	4	0	29

Daarnaast bepaalt waarschijnlijk de foerageerplek van de vorige dag ook in hoge mate waar aalscholvers de volgende dag naar toe vliegen. Dit kon bestudeerd worden met behulp van de loggers e015, e018 en e019, aangezien die elke dag posities opsloegen. In totaal werden 86 opeenvolgende dagen opgenomen bij deze 3 loggers (93 meetdagen – 3 'eerste dagen' - 4 dagen zonder tochten). Op 78% van de dagen kozen vogels dezelfde foerageerlocatie als de dag daarvoor. Op 22% van de dagen kozen aalscholvers voor een andere foerageerplek.

6.4 DISCUSSIE EN INTEGRATIE

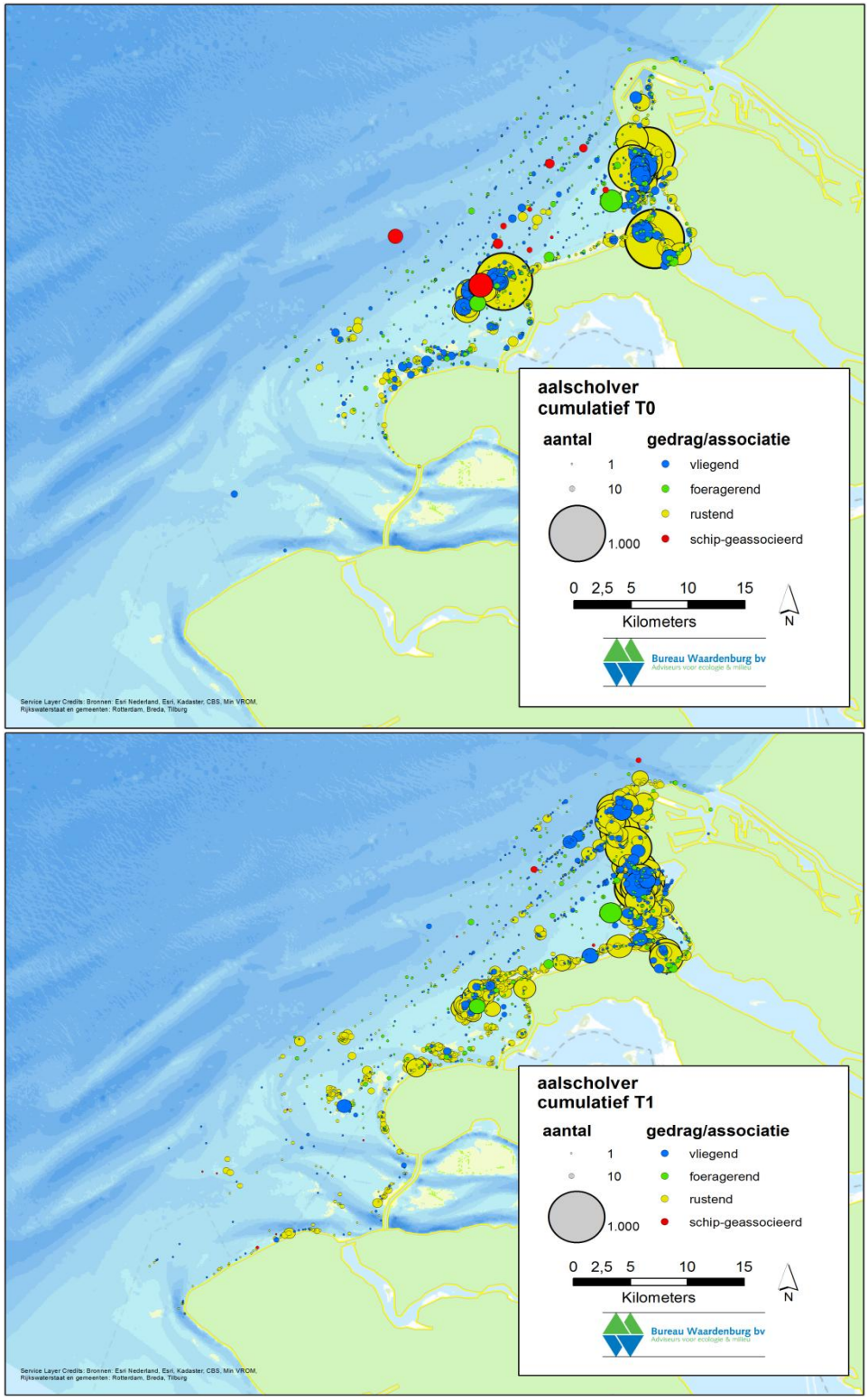
6.4.1 Verspreiding en aantallen Voordelta

De vliegtuigtellingen geven een beeld van het ruimtelijk gebruik van de Voordelta door aalscholvers. De aalscholvers in het noordelijke deel van de Voordelta zullen voor een belangrijk deel afkomstig zijn uit de broedkolonie in het Breede Water. Dit zijn zowel broedvogels als niet-broedvogels. Deze laatste groep gebruikt de kolonie voornamelijk als slaapplaats en zal vroeg in de ochtend vertrekken en aan het eind van de avond terugkeren. Daarnaast wordt de Voordelta gebruikt door broedvogels van het Quackjeswater waar ruim honderd paren broeden. Enkele honderden vogels, die in het zomerhalfjaar in de Voordelta op de platen voor de Brouwersdam verblijven, slapen in de Grevelingen (Boudewijn *et al.* 1994).

Uit de gegevens van de gezenderde vogels komt naar voren dat het gebied van de Nieuwe Waterweg en voor Hoek van Holland een belangrijk foerageergebied is voor de aalscholvers van het Breede Water. Bij de vliegtuigtellingen is de noordgrens van de Voordelta steeds als noordgrens van het telgebied aangehouden, zodat er geen informatie beschikbaar is in hoeverre het belang van het gebied van Nieuwe Waterweg en noordelijker gelegen gebieden door de aanleg van de Tweede Maasvlakte als foerageergebied voor aalscholvers is veranderd ten opzichte van de T0 situatie.

Figuur 6.46 presenteert de gecumuleerde gegevens van de vliegtuigtellingen uit de T0-periode (2005 en 2006) en de T1-periode (2009-2012). De gegevens per jaar staan weergegeven in Bijlage 12. In de T0-periode zijn de belangrijkste rustgebieden De Bollen van de Ooster, de Kwade Hoek en de Hinderplaat, terwijl de kop van de toenmalige Eerste Maasvlakte slechts weinig gebruikt wordt. Grote groepen aalscholvers zijn geassocieerd met vissersschepen. Tijdens de T1 ontbreken de met vissersschepen geassocieerde groepen aalscholvers vrijwel geheel. Ook is er een duidelijke verschuiving in de rustgebieden opgetreden. Het gebied van De Bollen van de Ooster is minder belangrijk geworden, terwijl de kop van de Tweede Maasvlakte nu een belangrijk rustgebied is geworden.
Opvallend is dat in de T0-periode door aalscholvers achter vissersschepen werd gefoerageerd in gebieden ten westen en ten zuidwesten van de kolonie in het Breede Water, maar in de T1-periode is dit gedrag grotendeels weggevallen. De vogels benutten nu veel

meer de noordelijk gelegen gebieden, waarbij ze de kop van de Tweede Maasvlakte benutten om tijdens de foerageertochten te rusten. Deze verschuiving in noordelijke richting doet vermoeden, dat ook de Nieuwe Waterweg en de gebieden ten noorden hiervan sterk in belang zijn toegenomen, omdat deze gebieden aansluiten bij de rustgebieden op de Tweede Maasvlakte. De vliegtuigtellingen kunnen hierover geen uitsluitsel geven, omdat tot de Nieuwe waterweg wordt geteld.



Figuur 6.46 Cumulatieve verspreidingskaarten aalscholvers tijdens vliegtuigtellingen in de T0 (2005 en 2006) en T1 (2009-2012).

De verschuiving van het foerageergebied in noordelijke richting ten opzichte van de jaren 2005 en 2006 komt ook goed tot uiting in de foerageervluchten van de gezenderde vogels

(Figuur 6.45). Er vinden vrijwel geen foerageervluchten in zuidelijke richting plaats. In hoeverre de afname van de boomkorvisserij tot een afname heeft geleid in het benutten van viskotters tussen T0 en T1 is onbekend. Vraag daarbij is waarom aalscholvers geen gebruik maken van de garnalenkotters die actief zijn in het gebied.

6.4.2 Broedparen en broedsucces Breede Water

Het aantal broedparen in het Breede Water is, behoudens de dip in 2006, vanaf 2004 redelijk constant met een lichte toename in 2012. Het broedsucces van de aalscholvers in de afgelopen jaren werd geschat op 1,6 – 2,2 jong per legsel (mond. med. M.R. van Eerden). Het broedsucces van 1,7 jong per legsel in 2012 past goed in deze *range*, al is het aan de relatief lage kant. In 1988 was het broedsucces 2,2 jong per legsel, terwijl de koloniegrootte 1.000 vogels was (Dirksen *et al.* 1989) en daarmee vergelijkbaar met de situatie in 2012. In 1994 is ook het broedsucces onderzocht. De koloniegrootte bedroeg toen 1.395 broedparen en het broedsucces was 1,2 jong per legsel. Opmerkelijk waren dat in dat jaar zowel de aalscholvers van het Breede Water als van de nabijgelegen Dordtse Biesbosch en Ventjagersplaten relatief laat met het broedproces begonnen (Boudewijn & Dirksen 1995). Dit suggereert een gemeenschappelijke oorzaak. Het berekende geconsumeerde visgewicht per dag was in mei 1994 in het Breede Water laag, wat samenviel met een laag broedsucces.

Het broedsucces van de aalscholvers in het Breede Water bedroeg in 2012 gemiddeld 1,7 jong per gestart legsel, terwijl het broedsucces van de nesten met gezenderde vogels 1,3 jong per legsel bedroeg. Hoewel de steekproef te klein is voor statistische toetsing, nemen we aan dat de nesten met een gezenderde aalscholver een lager broedsucces hadden. Er zijn drie mogelijke oorzaken aan te wijzen voor het lagere broedsucces van de gezenderde vogels: het effect van het vangen van adulte vogels op het nest, afwijkend gedrag door de loggers en het selectief vangen van vogels op lage nesten. Tabel 6.2 laat zien dat het grootste verlies (±30%) van jongen en eieren rond de vangdag optrad. Dit verlies is hoger dan het verlies dat bij eerder onderzoek in deze kolonie in deze fase van het broedproces werd vastgesteld (Dirksen *et al*. 1989), zodat aannemelijk is dat de vangactie van invloed is gewest op het broedsucces. In paragraaf 7.4 wordt nader ingegaan op het gedrag van de oudervogels. De gegevens suggereren dat het gedrag mogelijk door de loggers beïnvloed is. Tenslotte is bekend uit onderzoek in andere kolonies dat in de loop van het broedseizoen aalscholvers geleidelijk lager in de bomen gaan broeden.
Voor de veiligheid van de onderzoekers zijn de vogels gevangen op relatief lage nesten. Dit zijn dus veelal laat gestarte nesten. Over het algemeen geldt dat later gestarte nesten een lager broedsucces hebben dan vroeg gestarte legsels (Dirksen *et al.* 1989). Hierbij treden de grootste verliezen in de eifase op. Het verlies in de jongenfase is over het algemeen gering. Aangezien er in de kleine jongenfase wel flinke verliezen optraden in het onderzoek in 2012 is het aannemelijk dat deze verliezen vooral door de vangactie + aanbrengen zender veroorzaakt zijn en in mindere mate doordat relatief late broedparen zijn gevangen.

6.4.3 Dieet onderzoek

In 1988 en 1994 zijn eerder in het Breede Water braakballen verzameld onder nesten om de voedselsamenstelling te bepalen. In 1988 beperkte het onderzoek zich tot het vaststellen van de aanwezigheid van soorten vis in de braakballen, terwijl in 1994 ook het visgewicht per braakbal werd berekend. In 1988 was ongeveer 60% van de braakballen afkomstig van in zoutwater foeragerende aalscholvers. In deze braakballen vormden platvissen op aantalsbasis met 65% de belangrijkste voedselgroep, gevolgd door paling met 9%, zandspiering 7% en pitvis (7%). Van de overige braakballen was 33% samengesteld uit vis uit

zoetwatergebieden met 86% karperachtigen, 11% baarsachtigen, en 4% paling (Dirksen *et al.* 1989).

In 1994 werd de voedselsamenstelling op een vergelijkbare manier berekend als in het huidige onderzoek (Tabel 6.14). In mei 1994 bestond 55% van het visgewicht per braakbal uit zoetwatervis en slechts 38% uit platvis. Dit is sterk afwijkend van de voedselsamenstelling in de jaren 2009-2012. In deze laatste periode vormt platvis het hoofdbestanddeel van het voedsel (73-89%). Het aandeel overige zoute vis schommelt tussen 6-20%.

Tabel 6.1 Gemiddelde voedselsamenstelling per braakbal van aalscholvers in de kolonie van het Breede Water op basis geconsumeerd visgewicht. Er is alleen onderscheid gemaakt in visgroepen. Gegevens 1994 uit Boudewijn & Dirksen (1995).

	mei 1994		mei 2009		mei 2010		mei 2011		mei 2012		mei 2013	
soort	in gram	aandeel	in gram	aandeel	in gram	aandeel	in gram	aandeel	in gram	aandeel	in gram	in aandeel
zoetwatervis	179	55	0	0	0	0	0	0	57	15	61	11
platvis	125	38	282	80	390	83	475	89	285	73	421	77
overige zoutwatervis	24	7	70	20	77	16	56	11	23	6	43	8
grondels	0	0	0	0	1	0	0	0	23	6	19	4
Visgewicht per bal	**329**		**353**		**468**		**531**		**388**		**544**	

Tussen jaren bestaan aanzienlijke verschillen in de berekende geconsumeerde visgewichten per braakbal. Vooral in jaren met een hoog aandeel platvis is de visconsumptie hoog. Dit suggereert dat de voedselomstandigheden in 1994, 2009 en 2012 niet bijzonder gunstig waren. Van 1994 en 2012 is het broedsucces bekend: 1,2 en 1,7 jong legsel. Een geringe voedselconsumptie lijkt samen te gaan met een laag broedsucces. In 2011 en 2013 is de voedselconsumptie relatief hoog, maar de gegevens over het broedsucces zijn nog niet beschikbaar gesteld.

Bij de berekening van het geconsumeerde visgewicht is geen rekening gehouden met slijtage van de otolieten in de maag van de aalscholver. Door het zoutzuur in de maag worden de otolieten aangetast, waardoor lengte en breedte afnemen (Van Damme 1994). Hierbij geldt dat otolieten van zoutwatervis sterker worden aangetast dan otolieten van zoetwatervis (mond. med. C. van Damme). De verschillen in berekende visconsumptie zijn in feite groter zijn dan in Tabel 6.14 staat weergegeven.

In het broedseizoen gaat een hoog aandeel zoetwatervis over het algemeen samen met relatief lage visgewichten per braakbal. Dit suggereert dat bij een gering aanbod van vis op zee de vogels uitwijken naar binnenlandse zoetwatergebieden om daar te foerageren.

Vergelijking voedselsamenstelling aalscholvers en visvoorkomen
Door IMARES wordt in het kader van de Evaluatie compensatiemaatregelen Tweede Maasvlakte de vis bemonsterd in het Bodembeschermingsgebied en de rest van de Voordelta. In de eindrapportage van het perceel vis (Hoofdstuk 3) worden conclusies getrokken ten aanzien van de ontwikkeling van verschillende vissoorten in de periode 2002-2011. Voor verschillende vissoorten geven ze aan of deze voor- of achteruit zijn gegaan in de onderscheiden deelgebieden.

Voor de braakbalgegevens van mei en september uit de periode 2009 – 2012 is gekeken of er een bepaalde tendens is te onderscheiden in de samenstelling van de braakballen op aantals- en/of gewichtsbasis, waarbij de braakballen van mei representatief worden verondersteld voor de situatie tijdens het broedseizoen en de braakballen uit september voor de situatie buiten het broedseizoen. Berekend is per braakbal wat het gemiddelde aantal vissen voor de verschillende vissoorten is en wat het gemiddelde gewicht van de vissen is. Indien de waarden voor 2009 en 2010 beide lager waren dan voor 2012 en 2013 is aangenomen dat het belang van de soort in aantal of gewicht is toegenomen als prooisoort.

Indien het tegengestelde plaatsvond is aangenomen dat het belang van de desbetreffende soort is afgenomen.
Tabel 6.15 geeft een samenvatting van deze ontwikkelingen. Hierin zijn tevens de bevindingen van perceel Vis (Hoofdstuk 3) opgenomen, zodat gekeken kan worden of trends bij de visvangsten ook weerspiegeld worden in de voedselsamenstelling van de aalscholvers.

In de broedperiode treedt in de periode 2009-2012 bij zeven prooisoorten op aantalsbasis een toename op (baars, dikkopje, pitvis, schar, smelt, zeedonderpad en zwarte grondel), die behalve bij de pitvis ook weerspiegeld wordt in een gewichtstoename. Bij vijf soorten wordt op aantalsbasis een afname waargenomen (dwergtong, griet en harnasman, schol en wijting), die behalve bij de schol ook weerspiegeld wordt in een gewichtsafname van de soort in het voedsel.

Buiten het broedseizoen nemen zes vissoorten in aantal in het voedsel toe (blankvoorn, botervis, haring, horsmakreel, kabeljauw en zeedonderpad). Bij botervis, horsmakreel, kabeljauw en zeedonderpad is tevens sprake van een gewichtstoename in het voedsel.

Tabel 6.15 Trends in voedselsamenstelling op basis van het gemiddelde aantal prooien per soort en gemiddelde gewicht per prooi (zie tekst voor methode) in braakballen in de periode 2009-2012 voor de broedperiode (mei) en buiten de broedperiode (september). Tevens is de in Hoofdstuk 3 (Perceel Vis) aangegeven ontwikkeling van vissen in de Voordelta op basis Demersal Fish Survey in de periode 2002-2011. Aalscholvers: + = toename; - = afname. Visbemonsteringen: ++ = sterke toenam (>5% per jaar); + = toename (<5% per jaar); -- = sterke afname (>5% per jaar).

soort	aantallen in braakballen		gewichten in braakballen		visbemonsteringen	
	broedvogels	niet-broedvogels	broedvogels	niet-broedvogels	bodembeschermingsgebied	rest Voordelta
baars	+		+			
blankvoorn		+	+			
bot		-		-		
botervis		+		+		
dikkopje	+	-	+	-		
dwergtong	-	-	-	-	++	
griet	-	-	-	-		
grondel sp.						+
haring		+				
harnasman	-		-			
horsmakreel		+		+		
kabeljauw		+		+		
kleine pieterman						++
pitvis	+					
rode poon			+			
schar	+	-	+	-		
schol	-	-		-		
schurftvis					++	++
slakdolf					++	
smelt	+		+			++
spiering					++	++
steenbolk		-		-	-	
tarbot					--	
tongschar		-	-	-		
vijfdradige meun					++	++
wijting	-		-			++
zandspiering		-		-	++	++
zeedonderpad	+	+	+	+	++	++
zeenaalden					++	
zwarte grondel	+		+	+		

Acht soorten nemen in aantal af (bot, dikkopje, dwergtong, griet, schar, schol, steenbolk, tongschar en zandspiering). Bij dikkopje, dwergtong, griet, schar en schol, steenbolk, tongschar en zandspiering gaat dit samen met een afname van het gewicht van deze soorten in het geconsumeerde voedsel.

Over het algemeen komen de veranderingen in aantal goed overeen met die in gewicht. Indien het aantal geconsumeerde vissen toeneemt maar het geconsumeerde gewicht van de soort niet betekent dit dat er kleine vissen worden geconsumeerd, terwijl bij de omgekeerde situatie juist grotere vissen worden geconsumeerd. Het is dan ook belangrijk om te kijken of er veranderingen in het visaanbod zijn opgetreden in de vorm van meer kleinere vissen of juist minder maar wel grotere vissen.

Bij het visonderzoek zijn in het Bodembeschermingsgebied bij acht soorten positieve veranderingen vastgesteld en bij twee soorten negatieve veranderingen (hoofdstuk 3 perceel Vis). Buiten het Bodembeschermingsgebied zijn bij negen soorten positieve veranderingen vastgesteld. Alleen bij de zeedonderpad valt de toename in het aalscholvervoedsel samen met die in en buiten het Bodembeschermingsgebied. In het voedsel van de broedvogels neemt de smelt toe en dit valt samen met de toename van zandspieringachtigen buiten het Bodembeschermingsgebied (geen onderscheid naar smelt in hoofdstuk 3 perceel Vis).

Figuur 6.22 laat zien dat in de onderzoeksperiode het aandeel van platvis in het voedsel van niet-broedende aalscholvers duidelijk afneemt en het aandeel overige vissoorten sterk toeneemt. Dwergtong, griet, schar, schol en tongschar nemen duidelijk af. Ook andere bodembewonende vissoorten als dikkopje, steenbolk en zandspiering nemen af, terwijl pelagische vissen als horsmakreel en kabeljauw toenemen.
De dwergtong laat een toename zien in het Bodembeschermingsgebied, maar in mei en september neemt het aantal dwergtongen in het voedsel juist af. In het referentiegebied wordt echter geen verandering waargenomen. De visreeks beslaat een langere periode dan de braakbalreeks, zodat de verandering in de visreeks mogelijk niet weerspiegeld wordt in het voedsel. De toename van soorten in het bodembeschermingsgebied en/of hierbuiten komen met uitzondering van de zeedonderpad en smelt niet terug in een toename van deze soorten in het voedsel van de aalscholvers. De aalscholver lijkt de laatste jaren buiten het broedseizoen deels over te schakelen van platvissen op pelagische soorten. In 2013 is de kabeljauw de belangrijkste vissoort in het voedsel (Tabel 6.6).

Het vergelijken van diëten van vogels van nesten waarvan een oudervogel met GPS-logger is uitgerust met andere braakballen is niet eenvoudig en ook het toekennen van foerageerlocaties aan prooitypen is door de grote variatie en kleine steekproefgrootte niet goed mogelijk. Enkele algemene zaken konden wel worden vastgesteld (zie bijlagen voor detailgegevens). Uit deze gegevens bleek dat schurftvis vooral wordt gegeten als ver weg en dieper is gefoerageerd. Hetzelfde geldt voor tong, maar die is mogelijk deels achter trawlers gevangen (vergelijk o.a. vogel i013 op 16 en 24 mei en vogel i001 op 7 juni, bijlage 3 en 7). Schar is vooral gegeten als vogels dicht langs de kust zaten al dan niet in de buurt van de monding van de Nieuwe Waterweg. Als dieren een breed patroon in het ruimtegebruik met verre reizen hebben, is een breder spectrum van zoutwatervissoorten (veel soorten) in het dieet gevonden (vergelijk vogel i013 en e015, bijlage 3 en 5).

6.4.4 Gebiedsgebruik van broedende aalscholvers

De zenders hebben veel inzicht opgeleverd in het gebruik van foerageergebieden door broedende aalscholvers uit het Breede Water. De voedselsamenstelling op basis van braakballen van nesten met een gezenderde vogel wijkt niet van die van de overige nesten. Ook het dagelijks geconsumeerde visgewicht op basis van braakballen ligt in dezelfde orde van grootte. Wat wel opvalt is dat het aantal foerageer vluchten van de gezenderde vogels lager is dan het gemiddelde in de kolonie, dat is bepaald op basis van de dagritmiek monitoring (§5.3). Op basis van de waarnemingen komt dit op 3,4-3,9 voedselvluchten per dag met een duur van 3,25 – 4 uur per vlucht. Bij de gezenderde vogels blijft het aantal

foerageervluchten beperkt tot 1,5 – 2 per dag met een enkele uitzondering van 3-4 vluchten per dag (Figuur 6.38). In 1982 werden bij het Naardermeer en de Oostvaardersplassen resp. 1,5 - 2 en 2 – 3,5 foerageer vluchten per dag ondernomen (Platteeuw & van Eerden 1995). De visuele waarnemingen van het vlieggedrag van aalscholvers van en naar het Breede Water passen hier in. De gegevens van de gezenderde vogels leveren echter een lager aantal foerageervluchten per dag.
Indien echter naar de situatie in Wanneperveen wordt gekeken tijdens het onderzoek van Van Dobben in 1938 (Van Dobben 1995), is het aantal voedselvluchten in Wanneperveen vergelijkbaar met het aantal vluchten van de gezenderde vogels. In de Voordelta wordt door deze vogels een gemiddelde maximale afstand tot het nest afgelegd tijdens de foerageertochten van 12 km, terwijl vogels van Wanneperveen ongeveer 15 km vlogen. Deze laatste vogels maakten in de jongentijd 1-2 foerageer vluchten per dag (Van Dobben 1952). Dit komt overeen met het beeld in Figuur 6.38. Ook deze vogels verbleven lang buiten de kolonie alvorens terug te keren (3-6 uur). Van Dobben (1995) geeft aan dat deze vogels gedurende een foerageertrip verschillende malen foerageren, waarbij eerst het voedsel voor eigen gebruik wordt geconsumeerd alvorens terug te keren met voedsel voor de jongen. Ook de broedvogels in de Voordelta maakten gedurende één trip verschillende foerageertochten.

Een duidelijke verklaring voor het verschil met het in paragraaf 5.3 berekende aantal foerageervluchten per vogel is niet te geven. Mogelijk is het berekende aantal foerageervluchten per broedvogel overschat, omdat er ook niet-broedende aalscholvers in de kolonie aanwezig waren. Daarnaast is het mogelijk dat de vogels enige hinder van de zenders ondervinden waardoor ze minder vaak maar wel efficiënter gaan foerageren. Het is vaker aangetoond dat het aanbrengen van elektronische merktekens directe gevolgen kan hebben op de fitness en het gedrag van vogels (review door Vandenabeele *et al.* 2011b) en daarmee ook op de gegenereerde resultaten van het onderzoek.

Van de elf gezenderde vogels zijn binnen een jaar drie vogels dood terug gevonden. De jaarlijkse sterfte van volwassen aalscholvers werd door Kortland (1942) geschat op 9% per jaar, terwijl meer recent dit op 10-11% is geschat (Frederiksen *et al.* 2001). De in deze studie gevonden sterfte is aanzienlijk hoger. Dit wijst op lagere overlevingskansen voor de aalscholvers met zenders. Dit lijkt echter niet tot duidelijke effecten op het broedsucces te hebben geleid, daar van slechts één jong is vastgesteld dat deze verhongerd is. Mogelijk heeft dit, in combinatie met de lagere visconsumptie c.q. beschikbaarheid, wel de adulte vogels zover uitgeput dat de overlevingskansen na het broedseizoen sterk zijn afgenomen. Dit zou kunnen betekenen dat in jaren met een goede beschikbaarheid van prooien de overleving van de adulte aalscholvers met zenders veel minder negatief beïnvloed wordt.

Een opmerkelijk verschil tussen waarnemingen en de GPS-logger gegevens werd gevonden voor de uitvliegrichtingen van de aalscholvers uit het Breede Water. De waargenomen uitvliegrichtingen in 2012 kunnen echter ook nog vergeleken worden met waarnemingen uit eerdere jaren (Tabel 6.16).

*Tabel 6.16 Vliegrichtingen van aalscholvers uit de kolonie in het Breede Water in 1986 (Lok & Bakker 1988), 1988 (Dirksen et al. 1989) en 2012 (huidig onderzoek. * = alleen vogels aan de noordkant van de kolonie gevolgd.*

Vliegrichting	apr 1986	mei 1986	jun 1986	8 april 1988	29 april 1988	16 juni 1988	24 mei 2012	14 juni 2012
Z + ZO	50 – 75	25 – 49	1 – 9	48	64			
ZW + W	1 – 9	1 – 9	50 – 75	21	13		96	93
N + NO + O	10 - 24	20 - 48	11 - 33	31	24	N 63* NO 29* O 8*		

In 1986 en 1988 komt een vergelijkbaar patroon naar voren. In april wordt vooral in zuidelijke en zuidoostelijke richting gefoerageerd, maar dit aandeel loopt geleidelijk terug, terwijl het aandeel vogels dat in westelijke en zuidwestelijke richting foerageert juist sterk toeneemt. Het aandeel vogels dat in noordelijke richting foerageert blijft tamelijk stabiel. In tegenstelling tot 1986 en 1988 werd in 2012 met twee waarneemposten aan de zuidwestkant en de oostkant van het Breede Water gewerkt. De vraag is dan ook of dit een goed beeld van de vliegrichtingen geeft of dat bijvoorbeeld vogels van en naar noordelijke richtingen onderschat zijn. Dit laatste wordt bevestigd door de gevonden patronen bij de gezenderde vogels (Tabel 6.13). Het is niet aannemelijk dat met name de gezendere vogels naar het noorden gegaan zijn. Dit betekent dat het aantal foerageervluchten in noordelijke richting op 24 mei en 14 juni waarschijnlijk sterk onderschat is.

Uit de loggerdata is gebleken dat van de 11 vogels met GPS-loggers er maar één vogel op de Bollen van de Ooster rustte. Alle andere vogels rustten op de stranden, platen en pieren in het noordelijke deel van de Voordelta. Dit zou een representatief beeld kunnen zijn van het gebiedsgebruik van de broedende aalscholvers van de Breede Water kolonie. Hoewel niet systematisch bijgehouden bestaat wel de indruk vanuit het vliegtuig alsmede tijdens andere waarnemingen vanaf het land en/of boot dat op de platen verder weg van het Breede Water het aandeel onvolwassen vogels groter is. Het zou hier dus om een groter aandeel niet-broedende vogels kunnen gaan.

6.5 Conclusies ten aanzien van de MEP vragen

Uit de vliegtuigtellingen komt naar voren dat in de T0-periode de aalscholvers duidelijk andere delen van de Voordelta benutten dan in de T1-periode. In de T0-periode werd vooral westelijk en zuidwestelijk van de kolonie gefoerageerd, waarbij opviel dat aalscholvers vaak geassocieerd waren met vissersschepen. De kop van de Maasvlakte werd nauwelijks gebruikt door rustende aalscholvers. In de T1-periode ontbreekt de associatie met vissersschepen en zijn de vogels meer noordwestelijk en noordelijk van de kolonie gaan foerageren, waarbij de kop van de Tweede Maasvlakte veelvuldig door aalscholvers gebruikt wordt. Aangezien de grote boomkorvisserij grotendeels uit het gebied verdwenen is, terwijl de kleine boomkorvisserij gecontinueerd is, doet dit vermoeden dat het verdwijnen van de grote boomkorvisserij uit het Bodembeschermingsgebied deze verschuiving in de gebiedskeuze van de aalscholvers heeft veroorzaakt.

Indien de resultaten van het perceel Vis naast de veranderingen in de voedselsamenstelling van de aalscholvers worden gelegd, komen hier geen duidelijke overeenkomstige patronen uit naar voren. Alleen bij smelt en zeedonderpad zijn de tendensen vergelijkbaar. Opvallend is dat het aandeel platvissen in zowel maart als in september in het voedsel van de aalscholvers is achteruit gegaan. Dit suggereert een later arriveren van de platvissen in de ondiepere wateren en een eerder wegtrekken van de platvissen naar diepere wateren. In 2013 bestaat het voedsel uit meer pelagische soorten, zodat de aalscholvers mogelijk ook zijn overgestapt op een beter beschikbare voedselbron.

Figuur 6.44 heeft laten zien dat de verspreiding van rustende aalscholvers duidelijk beïnvloed wordt door het recreatief medegebruik van stranden en platen. In de weekenden wijken de aalscholvers naar minder verstoorde gebieden. Voor deze soort is het betredingsverbod van platen dan ook zeker relevant, daar hierdoor de voor deze soort benodigde rust op de platen wordt gerealiseerd. Zeker bij een intensiever recreatief gebruik van de buitenrand van de Tweede Maasvlakte neemt het belang van de platen als rustgebied voor de aalscholver sterk toe. Door het instellen van rustgebieden blijft het voor de aalscholver mogelijk om relatief ver op zee te foerageren en tussentijds te rusten, waardoor de vogels voldoende voedsel kunnen verzamelen om succesvol te kunnen broeden.

6.6 REFERENTIES

Bakker L. & C.M. Lok 1985. Aalscholver *Phalacrocorax carbo*, een nieuwe broedvogel voor Voorne. *Limosa* 58 (4): 145-148.

Bannasch R., Wilson R.P. & B.M. Culik 1994. Hydrodynamic aspects of design and attachment of a back-mounted device in penguins. *Journal of Experimental Biology* 194: 83-96.

Boudewijn T.J. & S. Dirksen 1994. Monitoring van biologische effecten van verontreiniging op het broedsucces van Aalscholvers in de Dordtse Biesbosch en op de Ventjagersplaten in 1993. Rapport 94.03. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Boudewijn T.J. & S. Dirksen 2001. Kleiner is beter: aalscholvers in het benedenrivierengebied, 1990-1999. Interacties tussen visstand, chemische verontreinigingen en broedsucces. Rapport 01-030. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Boudewijn, T.J., S. Dirksen & J. van der Winden 1994. De voedselkeuze van Aalscholvers in de Grevelingen in het seizoen 1993-1994. Rapport 94.35. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Boudewijn T.J. & Dirksen S. 1995. Monitoring van biologische effecten van verontreiniging op het broedsucces van Aalscholvers in de Dordtse Biesbosch, de Ventjagersplaten en het Brede Water in 1994. Rapport 95.10. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Cooke, S.J., S.G. Hinch, M. Wikelski, R.D. Andrews, L.J. Kuchel, T.G. Wolcott & P.J. Butler 2004. Biotelemetry: a mechanistic approach to ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 19(6): 334-343.

Dirksen, S., T.J. Boudewijn & L.K. Slager 1989. Voedselkeus van aalscholvers in zeven Nederlandse broedkolonies in 1987/1988. Ecoland rapport 89-9. Bureau Ecoland, Utrecht.

Dirksen S., T.J. Boudewijn, R. Noordhuis & E.C.L. Marteijn 1995. Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* in shallow eutrophic freshwater lakes: prey choice and fish consumption in the non-breeding period and effects of large-scale fish removal. *Ardea* 83:167-184.

Fair, J.M., E. Paul, J. Jones, A.B. Clark, C. Davie & G. Kaiser, 2010. Guidelines to the use of wild birds in research (3rd edition). 1st edition by Gaunt, A.S. & Oring L.W. (eds). The Ornithological Council, Washington D.C.

Fijn, R.C., T.J. Boudewijn & M.J.M. Poot 2012. Long-term attachment of GPS-loggers with tape on Great Cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis* proved unsuitable from tests on a captive bird. *Seabird* 25: 54-60.

Frederiksen, M., J.-D. Lebreton & T. Bregnballe 2001. The interplay between culling and density-dependence in the great cormorant: a modelling approach. *Journal of Applied Ecology* 38: 617-217.

Gremillet, D., R.P. Wilson, S. Storch & Y. Gary 1999. Three-dimensional space utilization by a marine predator. *Marine Ecology Progress Series* 183: 263-273.

Guillaumet, A., B. Dorr, G. Wang, J.D. Taylor, R.B. Chipman, H. Scherr, J. Bowman, K.F. Abraham, T.J. Doyle & E. Cranker, 2011. Detereminants of local and migratory movements of Great Lakes double-crested cormorants. *Behavioral Ecology* 22: 1096-1103.

Gyimesi, A., T.J. Boudewijn, M.J.M. Poot & R.-J. Buijs, 2011. Habitat use, feeding ecology and reproductive success of Lesser black-baked gulls breeding in Lake Volkerak. Bureau Waardenburg Report 10-234, Cu-lemborg, Netherlands.

Jouventin, P. & H. Weimerskirch 1990. Satellite tracking of Wandering Albatrosses. *Nature* 343: 746-748.

Kortlandt, A. 1942. Levensloop, samenstelling en structuur der Nederlandse aalscholverbevolking. *Ardea* 31: 175-280.

Nienhuis, J. 1995. Voedselkeuze van aalscholvers *Phalacrocorax carbo sinensis* in de Oostvaardersplassen in 1993 in relatie tot het weer en het reproductief succes. Intern rapport 1995-17Lio. Directie IJsselmeergebied, Lelystad.

Perrow, M.R., E.R. Skeate, P. Lines, D. Brown & M.L. Tomlinson 2006. Radio telemetry as a tool for impact assessment of wind farms: the case of Little Terns *Sterna albifrons* at Scroby Sands, Norfolk, UK. Ibis 148: 57-75.

Phillips, R.A., J.C. Xavier & J.P. Croxall, 2003. Effects of satellite transmitters on albatrosses and petrels. *Auk* 120: 1082-1090.

Phillips, R.A., J.R.D. Silk, J.P. Croxall, V. Afanasyev, & D.R. Briggs 2004. Accuracy of geolocation estimates for flying seabirds. *Marine Ecology Progress Series* 266: 265-272.

Platteeuw, M. & M.R. van Eerden 1995. Time and energy constraints of fishing behaviour in breeding Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* at Lake IJsselmeer, The Netherlands. *Ardea* 83: 223-234.

Prins, T.C., A.R. Boon, H. Holzhauwer & G.H. van der Kolff 2013. Jaarrapport 2012 PMR monitoring Natuurcompensatie Voordelta. Deel A & B. Deltares rapport.

Soanes, L., S. Dodd, J. Arnould & J. Green 2011. How do we accurately estimate the foraging areas of seabirds. Poster at 11th European Seabird Group Symposium, Plymouth, September 2011.

Schmid, D., D. Gremillet & B.M. Culik, 1995. Energetics of underwater swimming in the great cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis*). *Marine Biology* 123: 875-881.

Van Damme, C. 1994. Het dieet van aalscholvers in de Waddenzee: de Boschplaat Terschelling. NIOZ, Texel.

Vandenabeele S.P. & R.P. Wilson 2011. When 3% may not be 3%; device-equiped seabirds experience variable flight constraints. Oral presentation at the Fourth International Science Symposium on Bio-logging (14-17 March 2011) in Hobart (Aus).

Vandenabeele, S.P., E.L. Shepard, A. Grogan & R.P. Wilson, 2011a. When three per cent may not be three per cent; device-equipped seabirds experience variable flight constraints. *Marine Biology* 159(1): 1-14.

Vandenabeele, S.P., R.P. Wilson & A. Grogan, 2011b. Tags on seabirds: how seriously are instrument-induced behaviours considered? *Animal Welfare* 20: 559-571.

Van Dobben, W.H. 1952.The food of the cormorant in the Netherlands. *Ardea* 40: 1-63.

Van Dobben, W.H. 1995. The food of the cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis*: old and new research compared. *Ardea* 83: 139-142.

Van der Winden, J. 2011. Roerdompen van het Ilperveld. Eerste tussenrapportage van een studie naar het gedrag van roerdompen met behulp van satellietzenders. Rapport 11-015. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Van der Winden, J., M.J.M. Poot & P. van Horssen 2010. Large birds can migrate fast: the post-breeding flight of the Purple Heron *Ardea purpurea* to the Sahel. *Ardea* 98: 395-402.

Van Rijn, S.H.M. & M.R. van Eerden 2002. Aalscholvers in het IJsselmeergebied: concurrent of graadmeter? Vogels, vissen en visserij in duurzaam evenwicht. RIZA rapport 2001.058. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad.

Voslamber, B., M. Podhrazský & T. Boudewijn 2010. Harnesses on geese. *Goose bulletin* 11: 35-40.

Weimerskirch, H., F. Bonadonna, F. Bailleul, G. Mabille, G. Dell'Omo & H-P. Lipp, 2002. GPS Tracking of Foraging Albatrosses. *Science* 295: 1259-1259.

Wilson, R.P., D. Gremillet, J. Syder, M.A.M. Kierspel, S. Garthe, H. Weimerskirch, C. Schafer-Neth, J.A. Scolaro, C-A. Bost, J. Plotz & D. Nel, 2002. Remote-sensing systems and seabirds: their use, abuse and potential for measuring marine environmental variables. *Marine Ecology Progress Series* 228: 241-261.

Zijlstra M. & M.R. van Eerden 1995. Pellet production and the use of otoliths in determining the diet of Cormnorants *Phalacrocorax carbo sinensis*: trials with captive birds. *Ardea* 83: 123-131.

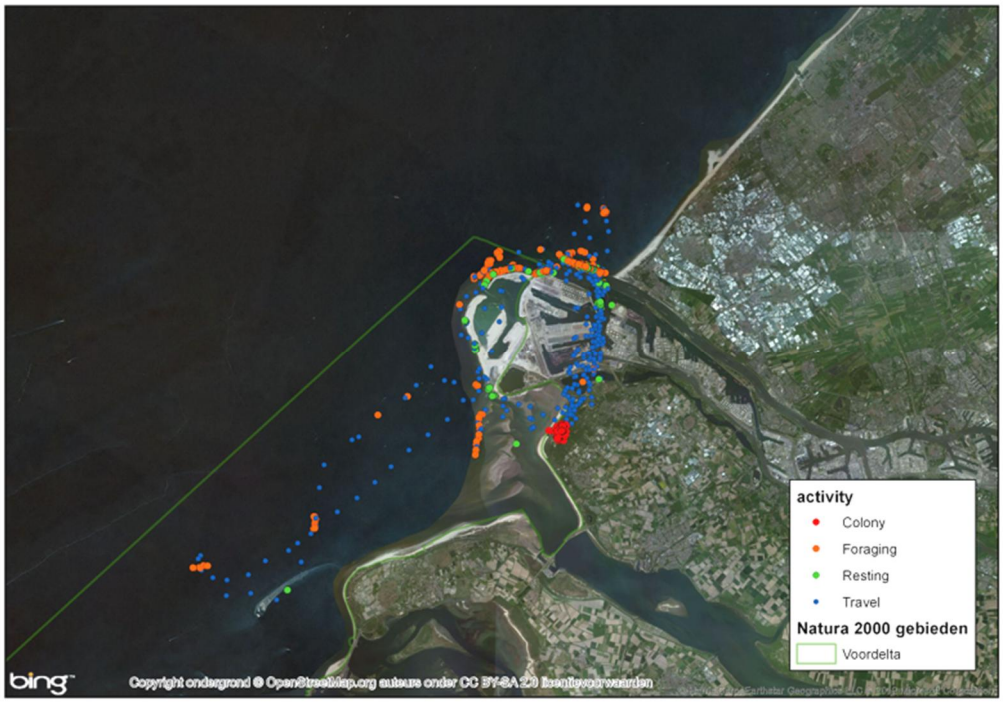
Bijlage 1 Individuele gegevens vogel i001

De aalscholver met logger i001 was een mannetje met kleurring L|O. Deze vogel is op 3 mei 2012 gevangen en voor het laatst op 7 juni 2012 uitgelezen in de kolonie (19 dagen met GPS posities over een periode van 36 dagen). Deze vogel heeft geen jongen grootgebracht. De gemiddelde duur van zijn tochten was 613 minuten over een afstand van gemiddeld 38,8 km waarbij de vogel maximaal 24,3 km van de kolonie verwijderd was.

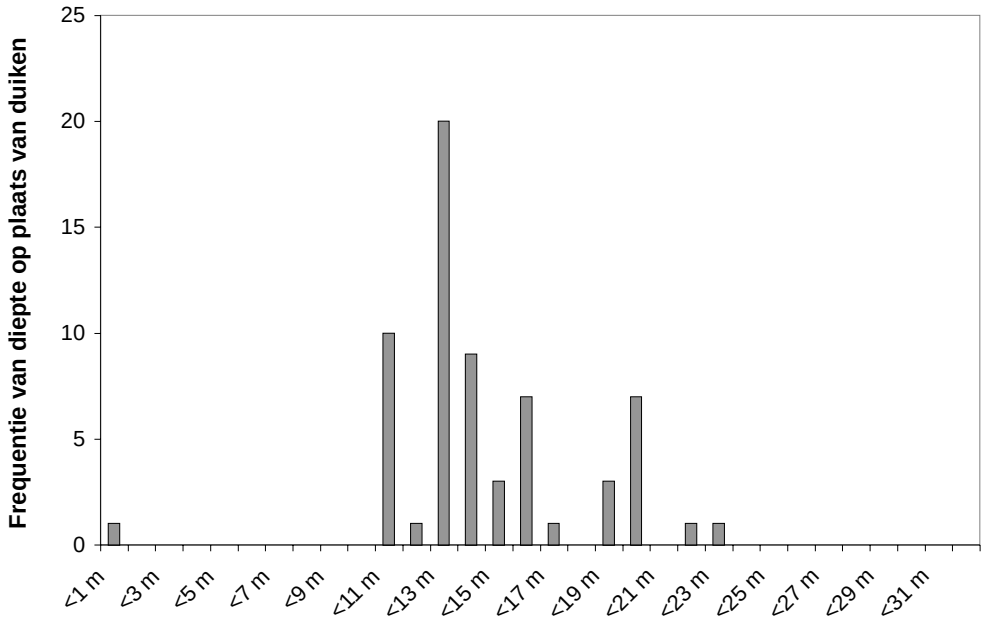
De kern van het foerageergebied van deze vogel lag in de monding van de Nieuwe Waterweg, de noordrand van de buitencontour van de Tweede Maasvlakte en in mindere mate in het bodembeschermingsgebied in de monding van het Haringvliet (figuur B1.1, tabel B1.1). De eerste dag na vangst vertrok deze vogel naar het Natura 2000-gebied Voordelta om te rusten, waarna het dier buitenom vloog om te foerageren ten noorden van de monding van de Nieuwe Waterweg alvorens terug te vliegen naar de kolonie. De daarop volgende dagen foerageerde het dier tot en met 15 mei uitsluitend rond de monding van de Nieuwe Waterweg, om op 17 mei weer eerst te rusten in het zeegebied en daarna naar het noorden te vliegen. Op 19 mei foerageerde de vogel de hele dag niet (opmerkelijk is dat rond deze tijd ook waarschijnlijk het nest mislukt is), en van 21 tot en met 27 mei foerageerde het dier weer uitsluitend in de monding van de Nieuwe Waterweg. Op 29 en 31 mei en op 1 juni foerageerde aalscholver i001 in het zeegebied van de Tweede Maasvlakte maar de dagen daarna (3/6 en 5/6) werd wederom uitsluitend in de monding van de Nieuwe Waterweg gefoerageerd. Eenmaal heeft deze vogel een uitstap gemaakt verder het Natura 2000-gebied Voordelta in tot de hoogte van de Bollen van de Ooster.

De vogel met logger i001 foerageerde voornamelijk in water met een diepte van 10-15 m. Een enkele keer werd in heel ondiep water gefoerageerd, en soms in dieper water tot ongeveer 20 m (figuur B1.2). De foerageertochten van deze vogel in de zeven dagen voorafgaand aan een braakbalraapmoment (16 mei, 24 mei, 31 mei en 7 juni) zijn apart weergegeven in figuur B1.3a-d. Deze vogel foerageerde vooral op platvis en op basis van aantal ook op zeedonderpad, wijting en rode poon (figuur B1.4). De vogel foerageert rond 16 mei (en ook daarna) vooral langs de dammen in de monding van de Nieuwe Waterweg. In het dieet is dan veel schar en wat schol gevonden. Er is dus geen relatie met het dieet, aangezien schar met name in dieper water zit (Perceel Vis, Hoofdstuk 3). Het is dus de vraag of deze laatste ballen daadwerkelijk van de zendervogel zijn. Rond 7 juni foerageert de vogel nog steeds langs de dammen maar ook op zee, o.a. aan de noordkant en ver zuidwest. In die periode is veel schar, minder schol en juist meer schurftvis en tong gevonden.

De vogel rustte voornamelijk dichtbij de gebieden waar gefoerageerd werd. De stranden en blokkendam van de buitencontour van de Tweede Maasvlakte en de pieren in de monding van de Nieuwe Waterweg waren daarbij favoriet.



Figuur B1.1 Overzicht van alle vastgelegde tochten van de vogel met logger i001.



Figuur B1.2 Frequentieverdeling van diepteverdeling van alle opgeslagen foerageerposities van de vogel met logger i001.

Tabel B1.1 Weersgegevens, vertrekkoers vanuit kolonie en foerageerlocaties per dag.

Logger i001						
Datum	Zon*	Neerslag**	Windrichting***	Windkracht****	Vertrekkoers*****	Foerageer locatie******
03-05-2012	0	0,5	Z	3	W	
05-05-2012	0,2	0	N	5	N	
07-05-2012	3,7	0	O	3	N	
09-05-2012	3,2	3,3	W	3	N	
11-05-2012	5,3	0	Z	5	N	
13-05-2012	13,8	0	W	3	N	
15-05-2012	8,4	2,8	W	4	N	
17-05-2012	8,3	0	Z	3	W	
19-05-2012	9,6	0	Z	3		Geen tocht
21-05-2012	9,5	0	N	4	N	
23-05-2012	13,3	0	W	2	N	
25-05-2012	14,3	0	O	5	N	
27-05-2012	14,3	0,1	O	4	N	
29-05-2012	5,9	0,5	N	3	W	
31-05-2012	0,3	1,8	W	3	W	
01-06-2012	4,9	0,8	N	4	W	
03-06-2012	0	10,1	N	4	N	
05-06-2012	6,8	0	W	2	N	
07-06-2012	1,3	2	Z	4	W	

* Zonneduur in uren
** Neerslag op de dag, 1 = ja, 2 = nee
*** Windrichting op moment van uitvliegen
**** Windkracht in bft.
***** Vertrekkoers uit de kolonie

******	Open water ten noorden en westen van de blokkendam bij Hoek van Holland
******	Maasmond (strekdammen) en in het binnenhaven gebied
******	Binnenland wateren
******	Open water ten westen van de kolonie (N2000 gebied en daarbuiten)

Voor 16 mei



Voor 24 mei



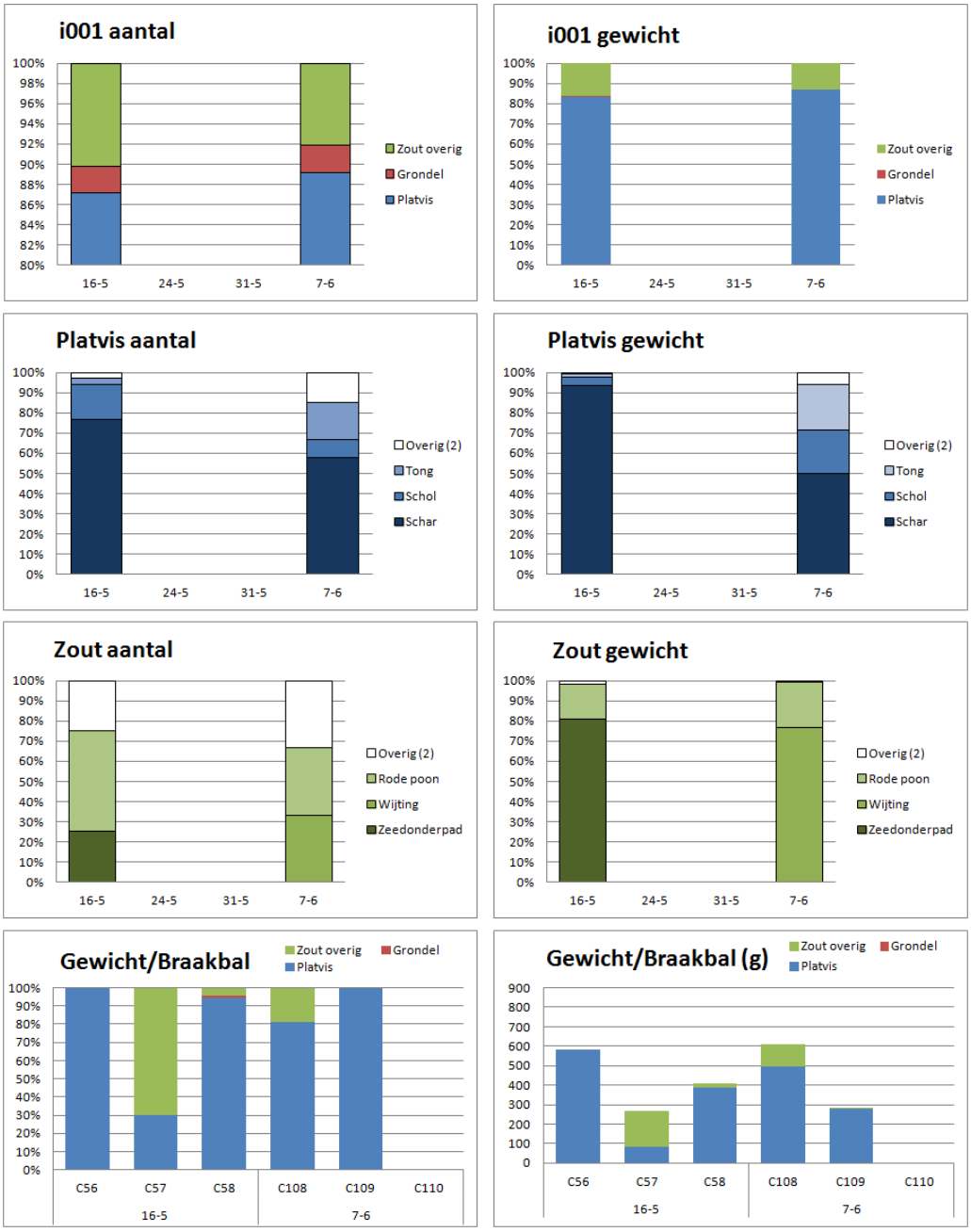
Voor 31 mei



Voor 7 juni



Figuur B1.3a-d *Foerageertochten van een week voor braakbalraapmomenten van logger i001 (16 mei, 24 mei, 31 mei en 7 juni).*



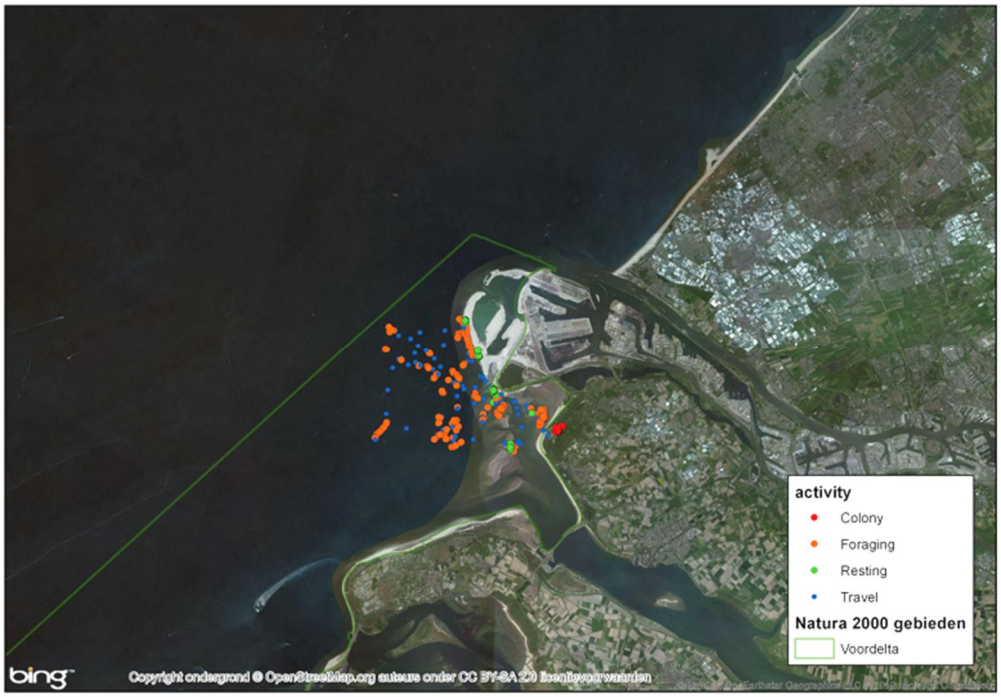
Figuur B1.4 Dieet van het ouderpaar, waarvan één individu werd uitgerust met GPS-logger i001 op 2 verschillende momenten op basis van aantal vissen (links) en op basis van visgewicht (rechts) per hoofdgroep (boven) en apart voor platvis, overige zoutwatervis (midden) en verdeling per braakbal (onder).

Bijlage 2 Individuele gegevens vogel i010

De aalscholver met logger i010 was een vrouwtje met kleurring H|Z. Deze vogel is op 26 april 2012 gevangen en voor het laatst op 3 mei 2012 uitgelezen in de kolonie (3 dagen met GPS posities over een periode van 6 dagen). De gemiddelde duur van haar tochten was 582 minuten over een afstand van gemiddeld 47,6 km waarbij de vogel maximaal 12,4 km van de kolonie verwijderd was. Deze vogel kon maar een kleine week worden gevolgd en toen werd er vooral in het Hinderplaatgebied, het zeegebied van de monding van de Haringvliet en de kust van de Tweede Maasvlakte gefoerageerd (figuur B2.1, tabel B2.1). De vogel rustte op de Hinderplaat en het strand van de Tweede Maasvlakte. Tijdens de foerageertocht op 27 april had deze vogel 5 rustmomenten tussen het foerageren door. Op 29 april waren er maar 2 rustmomenten, op 1 mei 4. Van deze vogel is geen diepte profiel van foerageer locaties gemaakt door het gebrek aan foerageerlocaties.

Op de plek van het nest van vogel i010 werden braakballen gevonden met daarin de resten van vooral platvis, op 16 mei met name schar en op 7 juni vooral jonge ongeïdentificeerde platvis. Overigens is het waarschijnlijk dat de ballen gevonden op 7 juni niet van deze vogel afkomstig waren, daar het nest toen al geruime tijd verdwenen was. De braakbal zonder platvisresten leverde een erg laag visgewicht op (zie figuur B2.2).

Tijdens een controlebezoek aan het nest op 16 mei 2012 bleek de tak waarop dit nest zat te zijn afgebroken. Het nest is waarschijnlijk in het water gevallen. Hierdoor heeft deze vogel geen jongen weten groot te brengen. Deze vogel werd op 26 mei 2012 dood gevonden op het strand van de Tweede Maasvlakte. Helaas is toen niet de GPS-logger opgemerkt en meegenomen. Diverse zoekacties naderhand naar de vogel met logger hebben geen succes gehad. Hierdoor was de doodsoorzaak niet meer vast te stellen en konden de gegevens van de logger uit de periode 16-26 mei niet uitgelezen worden.



Figuur B2.1 *Overzicht van alle vastgelegde tochten van de vogel met logger i010.*

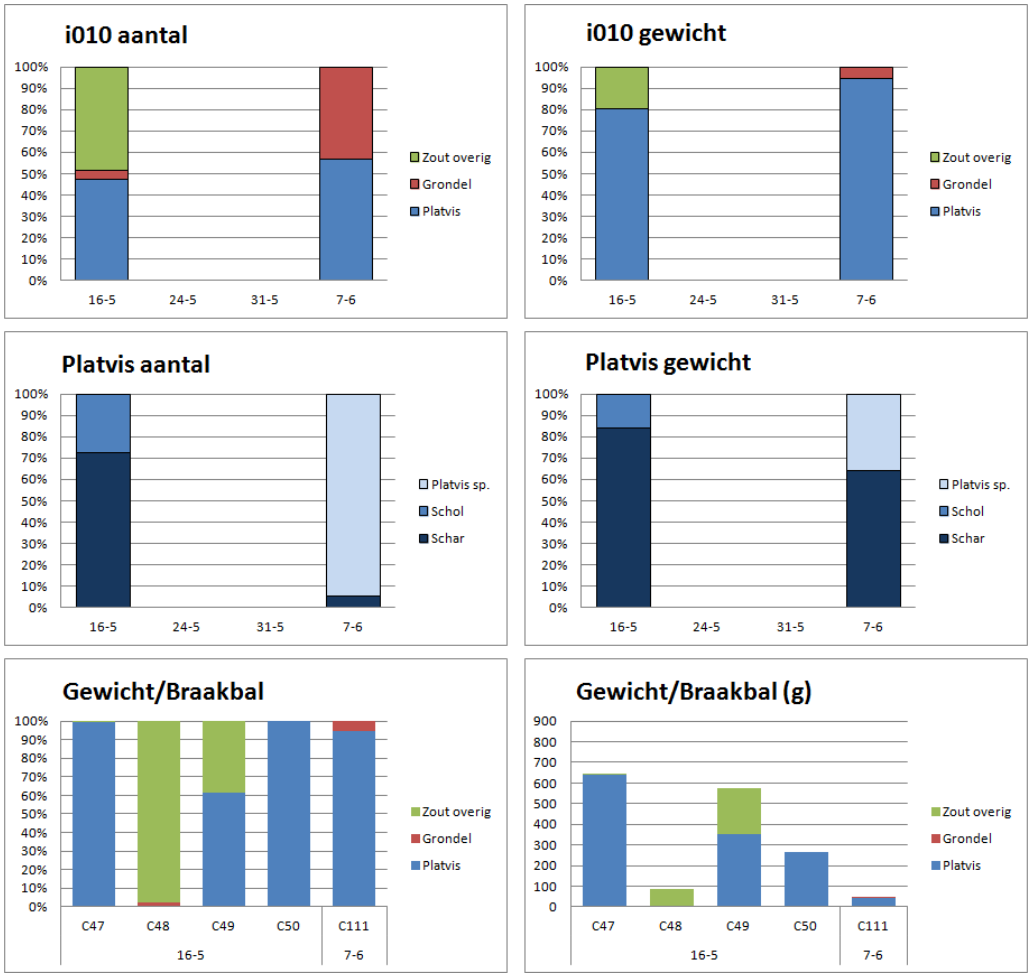
Tabel B2.1 *Weersgegevens, vertrekkoers vanuit kolonie en foerageerlocaties per dag.*

Logger i010

Datum	Zon*	Neerslag**	Windrichting***	Windkracht****	Vertrekkoers*****	Foerageer locatie*****
27-04-2012	11,4	0	Z	5	W	
29-04-2012	3	0,8	N	5	W	
01-05-2012	3,6	4,7	N	4	W	

* Zonneduur in uren
** Neerslag op de dag, 1 = ja, 2 = nee
*** Windrichting op moment van uitvliegen
**** Windkracht in bft.
***** Vertrekkoers uit de kolonie

******	Open water ten noorden en westen van de blokkendam bij Hoek van Holland
******	Maasmond (strekdammen) en in het binnenhaven gebied
******	Binnenland wateren
******	Open water ten westen van de kolonie (N2000 gebied en daarbuiten)



Figuur B2.2 *Dieet van het ouderpaar, waarvan één individu werd uitgerust met GPS-logger i010 op 2 verschillende momenten op basis van aantal vissen (links) en op basis van visgewicht (rechts) per hoofdgroep (boven) en apart voor platvis, overige zoutwatervis (midden) en verdeling per braakbal (onder). Waarschijnlijk zijn de braakballen van 7 juni niet afkomstig van dit broedpaar.*

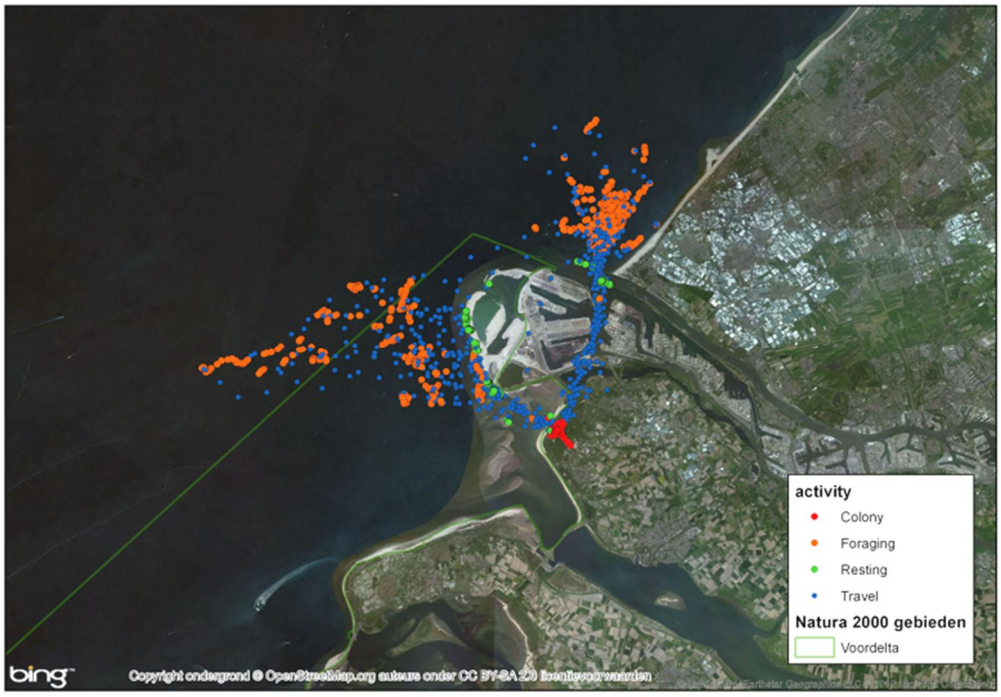
Bijlage 3 Individuele gegevens vogel i011

De aalscholver met logger i011 was een vrouwtje met kleurring L|H. Deze vogel is op 2 mei 2012 gevangen en voor het laatst op 7 juni 2012 uitgelezen in de kolonie (19 dagen met GPS posities over een periode van 36 dagen). Deze vogel heeft twee jongen grootgebracht. De gemiddelde duur van haar tochten was 284 minuten over een afstand van gemiddeld 41,1 km waarbij de vogel maximaal 22,6 km van de kolonie verwijderd was.

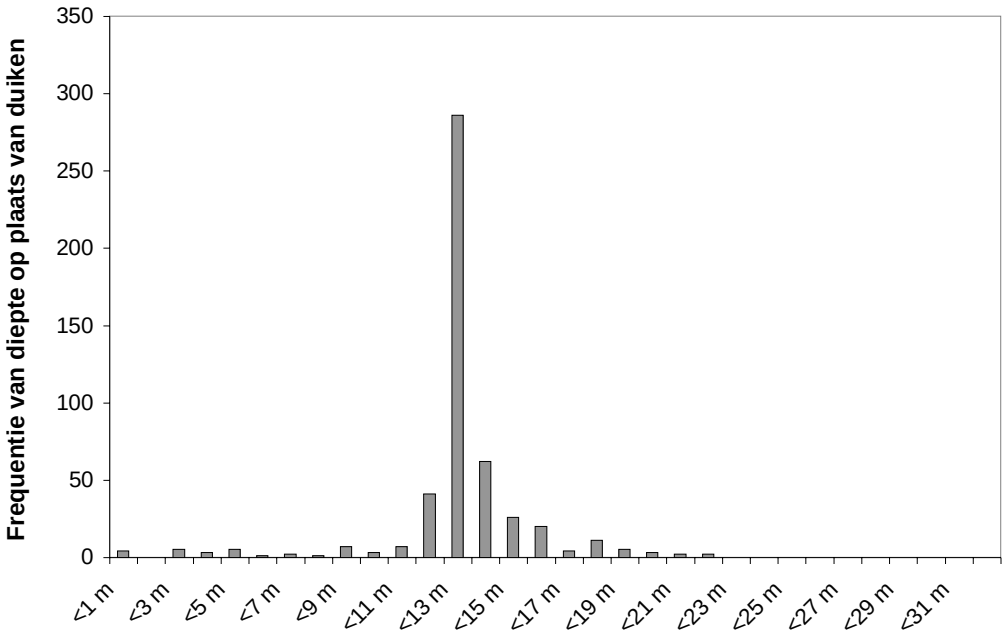
Deze vogel vertoonde een zeer duidelijke tweedeling in foerageergebieden (figuur B3.1, tabel B3.1). Eén van de kernen lag in de zee ten noorden van Hoek van Holland waar tot op de hoogte van de zandmotor werd gefoerageerd. Tijdens deze tochten rustte de vogel op de pieren van de Nieuwe Waterweg. Een tweede foerageerkern ligt ten westen van de Tweede Maasvlakte tot ver buiten het Natura 2000-gebied. Op 6 van de 19 dagen werden beide foerageerkernen op 1 dag bezocht. Op de andere dagen werd een keuze gemaakt tussen voor één van beide kernen. Aan het begin van het seizoen werd voornamelijk voor het zeegebied ten westen van de kolonie gekozen, terwijl later een verschuiving naar het noorden leek op te treden. Deze vogel is op 10 oktober dood aangetroffen op het strand van Nieuwpoort in België. De oorzaak van het overlijden is niet bekend.

De vogel met logger i011 foerageerde voornamelijk in water met een diepte van 11-15 m. Een enkele keer werd in zeer ondiep water gefoerageerd, en soms in dieper water tot ongeveer 22 m maar deze vogel heeft een voorkeur voor wateren met een diepte van ongeveer 12 m (figuur B3.2).

De foerageertochten van deze vogel in de zeven dagen voorafgaand aan een braakbalraapmoment (16 mei, 24 mei, 31 mei en 7 juni) zijn apart weergegeven in figuur B3.3a-d. De vogel foerageert rond 16 en 24 mei zowel noord als west en maakt redelijk verre reizen. Het dieet op basis van de ballen is divers (11 vissoorten) en er wordt veel tong gegeten met aanvullend zandspiering. Het dieet van deze vogel bestond voornamelijk uit platvis, waarvan meer dan 70% uit schar en schol op zowel aantals- als gewichtsbasis. De brakballen hadden redelijk goede visgewichten (zie figuur B3.4). Op 31 mei werd op aantalsbasis ook grondel (in 1 bal) en overige zoute vis (ook in 1 bal) gegeten. Rond 31 mei foerageert de vogel vooral noord en gaat redelijk ver. Het dieet is dan erg divers (19 vissoorten) met o.a. botervis, dwergtong, griet, kleine pieterman en horsmakreel. Daarnaast blijft tong een belangrijke prooi met aanvullend grondels. Rond 7 juni zijn er wat minder GPS-data en ontbreken dieetgegevens.



Figuur B3.1 *Overzicht van alle vastgelegde tochten van de vogel met logger i011.*



Figuur B3.2 *Frequentieverdeling van waterdiepte van alle opgeslagen foerageerposities van de vogel met logger i011.*

Tabel B3.1 Weersgegevens, vertrekkoers vanuit kolonie en foerageerlocaties per dag.

Logger i011						
Datum	Zon*	Neerslag**	Windrichting***	Windkracht****	Vertrekkoers*****	Foerageer locatie*****
03-05-2012	0	0,5	Z	3	W	
05-05-2012	0,2	0	N	5	W	
07-05-2012	3,7	0	O	3	W	
09-05-2012	3,2	3,3	W	3	W	
11-05-2012	5,3	0	Z	5	W	
13-05-2012	13,8	0	W	3	W	
15-05-2012	8,4	2,8	W	4	W	
17-05-2012	8,3	0	Z	3	W	
19-05-2012	9,6	0	Z	3	N	
21-05-2012	9,5	0	N	4	N	
23-05-2012	13,3	0	W	2	N	
25-05-2012	14,3	0	O	5	N	
27-05-2012	14,3	0,1	O	4	W	
29-05-2012	5,9	0,5	N	3	N	
31-05-2012	0,3	1,8	W	3	W	
01-06-2012	4,9	0,8	N	4	N	
03-06-2012	0	10,1	N	4	N	
05-06-2012	6,8	0	W	2	N	
07-06-2012	1,3	2	Z	4	N	

* Zonneduur in uren
** Neerslag op de dag, 1 = ja, 2 = nee
*** Windrichting op moment van uitvliegen
**** Windkracht in bft.
***** Vertrekkoers uit de kolonie

******	Open water ten noorden en westen van de blokkendam bij Hoek van Holland
******	Maasmond (strekdammen) en in het binnenhaven gebied
******	Binnenland wateren
******	Open water ten westen van de kolonie (N2000 gebied en daarbuiten)

Voor 16 mei



Voor 24 mei



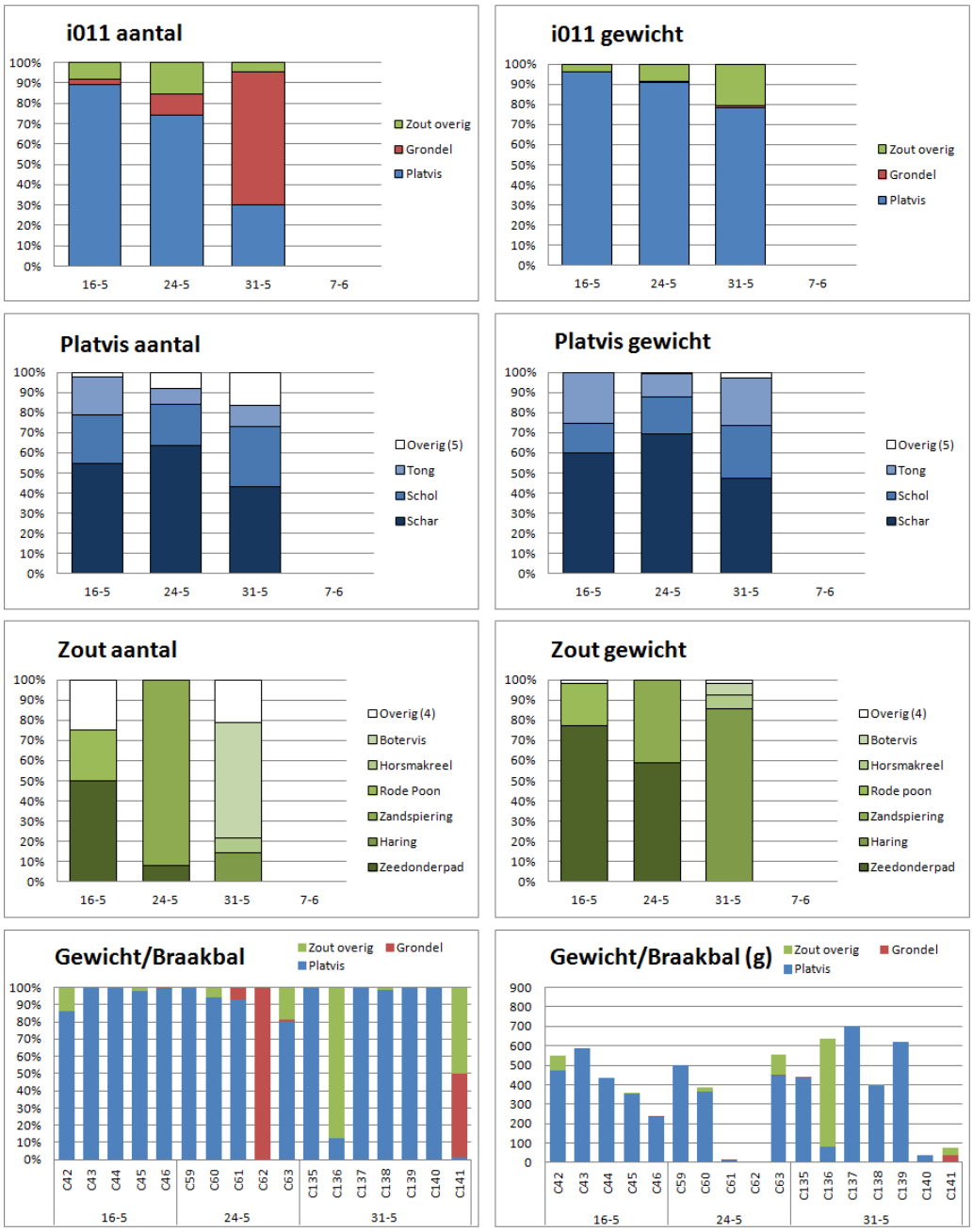
Voor 31 mei



Voor 7 juni



Figuur B3.3a-d *Foerageertochten van een week voor braakbalraapmomenten van logger i011 (16 mei, 24 mei, 31 mei en 7 juni).*



Figuur B3.4 *Dieet van het ouderpaar, waarvan één individu werd uitgerust met GPS-logger i011 op 2 verschillende momenten op basis van aantal vissen (links) en op basis van visgewicht (rechts) per hoofdgroep (boven) en apart voor platvis, overige zoutwatervis (midden) en verdeling per braakbal (onder).*

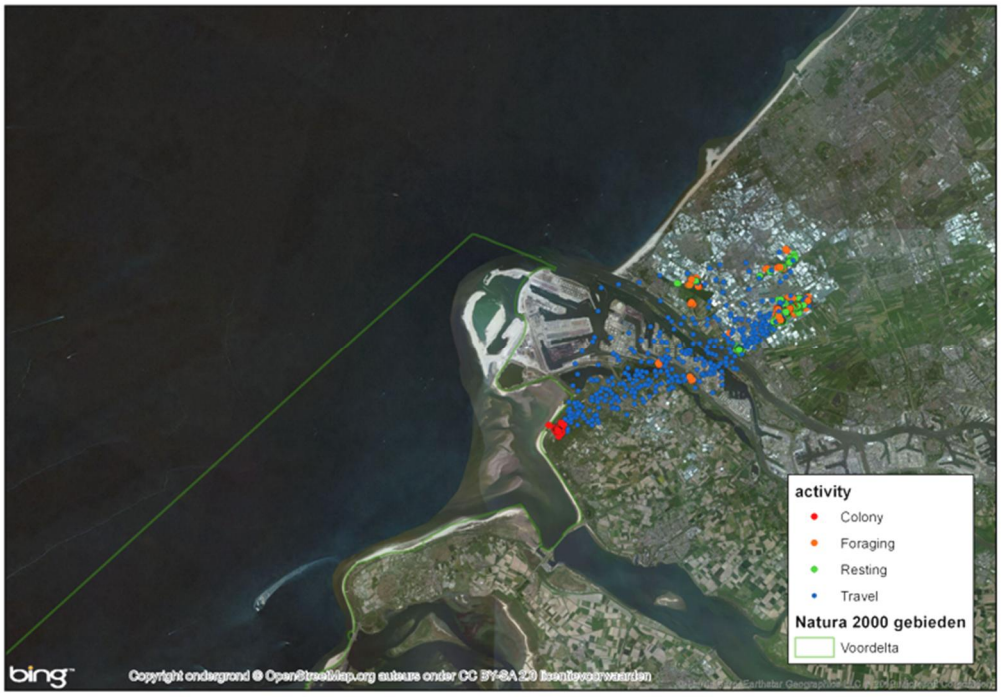
Bijlage 4 Individuele gegevens vogel i012

De aalscholver met logger i012 was een vrouwtje met kleurring K|M. Deze vogel is op 2 mei 2012 gevangen en voor het laatst op 7 juni 2012 uitgelezen in de kolonie (19 dagen met GPS posities over een periode van 36 dagen). Deze vogel heeft twee jongen grootgebracht. De gemiddelde duur van haar tochten was 634 minuten over een afstand van gemiddeld 34,0 km, waarbij de vogel maximaal 18,5 km van de kolonie verwijderd was.

Deze vogel vertoonde een zeer duidelijke voorkeur voor foerageergebieden in het binnenland (figuur B4.1, tabel B4.1). Deze aalscholver foerageerde in poldersloten in het kassengebied rond Naaldwijk en bleef daar regelmatig overnachten in een boom op een klein eiland in de Oranjeplassen bij Maassluis (12 van de 19 dagen) en eenmalig in een hoogspanningsmast.

Van deze vogel is geen diepte profiel gemaakt, omdat de waterdieptes in het binnenland onbekend zijn. Op basis van een bezoek aan de foerageerlocaties van deze vogel zullen alle wateren relatief ondiep zijn (maximale diepte geschat op 4 m).

De foerageertochten van deze vogel in de zeven dagen voorafgaand aan een braakbalraapmoment (16 mei, 24 mei, 31 mei en 7 juni) zijn apart weergegeven in figuur B4.2a-d. Op basis van de braakballen bestond het dieet voornamelijk uit platvis (zie figuur B4.3). Dit geeft aan dat de braakballen waarschijnlijk afkomstig zijn van de partner van de geloggerde vogel. Rond 24 mei bestaat het menu vooral uit platvis maar sommige ballen (3 van de 8) bevatten vooral overig zoute vis. Rond 31 mei bevatten 2 ballen vooral platvis en 2 ballen vooral zoetwatervis. In de ballen van 31 mei is het aandeel schar veel lager dan in die van 24 mei en is veel meer tong gegeten. De visgewichten van de braakballen zonder platvisballen zijn, vooral voor de zoetwatervisballen, veel lager. De geloggerde vogel foerageert rond 16 en 24 mei uitsluitend op zoetwater, met name in het kassengebied. Dat betekent dat alleen de twee zoetwaterballen mogelijk wel van de zendervogel zijn. In diezelfde ballen zitten ook enkele grondels, o.a. zwarte grondels en harnasmannetjes. De overige braakballen zijn vermoedelijk van de partner afkomstig.



Figuur B4.1 Overzicht van alle vastgelegde tochten van de vogel met logger i012.

Tabel B4.1 Weersgegevens, vertrekkoers vanuit kolonie en foerageerlocaties per dag.

Logger i012						
Datum	Zon*	Neerslag**	Windrichting***	Windkracht****	Vertrekkoers*****	Foerageer locatie*****
03-05-2012	0	0,5	Z	3	E	
05-05-2012	0,2	0	N	5	E	
07-05-2012	3,7	0	O	3	E	
09-05-2012	3,2	3,3	W	3	E	
11-05-2012	5,3	0	Z	5	E	
13-05-2012	13,8	0	W	3	E	
15-05-2012	8,4	2,8	W	4	E	
17-05-2012	8,3	0	Z	3	E	
19-05-2012	9,6	0	Z	3	E	
21-05-2012	9,5	0	N	4	E	
23-05-2012	13,3	0	W	2	E	
25-05-2012	14,3	0	O	5	E	
27-05-2012	14,3	0,1	O	4	E	
29-05-2012	5,9	0,5	N	3	E	
31-05-2012	0,3	1,8	W	3	E	
01-06-2012	4,9	0,8	N	4	E	
03-06-2012	0	10,1	N	4	E	
05-06-2012	6,8	0	W	2	E	
07-06-2012	1,3	2	Z	4	E	

* Zonneduur in uren
** Neerslag op de dag, 1 = ja, 2 = nee
*** Windrichting op moment van uitvliegen
**** Windkracht in bft.
***** Vertrekkoers uit de kolonie

******	Open water ten noorden en westen van de blokkendam bij Hoek van Holland
******	Maasmond (strekdammen) en in het binnenhaven gebied
******	Binnenland wateren
******	Open water ten westen van de kolonie (N2000 gebied en daarbuiten)

Voor 16 mei



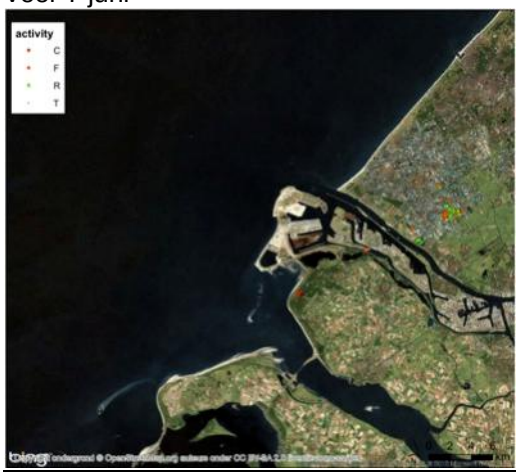
Voor 24 mei



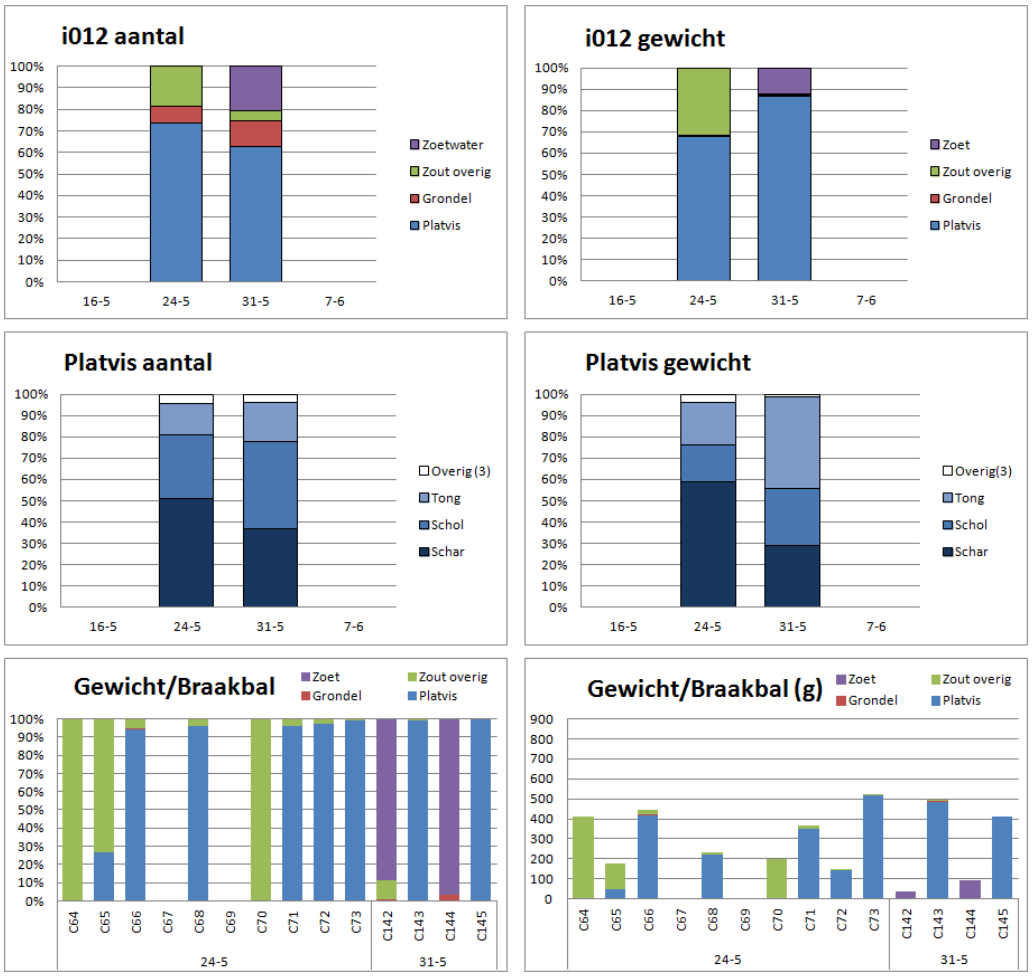
Voor 31 mei



Voor 7 juni



Figuur B4.2a-d Foerageertochten van een week voor braakbalraapmomenten van logger i012 (16 mei, 24 mei, 31 mei en 7 juni).



Figuur B4.3 *Dieet van het ouderpaar, waarvan één individu werd uitgerust met GPS-logger i012 op 2 verschillende momenten op basis van aantal vissen (links) en op basis van visgewicht (rechts) per hoofdgroep (boven) en apart voor platvis, overige zoutwatervis (midden) en verdeling per braakbal (onder).*

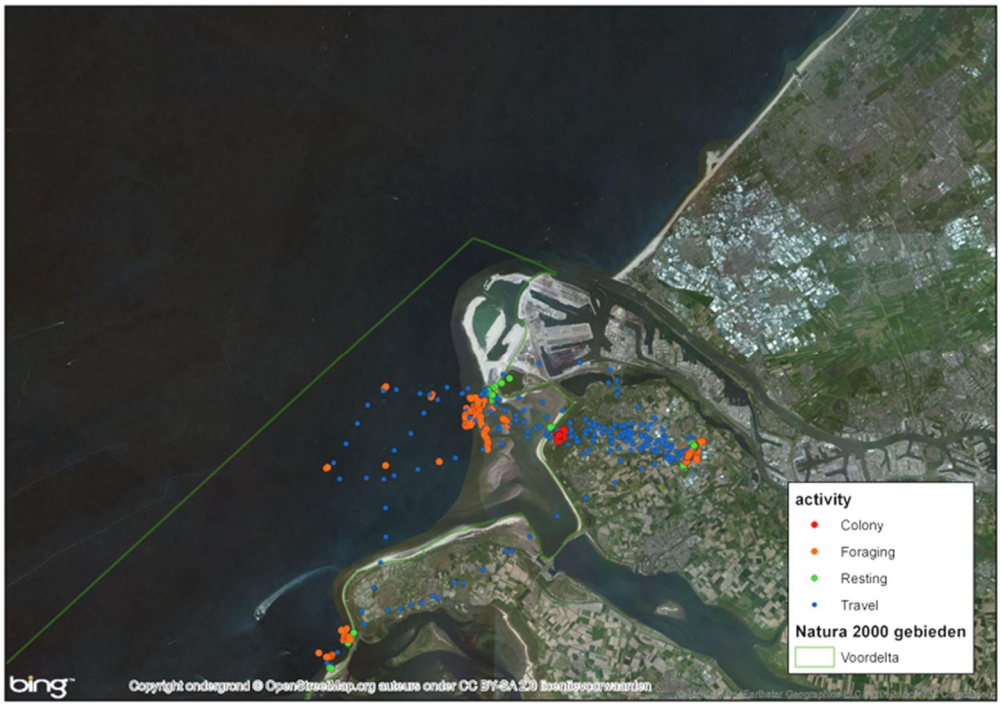
Bijlage 5 Individuele gegevens vogel i013

De aalscholver met logger i013 was een vrouwtje met kleurring K|N. Deze vogel is op 2 mei 2012 gevangen en voor het laatst op 17 mei 2012 uitgelezen in de kolonie (8 dagen met GPS posities over een periode van 16 dagen). Deze vogel heeft één jong grootgebracht. De gemiddelde duur van haar tochten was 428 minuten over een afstand van gemiddeld 36,3 km waarbij de vogel maximaal 20,2 km van de kolonie verwijderd was.

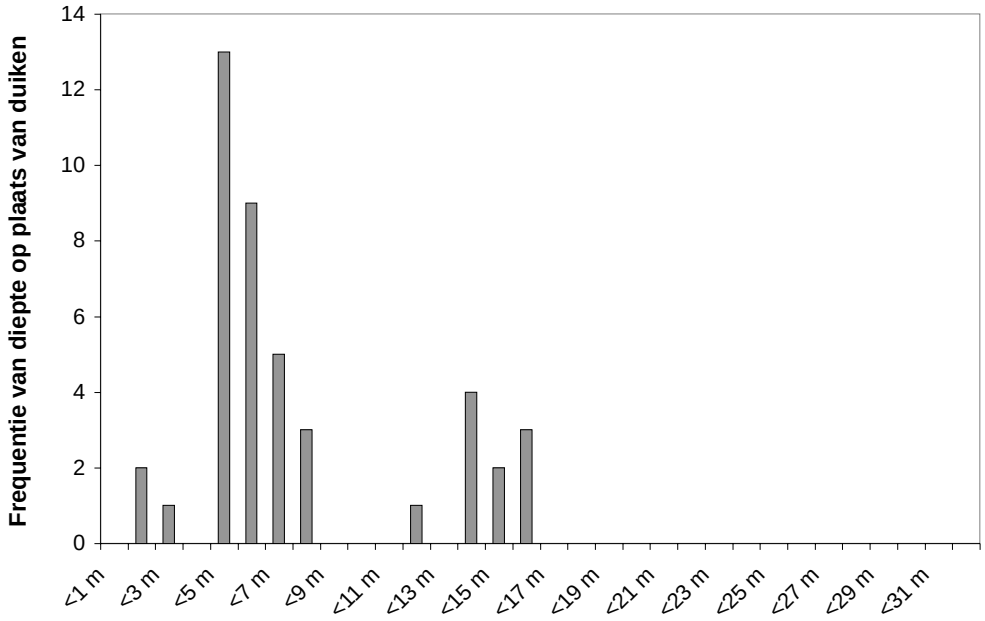
Deze vogel vertoonde een duidelijke tweedeling in foerageergebieden (figuur B5.1, tabel B5.1). Eén van de kernen lag in het Hinderplaatgebied en het aangrenzende zeegebied ten westen daarvan. Tijdens deze tochten rustte de vogel op de stranden van de Maasvlakte, de Hinderplaat en in de Slufter. Op geen van de dagen ging ze uitsluitend foerageren in het zeegebied. Altijd bezocht deze vogel ook een tweede foerageerkern in het binnenland van Voorne-Putten in een kanaal (Het Spui) aan de zuidkant van Brielle. Vaak ging de vogel eerst naar Het Spui en daarna nog naar zee. Maar ook werd op twee dagen eerst in Het Spui gefoerageerd, daarna in zee, en daarna via Het Spui weer terug naar de kolonie. Eenmaal heeft deze aalscholver een uitstapje gemaakt naar de noordelijke werkhaven van de Brouwersdam en gefoerageerd in het aangrenzende zeegebied. Na dit uitstapje vloog de vogel eerst naar zee, daarna naar Het Spui alvorens terug te vliegen naar de kolonie.

De vogel met logger i013 foerageerde op zee voornamelijk in water met een diepte tot 7 m. Daarnaast foerageerde deze vogel ook op plaatsen met dieptes tussen de 13 en 15 m (figuur B5.2).

De foerageertochten van deze vogel in de zeven dagen voorafgaand aan een braakbalraapmoment (16 mei, 24 mei, 31 mei en 7 juni) zijn apart weergegeven in figuur B5.3a-d. Het dieet van deze vogel bestond voornamelijk uit platvis maar daarnaast ook veel overige zoutwatervissen en zoetwatervissen (vooral blankvoorn) (zie figuur B5.4). Rond 24 mei bevatten 5 van de 6 ballen vooral platvis en de 6de bal vooral zoetwatervis. Daarna bevatten 3 - 4 van de 8 ballen vooral zoetwatervis en bevatte één bal vooral grondels en één bal vooral overige zoutwatervissen. Rond 16 en 24 mei foerageerde de vogel in het binnenland (zoet) en op zee aan de westzijde en voor de Brouwersdam. Rond 24 mei zat er naast schar en schol redelijk wat tong en schurftvis in de braakballen. Er is een mogelijkheid dat deze vogel achter trawlers heeft gefoerageerd en daar tong vandaan haalde.



Figuur B5.1 Overzicht van alle vastgelegde tochten van de vogel met logger i013.



Figuur B5.2 Frequentieverdeling van waterdiepte van alle opgeslagen foerageerposities van de vogel met logger i013.

Tabel B5.1 Weersgegevens, vertrekkoers vanuit kolonie en foerageerlocaties per dag.

Logger i013						
Datum	Zon*	Neerslag**	Windrichting***	Windkracht****	Vertrekkoers*****	Foerageer locatie*****
03-05-2012	0	0,5	Z	3	W	
05-05-2012	0,2	0	N	5	E	
07-05-2012	3,7	0	O	3	E	
09-05-2012	3,2	3,3	W	3	E	
11-05-2012	5,3	0	Z	5	E	
13-05-2012	13,8	0	W	3	W	
15-05-2012	8,4	2,8	W	4	E	
17-05-2012	8,3	0	Z	3	E	

* Zonneduur in uren
** Neerslag op de dag, 1 = ja, 2 = nee
*** Windrichting op moment van uitvliegen
**** Windkracht in bft.
***** Vertrekkoers uit de kolonie

******	Open water ten noorden en westen van de blokkendam bij Hoek van Holland
******	Maasmond (strekdammen) en in het binnenhaven gebied
******	Binnenland wateren
******	Open water ten westen van de kolonie (N2000 gebied en daarbuiten)

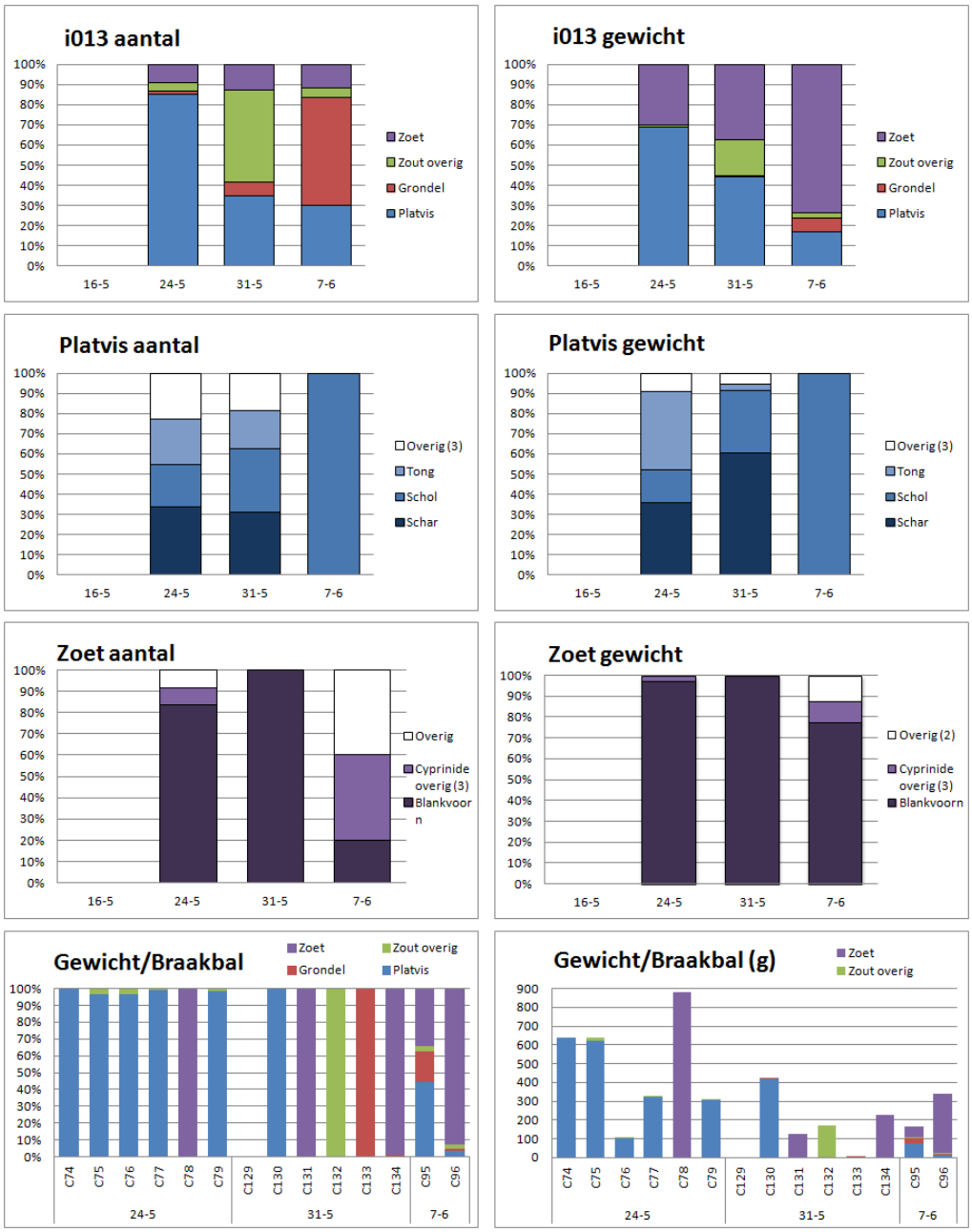
Voor 16 mei



Voor 24 mei



Figuur B5.3a-d Foerageertochten van een week voor braakbalraapmomenten van logger i013 (16 mei, 24 mei).



Figuur B5.4 *Dieet van het ouderpaar, waarvan één individu werd uitgerust met GPS-logger i013 op 2 verschillende momenten op basis van aantal vissen (links) en op basis van visgewicht (rechts) per hoofdgroep (boven) en apart voor platvis, overige zoutwatervis (midden) en verdeling per braakbal (onder).*

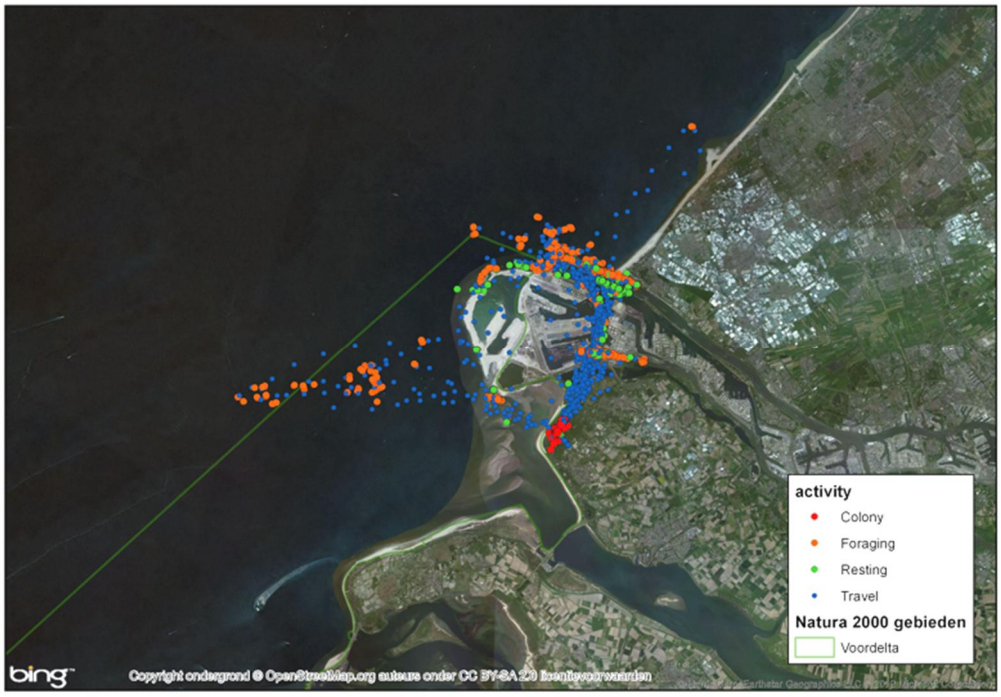
Bijlage 6 Individuele gegevens vogel i014

De aalscholver met logger i014 was een mannetje die geen kleurring heeft gekregen vanwege de maat van zijn poten. Deze vogel is op 3 mei 2012 gevangen en voor het laatst op 23 juli 2012 uitgelezen in de kolonie (42 dagen met GPS posities over een periode van 82 dagen). De gemiddelde duur van zijn tochten was 307 minuten over een afstand van gemiddeld 22,1 km waarbij de vogel maximaal 20,8 km van de kolonie verwijderd was.

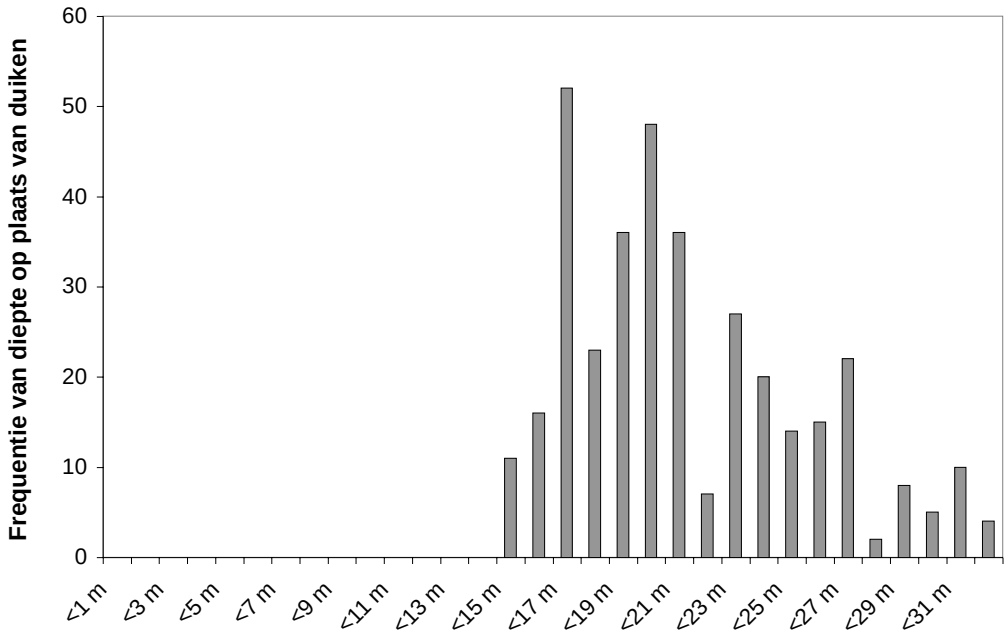
Deze vogel had een voorkeur om te foerageren in de monding van de Nieuwe Waterweg (figuur B6.1, tabel B6.1). Hier foerageerde hij vooral langs de blokkendam van Hoek van Holland langs de noordkant van de Nieuwe Waterweg. Daarnaast werd er ook langs de blokkendam van de buitencontour van de Tweede Maasvlakte gefoerageerd in het Natura 2000-gebied Voordelta. Ook foerageerde deze vogel regelmatig in het havengebied zelf en in het zeegebied ten westen van de Tweede Maasvlakte, waarbij de vogel buiten de grenzen van het Natura 2000-gebied Voordelta kwam. Gerust werd er bij voorkeur op de dam tussen de Nieuwe Waterweg en het Calandkanaal, maar ook op de blokkendam van de buitencontour van de Tweede Maasvlakte werd regelmatig gerust. Een enkele keer rustte de vogel op de Hinderplaat in de ingestelde rustgebieden in het bodembeschermingsgebied. In mei bezocht deze vogel voornamelijk de monding van de Nieuwe Waterweg en het uiterst noordelijke stukje Natura 2000-gebied dat daar aan grenst. In juni foerageerde deze vogel een enkele keer in het westelijke Natura 2000-gebied. In juli heeft de vogel alleen in de monding van de Nieuwe Waterweg gefoerageerd. Eenmaal heeft deze aalscholver een uitstapje gemaakt naar het zeegebied ten noordwesten van de zandmotor. Deze vogel heeft twee jongen grootgebracht en werd met enige regelmaat op het nest waargenomen.

De vogel met logger i014 foerageerde uitsluitend in diep water met een diepte vanaf 14 m. Deze vogel foerageerde in water tot 32 m diep, maar de belangrijkste wateren waar deze vogel foerageerde zijn ongeveer 20 m diep (figuur B6.2).

De foerageertochten van deze vogel in de zeven dagen voorafgaand aan een braakbalraapmoment (16 mei, 24 mei, 31 mei en 7 juni) zijn apart weergegeven in figuur B6.3a-d. De braakballen onder het nest bevatten vooral platvis, slechts 1 van de 9 ballen bevatte geen platvis (24 mei). (zie figuur B6.4). De ballen van 24 mei bevatten vooral tong, van 31 mei vooral schar en van 7 juni zowel schar, schol als tong. De vogel foerageert met name langs de dammen van de monding van de Nieuwe Waterweg. Rond 24 mei is daarnaast ook op zee aan de westkant gefoerageerd. In die periode is veel tong (50% op aantalsbasis) gevonden. Verder zijn schar, schol, smelt, tongschar en wijting (weinig vissen) geconsumeerd. Rond 31 mei, als de vogel niet meer op zee foerageert, is ook geen tong, tongschar, smelt en wijting meer gevonden. Er zit dan veel schar (>70% op aantalsbasis) in het dieet, met daarnaast o.a. koolvis, horsmakreel, rode poon, kabeljauw en schol. Rond 7 juni foerageert de vogel weer vooral langs de dammen en ook in de haven. Het aandeel geconsumeerde tong in de braakballen is dan verder afgenomen en er zit meer schar en iets meer schol in het dieet.



Figuur B6.1 *Overzicht van alle vastgelegde tochten van de vogel met logger i014.*

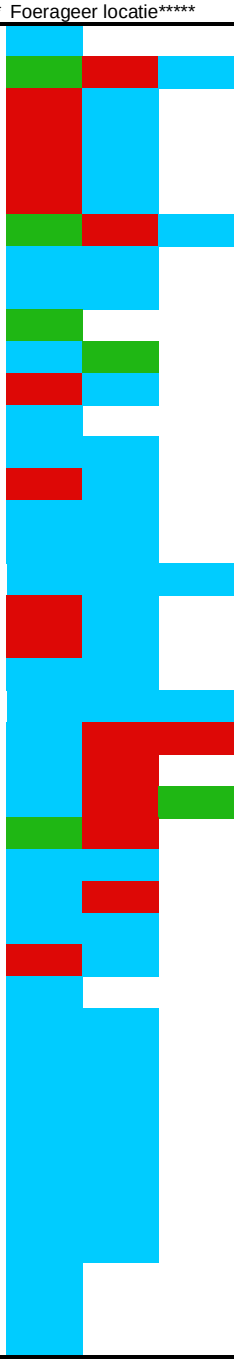


Figuur B6.2 *Frequentieverdeling van waterdiepte van alle opgeslagen foerageerposities van de vogel met logger i014.*

Tabel B6.1 Weersgegevens, vertrekkoers vanuit kolonie en foerageerlocaties per dag.

Logger i014

Datum	Zon*	Neerslag**	Windrichting***	Windkracht****	Vertrekkoers*****	Foerageer locatie*****
03-05-2012	0	0,5	Z	3	N	
05-05-2012	0,2	0	N	5	W	
07-05-2012	3,7	0	O	3	N	
09-05-2012	3,2	3,3	W	3	N	
11-05-2012	5,3	0	Z	5	N	
13-05-2012	13,8	0	W	3	N	
15-05-2012	8,4	2,8	W	4	W	
17-05-2012	8,3	0	Z	3	N	
19-05-2012	9,6	0	Z	3	N	
21-05-2012	9,5	0	N	4	W	
23-05-2012	13,3	0	W	2	N	
25-05-2012	14,3	0	O	5	N	
27-05-2012	14,3	0,1	O	4	N	
29-05-2012	5,9	0,5	N	3	N	
31-05-2012	0,3	1,8	W	3	N	
01-06-2012	4,9	0,8	N	4	N	
03-06-2012	0	10,1	N	4	N	
05-06-2012	6,8	0	W	2	N	
07-06-2012	1,3	2	Z	4	N	
09-06-2012	1,2	0,6	W	6	N	
11-06-2012	1,4	6,7	O	3	N	
13-06-2012	9,4	0	N	4	N	
15-06-2012	0,6	5,1	Z	5	N	
17-06-2012	10,2	0	W	6	N	
19-06-2012	11,8	0	Z	2	N	
21-06-2012	2	1,9	O	4	W	
23-06-2012	10,1	0	W	6	N	
25-06-2012	9,6	0	W	6	N	
27-06-2012	1	0,4	W	5	N	
29-06-2012	6,2	0	Z	3	N	
01-07-2012	11,1	0	W	5	N	
03-07-2012	1,7	0	Z	2	N	
05-07-2012	4,4	2,7	N	1	N	
07-07-2012	6,4	1,2	Z	4	N	
09-07-2012	0,6	0	W	5	N	
11-07-2012	7,7	4,7	W	5	N	
13-07-2012	5,8	10,3	Z	5	N	
15-07-2012	7,1	0	W	2	N	
17-07-2012	1,5	0	W	5	N	
19-07-2012	3,9	2,3	W	6	N	
21-07-2012	9,5	0,9	N	4	N	
23-07-2012	14	0	Z	3	N	



* Zonneduur in uren
** Neerslag op de dag, 1 = ja, 2 = nee
*** Windrichting op moment van uitvliegen
**** Windkracht in bft.
***** Vertrekkoers uit de kolonie

******	Open water ten noorden en westen van de blokkendam bij Hoek van Holland
******	Maasmond (strekdammen) en in het binnenhaven gebied
******	Binnenland wateren
******	Open water ten westen van de kolonie (N2000 gebied en daarbuiten)

Voor 16 mei Voor 24 mei



Voor 31 mei



Voor 7 juni





Figuur B6.3a-d *Foerageertochten van een week voor braakbalraapmomenten van logger i014 (16 mei, 24 mei, 31 mei en 7 juni).*

7 Perceel Abiotiek

Auteurs: G. van Banning en J. Adema (ARCADIS/Alkyon)

7.1 INLEIDING

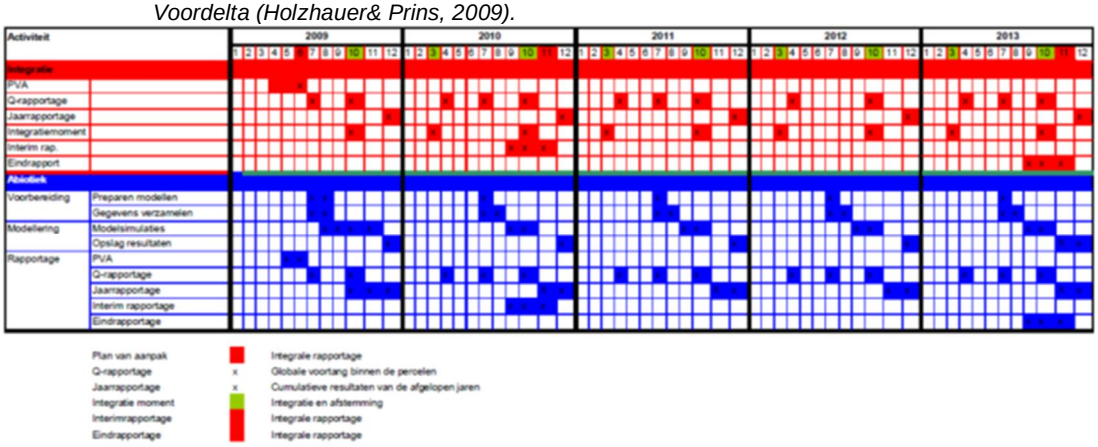
In het perceel Abiotiek wordt gekeken naar de veranderingen in de abiotische condities in de Voordelta voor, tijdens en na de aanleg van Maasvlakte2. De abiotische condities behelzen de getijdencondities (waterstanden en stroomsnelheden), de saliniteit, de watertemperatuur en de bodemschuifspanningen ten gevolge van de stroming en golven. Deze gegevens zijn gegenereerd met behulp van numerieke waterbewegings- en golfvoortplantingsmodellen. Daarnaast is er ook gekeken naar andere gegevens zoals o.a. wind en luchttemperatuur. Al deze gegevens zijn in de andere percelen gebruikt om mogelijke relaties te onderzoeken tussen veranderingen in abiotische condities en het voorkomen van benthos, vissen en vogels in de Voordelta. Het doel van deze analyses is het 'uitfilteren' van het effect van veranderingen in de abiotiek, om daarmee op een eerlijkere manier het effect van de compensatiemaatregelen te kunnen beoordelen.

Er is specifiek naar de bovengenoemde abiotische condities gekeken, omdat op voorhand het vermoeden bestond dat deze de meest directe relaties hebben met de benthos, vissen en vogels. Directe relaties zijn bijvoorbeeld:

- waterstanden bepalen het areaal aan droogvallende platen, en hebben zo invloed op broedsucces en voedsel-beschikbaarheid voor de vogels;
- sommige soorten benthos en vissen kunnen niet overleven als de saliniteit of watertemperatuur voor een bepaalde periode sterk afwijkt; en
- verhoogde bodemschuifspanningen (bijvoorbeeld tijdens stormen) kunnen het bodemleven verstoren.

Hoe sterk deze relaties zijn, is echter niet eenduidig bekend. Vandaar dat in de andere percelen gezocht is naar correlaties tussen de abiotische grootheden (of afgeleide grootheden daarvan) en de eigen meetresultaten. Voor de afgeleide grootheden kan bijvoorbeeld worden gedacht aan gemiddelde grootheden, percentielen of duren dat grootheden een bepaalde waarde hebben onder- of overschreden. Tabel 7.1 geeft een overzicht van het oorspronkelijke tijdschema.

Tabel 7.1 Tijdschema voor het perceel Abiotiek uit het Plan van Aanpak PMR monitoring natuurcompensatie Voordelta (Holzhauer& Prins, 2009).



Van de beoogde door te rekenen periode juni 2004 tot en met mei 2013 is uiteindelijk tot en met december 2012 gesimuleerd, wegens het niet tijdig beschikbaar zijn van afvoergegevens van het Haringvliet. Vandaar dat deze resultaten dus ook niet worden gepresenteerd in dit rapport.

Leeswijzer

In dit rapport zal eerst worden ingegaan op de methode waarmee de abiotische grootheden zijn bepaald. In paragraaf 7.2 wordt een beknopt overzicht gegeven van de opzet van de modelsimulaties. Hierin wordt een overzicht gegeven van de gebruikte gegevens, de verschillende simulaties die zijn uitgevoerd en de condities in de verschillende jaren. Voor een uitvoerigere beschrijving wordt verwezen naar (Alkyon, 2010).

In paragraaf 7.3 wordt een korte opsomming gegeven van een standaard serie vergelijkingen die zijn uitgevoerd tussen modelresultaten en metingen. Deze zijn uitgebreid beschreven in (ARCADIS, 2014). Vandaar dat in dit rapport hier niet verder op wordt ingegaan, maar de conclusie van de vergelijking is dat het model goed in staat is de werkelijk opgetreden condities te reproduceren.

Daarnaast zijn er vergelijkingen uitgevoerd tussen modelresultaten en de metingen die door de andere percelen zijn uitgevoerd. Deze vergelijkingen worden in paragraaf 7.4 besproken.

Als een alternatieve bron van gegevens is gekeken naar satelliet-gegevens van oppervlaktetemperaturen op zee. Dit is gedaan naar aanleiding van een vraag van de opdrachtgever of deze gegevens nuttig zouden zijn in aanvulling op de metingen van Rijkswaterstaat en die door de andere percelen zijn toegeleverd. De beschrijving van deze gegevens en de vergelijking met metingen van Rijkswaterstaat en de modelresultaten is opgenomen in paragraaf 7.5.

Het tweede deel van de rapportage ligt de focus meer op de analyse van de modeluitkomsten. Paragraaf 7.6 geeft een overzicht van de resultaten van de simulaties. De modeluitvoer is echter zo omvangrijk, dat het onmogelijk is om alles te presenteren. Vandaar dat er een kleine selectie is gemaakt, die toch ook een goed overzicht geeft van wat er uit de modelresultaten gehaald kan worden. Voorbeelden worden gegeven van (afgeleide

grootheden van) waterstanden, droogval, saliniteit, watertemperatuur en bodemschuifspanningen.

In paragraaf 7.7 wordt gekeken naar de verschillen in abiotische parameters tussen de periode voor de aanleg van de nieuwe Maasvlakte (T0) en die tijdens de aanleg (T1). Enerzijds wordt dit gedaan door metingen en modelresultaten te vergelijken in de twee periodes. Anderzijds zijn vergelijkende simulaties uitgevoerd waarbij voor een identieke conditie het effect op de modelresultaten is bekeken ten gevolge van het wel of niet meenemen van Maasvlakte 2 en ten gevolge van het baseren van de bodemschematisatie op basis van gegevens uit 2004 of 2010.

Voor de analyses door de andere percelen zijn specifieke gegevens of daarvan afgeleide grootheden toegeleverd. Een overzicht van deze gevraagde gegevens en enkele voorbeelden van de uitvoer worden gegeven in paragraaf 7.8.

In paragraaf 7.9 worden de resultaten van het onderdeel abiotiek samengevat en worden conclusies getrokken met betrekking tot de veranderingen in abiotische condities in de Voordelta over de periode van ongeveer 8,5 jaar die in deze studie zijn bekeken.

7.2 MODELOPZET

7.2.1 Overzicht gebruikte gegevens

Voor dit project zijn zeer veel meetgegevens gebruikt, zowel voor de aansturing van de modellen, als ten behoeve van de kalibratie en verificatie. Het betreft de volgende grootheden:

- waterstanden,
- debieten,
- saliniteiten,
- watertemperaturen,
- golfhoogte, golfperiode en golfrichting,
- meteorologische parameters en
- overige gegevens.

Hieronder volgt een overzicht van de metingen die beschikbaar zijn voor de verschillende grootheden en de analyses en nabewerkingen die zijn uitgevoerd op de metingen. In de kalibratie (Alkyon, 2010) is alleen gekeken naar de periode juni 2004 tot en met mei 2005. Een vergelijking tussen metingen en berekeningen voor alle jaren zou het kader van deze samenvattende rapportage te buiten gaan. Deze vergelijkingen zijn gerapporteerd in (ARCADIS, 2014).

Een groot aantal gegevens is beschikbaar in DONAR (Data Opslag Natte Rijkswaterstaat Database). Dit betreft de waterstanden, saliniteiten en watertemperaturen voor de Nederlandse stations en een groot aantal rivier en gemaal/spuisluis debieten. Verder is gebruik gemaakt van andere bronnen, zoals het KNMI (Koninklijk Nederlands Meteorologisch Instituut voor meteorologische gegevens op basis van het HIRLAM meteo-model), BODC (British Oceanographic Data Centre voor waterstanden voor de Britse stations) en HMCZ (Hydro Meteo Centrum Zeeland voor sluitingen stormvloedkering Oosterschelde). Voor de simulaties vanaf februari 2009 is ook de voortgang van de aanleg van Maasvlakte 2 in de

simulaties meegenomen. De benodigde bemeten bodems zijn afkomstig van Havenbedrijf Rotterdam N.V.

Het volledige overzicht van alle meetgegevens, de locaties en de nabewerkingen die zijn uitgevoerd, zijn in het validatie-document (ARCADIS, 2014) gegeven. Opgemerkt moet worden dat voor de recente jaren de debietgegevens niet altijd beschikbaar waren. Voor de debieten van het Haringvliet zijn wel de gegevens beschikbaar, maar voor de andere zijn in dat geval de langjarig maandgemiddelde waarden opgelegd.

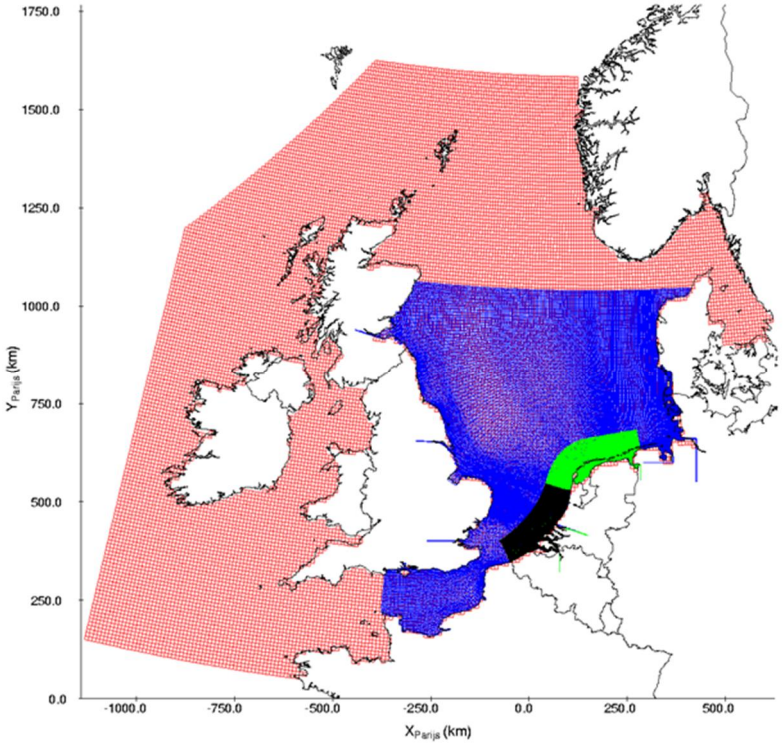
Referenties
Voor alle gegevens worden SI eenheden gebruikt.

- Tijd referentie:
  De tijd referentie van alle gegevens die in dit perceel worden gebruikt is MET (Middel Europese Tijd). Alle gegevens worden voor zover nodig vertaald naar MET. Binnen de MET notatie wordt geen rekening gehouden met zomertijd.
- Coördinaten:
  Voor de horizontale coördinaten wordt in het Voordelta gebied gebruik gemaakt van het Rijks Driehoeks stelsel. Indien gebruik gemaakt wordt van geografische coördinaten (Continental Shelf Model), wordt gebruik gemaakt van het WGS 84 referentiesysteem. Zo nodig worden gegevens naar deze stelsels getransformeerd.
  Voor de verticale referentie wordt gebruik gemaakt van NAP. Zo nodig worden de gegevens naar NAP vertaald.
- Richtingen:
  De richtingen worden in nautische graden gegeven, waarbij 0 graden overeenkomt met Noord en de richting toeneemt met de klok mee. Voor wind- en golfrichtingen geldt dat deze de richting geven waar de wind of de golf vandaan komt. Voor de stroomrichting geldt dat deze de richting geeft waar de stroom heengaat.

7.2.2 Overzicht modelsimulaties

Voor het berekenen van de abiotische parameters in de buitendelta is gebruik gemaakt van een gedeelte van de Modellentrein van Rijkswaterstaat (weergegeven in Figuur 7.1):

- CSM8 (Continental Shelf Model 8 kilometer maaswijdte);
- Zuno (Zuidelijk Noordzee model);
- Kustgrof;
- Kustzuid (uitsnede van het zuidelijke deel van Kustfijn).



Figuur 7.1 Overzicht van de rekenroosters: CSM8 (rood), Zuno (blauw), Kustgrof (groen) en Kustzuid (zwart).

In verschillende modellen wordt gebruik gemaakt van Kalman-filtering technieken. Een andere term die hier vaak voor wordt gebruikt is data-assimilatie. Bij deze techniek worden kortgezegd metingen gebruikt om modeluitkomsten bij te sturen, waardoor de modelresultaten beter met de werkelijkheid overeenkomen. De informatie op welke manier modelresultaten moeten worden aangepast, is vastgelegd in het zogenaamde Kalman-filter. De locaties waarvan metingen worden gebruikt, worden de Kalman-stations genoemd.

CSM8

Met het CSM8 model worden per jaar de volgende drie modelsimulaties uitgevoerd:

1. astro: 2D-simulatie zonder wind en drukvelden en zonder zout (constant niveau voor het zout) en temperatuur (constant niveau voor de temperatuur). In de zogenaamde astronomische simulatie wordt het model gedreven door de standaard getijden componenten set voor CSM8. Deze simulatie levert randvoorwaarden voor de Zuno astro simulatie (simulatie 4 hieronder) en de astronomische tijdseries in de Kalman stations voor de CSM8 hindcast simulatie (simulatie 2).

2. hindcast: 2D-simulatie met in de tijd en ruimte variërende wind- en drukvelden, met Kalman filtering, zonder zout (constant niveau voor het zout) of temperatuur (constant niveau voor de temperatuur). Er vindt een drukcorrectie op de rand plaats. De gebruikte wind- en drukvelden zijn steeds de eerste tijdstippen uit de HIRLAM hindcasts van het KNMI. Het Kalman filter is het standaard wind Kalman filter dat ook in de Nautboom (operationele modellen systeem van Rijkswaterstaat) gebruikt wordt. Het Kalman filter gebruikt een combinatie van het door het model berekende astronomische signaal en de gemeten opzet in de Kalman stations. Deze simulatie levert de tijdsafhankelijke randvoorwaarden voor simulatie 5.

3. hindcast zout: 2D-simulatie met in de tijd en ruimte variërende wind- en drukvelden zonder Kalman filter, met zout, maar zonder temperatuur (constant niveau voor de temperatuur). Tevens worden de grootschalige zoutrandvoorwaarden op zee en op de rivieren meegenomen. Doel van deze simulatie is tijdsafhankelijke zout randvoorwaarden af te leiden voor het Zuno-model (simulatie 6).

In alle simulaties worden de afvoeren van de grootste rivieren en de afvoeren als gevolg van spuien meegenomen:
- Firth of Forth;
- Humber;
- Thames;
- Schelde;
- Nieuwe Waterweg;
- IJmuiden;
- Den Oever;
- Kornwerderzand;
- Haringvliet;
- Eems;
- Weser;
- Elbe;
- Seine.

Deze afvoeren zijn overgenomen uit de schematisatie voor Zuno. In het rekendomein van CSM8 monden wel meer rivieren uit, maar deze worden niet significant geacht voor de waterbeweging en saliniteit in de buitendelta.

In de berekening van juni 2010 – mei 2011 is voor de Schelde, IJmuiden, Den Oever en Kornwerderzand voor januari tot en met mei 2011 gebruik gemaakt van langjarig gemiddelde afvoeren, aangezien de werkelijke data nog niet beschikbaar waren op het moment van uitvoeren van de berekening. Ook voor de berekeningen van juni 2011 – mei 2012 en juni 2012 – december 2012 waren bepaalde data niet beschikbaar. Dit geldt voor de gehele periode voor de Schelde en IJmuiden, en voor de maanden januari tot en met december 2012 voor Den Oever en Kornwerderzand. Er is aangenomen dat de locatie en afvoerhoeveelheden zo weinig invloed hebben op de te genereren randvoorwaarden, dat deze aanpak geoorloofd is. Dit geldt ook voor de andere modellen.

Elk van de simulaties is opgedeeld in vier berekeningen van elk 3 maanden. Voorafgaand aan de eerste simulatie is voldoende lang (anderhalf jaar) ingespeeld om de noodzakelijke processen (waterbeweging, zout) te initialiseren.

De reden voor het uitvoeren van 3 verschillende simulaties is dat elke simulatie informatie genereert ten behoeve van de uiteindelijke Kustzuid simulatie. Doordat het Kalman-filter niet werkt in een simulatie waarin zout als proces wordt meegenomen, moesten de tweede en derde simulatie worden opgesplitst.

Met behulp van het Kalman filter worden de modelresultaten bijgestuurd, op basis van het geconstateerde verschil tussen het modelresultaat en de meting. Het Kalman filter optimaliseert de opzet, door de manier waarop de tijdseries in de Kalman stations worden gemaakt. De aanpak voor het genereren van deze ‘kunstmatige’ tijdseries is als volgt:
- er wordt een getijanalyse (93 componenten) uitgevoerd op een meetserie van een jaar;
- de stormopzet (het residu) wordt bepaald;
- dit residu wordt opgeteld bij het resultaat van de astro-simulatie (simulatie 1).

Voor de Britse stations zijn de eerste twee stappen niet nodig, aangezien het residu direct al is gegeven bij de meetseries.

Op deze manier wordt het modelresultaat geoptimaliseerd in termen van opzet, doordat het signaal naar de opzet wordt getrokken, zonder ook te corrigeren voor modelfouten, zoals het geval zou zijn als de werkelijke metingen worden aangeboden aan het Kalman filter.

Zuno

Met Zuno wordt een vergelijkbare serie modelsimulaties doorgerekend als met CSM8.

1. astro: 2D-simulatie zonder zout (constant niveau voor het zout) en temperatuur (constant niveau voor de temperatuur) en zonder wind- en drukvelden, randvoorwaarden in de vorm van tijdreeksen uit de astro simulatie van CSM8 (zie eerdere simulatie 1). Deze simulatie levert de astronomische tijdseries op de rand van het Kustgrof-model en de astronomische tijdseries in de Kalman stations voor de Zuno hindcast simulatie (simulatie 5)

2. hindcast: 2D-simulatie zonder zout (constant niveau voor het zout) en temperatuur (constant niveau voor de temperatuur) met in de tijd en ruimte variërende wind- en drukvelden, met Kalman filtering. Het Kalman filter is het standaard randvoorwaarden Kalman filter dat ook in de Nautboom gebruikt wordt voor Zuno. De tijdsafhankelijke randvoorwaarden komen uit het CSM8 model (simulatie 2). In combinatie met simulatie 4 levert deze simulatie een zo nauwkeurig mogelijke tijdserie van de opzet langs de rand van Kustgrof.

3. hindcast zout: 2D-simulatie met in de tijd en ruimte variërende wind- en drukvelden en zout, maar zonder temperatuur (constant niveau voor de temperatuur) en zonder Kalman filter. Tevens worden de zoutrandvoorwaarden uit CSM8 (simulatie 3) en de afvoeren meegenomen. Doel van deze simulatie is tijdsafhankelijke zoutrandvoorwaarden af te leiden voor het Kustzuid model.

Ook in deze simulaties worden de afvoeren van de grootste rivieren en spuien meegenomen. Alle simulaties worden net als voor het CSM8-model per kwartaal uitgevoerd.

Kustgrof model

Met het Kustgrof model wordt per jaar slechts één simulatie uitgevoerd:

1. hindcast: 2D-simulatie met in de tijd en ruimte variërende wind- en drukvelden, met Kalman filtering, maar zonder zout (constant niveau voor het zout) en temperatuur (constant niveau voor de temperatuur). Het Kalman filter is het standaard randvoorwaarden Kalman filter dat ook in de Nautboom gebruikt wordt voor Kustgrof. De tijdsafhankelijke randvoorwaarden komen uit een combinatie van de gekalibreerde astro-randvoorwaarde (afkomstig van een op getijconstanten afgeregeld model) in combinatie met in de tijd en langs de rand variërende met Zuno berekende opzet (het verschil tussen Zuno-simulaties 5 en 4). Met dit model worden de randvoorwaarden gegenereerd voor simulatie nummer 8 met de uitsnede van het Kustfijn model.

De afvoeren van de rivieren en door de spuisluizen worden ook in dit model meegenomen. Binnen het domein vallen:

- Eems;
- Kornwerderzand;
- Den Oever;
- IJmuiden;
- Nieuwe Waterweg (afkomstig uit tijdsafhankelijke SOBEK simulaties voor elke 10 minuten);

- Haringvliet (afkomstig uit tijdsafhankelijke SOBEK simulaties voor elke 10 minuten);
- Schelde-Schelle.

Het SOBEK-model is een 1D-model dat jaarlijks bij Rijkswaterstaat wordt gedraaid op basis van gedetailleerde gegevens van waterstanden, rivierafvoeren en verschillende lozingen voor de Nederlandse rivieren. De modeluitkomsten worden in onze studie als afvoertijdseries opgelegd voor de Haringvlietsluizen en voor de Nieuwe Waterweg.

Ook deze simulatie is in vier deelsimulaties van 3 maanden opgedeeld.

Voor de sturing van het Kalman filter wordt in dit geval gebruik gemaakt van de werkelijk gemeten tijdseries in de Kalman stations en niet van een combinatie van astro en opzet, aangezien dit Kalmanfilter de resultaten naar de werkelijke metingen moet corrigeren, om zo optimale randvoorwaarden te genereren voor de Kustzuid simulatie (zie simulatie 8).

Kustzuid model

Voor het Kustzuid model wordt eveneens per jaar slechts één simulatie uitgevoerd.

1. hindcast zout temperatuur: 3D simulatie met in de tijd en ruimte variërende wind- en drukvelden en scalaire maar wel in de tijd variërende aandrijving voor relatieve luchtvochtigheid, bewolkingsgraad en luchttemperatuur. Ook worden zout en temperatuur meegenomen. Er wordt geen Kalman filter gebruikt. De waterstand-randvoorwaarden komen uit het Kustgrof model (simulatie 7), de zout-randvoorwaarden komen uit de Zuno simulatie met zout (simulatie nummer 6) en de temperatuur-randvoorwaarden komen uit metingen op zee (station K13A Platform). Op de rivieren en spuilocaties worden tijdseries opgelegd voor afvoer, saliniteit en watertemperatuur. Deze simulatie wordt uitgevoerd in 3 dimensies met 10 equidistante lagen in de verticaal.

De debieten die in dit model worden meegenomen, zijn:

- IJmuiden;
- Oude Maas (afkomstig uit tijdsafhankelijke SOBEK simulaties voor elke 10 minuten);
- Nieuwe Maas (afkomstig uit tijdsafhankelijke SOBEK simulaties voor elke 10 minuten);
- Spui (afkomstig uit tijdsafhankelijke SOBEK simulaties voor elke 10 minuten);
- Haringvliet (afkomstig uit tijdsafhankelijke SOBEK simulaties voor elke 10 minuten);
- Schelde-Schelle.

Zoals eerder vermeld is voor IJmuiden en de Schelde voor de periode januari 2011 tot en met december 2012 gebruik gemaakt van langjarig gemiddelde afvoeren, aangezien de werkelijke data nog niet beschikbaar waren op het moment van uitvoeren van de berekening. In de simulaties is voor de randvoorwaarden uit SOBEK is telkens uitgegaan van de definitieve jaarsom. Het is niet voorgekomen dat voorlopige resultaten die eerder in het jaar zijn toegeleverd, later bij het definitief maken van de jaarsommen zijn gewijzigd.

Bodemschematisatie

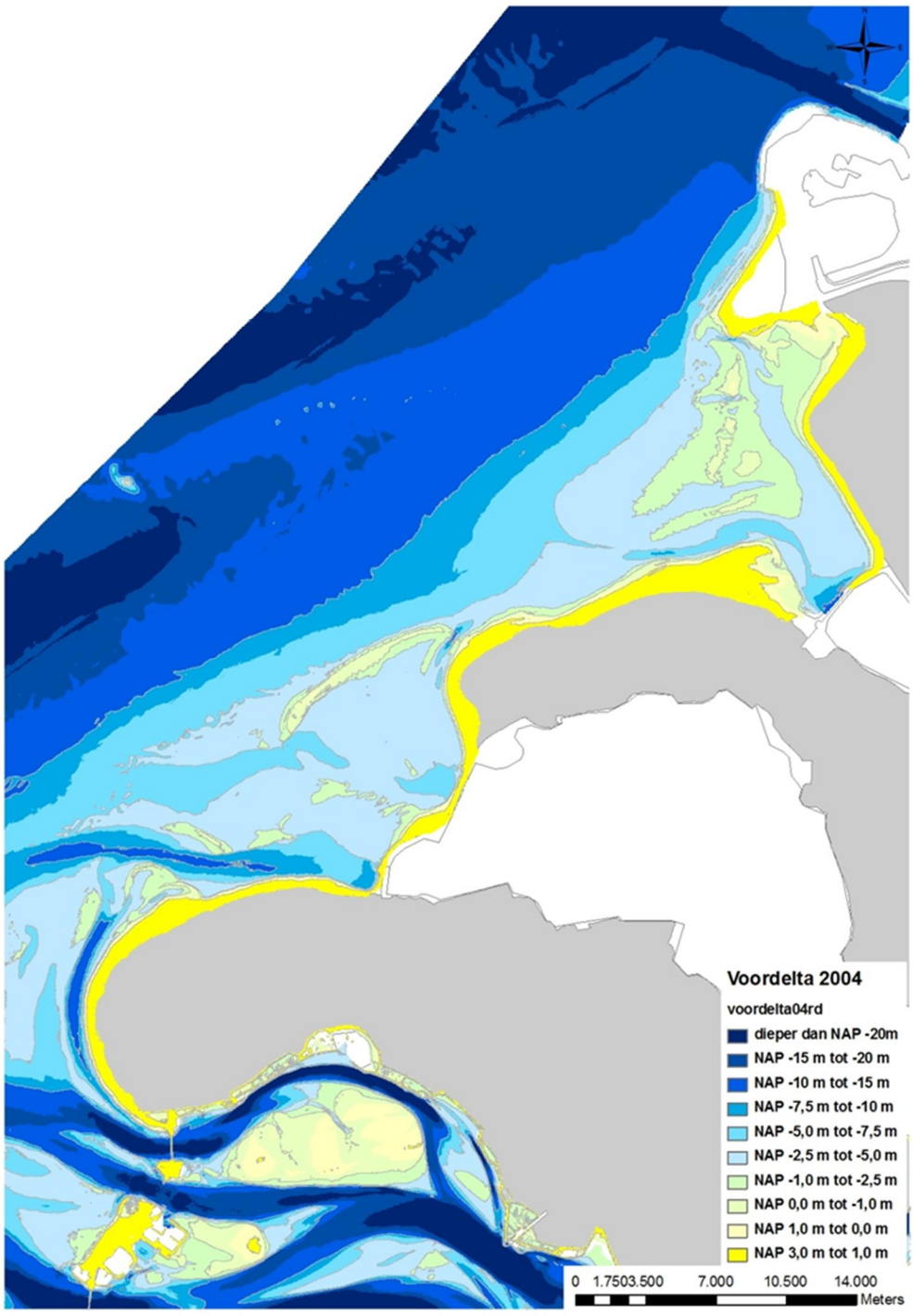
In het Kustzuid model is zo goed mogelijk de continu veranderende bodemligging in de Voordelta meegenomen in de simulaties. Hierbij is gebruik gemaakt van zowel de bodemsurveys die door Rijkswaterstaat worden uitgevoerd voor de hele Nederlandse kust en de lokale veranderingen ter plaatse van de nieuwe Maasvlakte 2 (aanleggebied) en het gebied waar het zand wordt gewonnen voor de aanleg (zandwingebied). Het aanleggebied wordt circa maandelijks vanaf februari 2009 door het betrokken projectbureau PUMA gesurveyed. Voor het zandwingebied gebeurt dit minder frequent, circa eens per half jaar.

Bij het samenstellen van de bodemschematisatie is als achtergrond ten eerste uitgegaan van de Rijkswaterstaat surveys. In de simulaties tot en met mei 2010 is hierbij gebruik gemaakt van de schematisatie zoals die in het Kustzuid model is gebruikt, gebaseerd op gegevens van 2004 (zie Figuur 7.2). Vanaf juni 2010 is de bodemligging in de Voordelta vervangen door de 2010-bodem (zie Figuur 7.3), samengesteld uit:

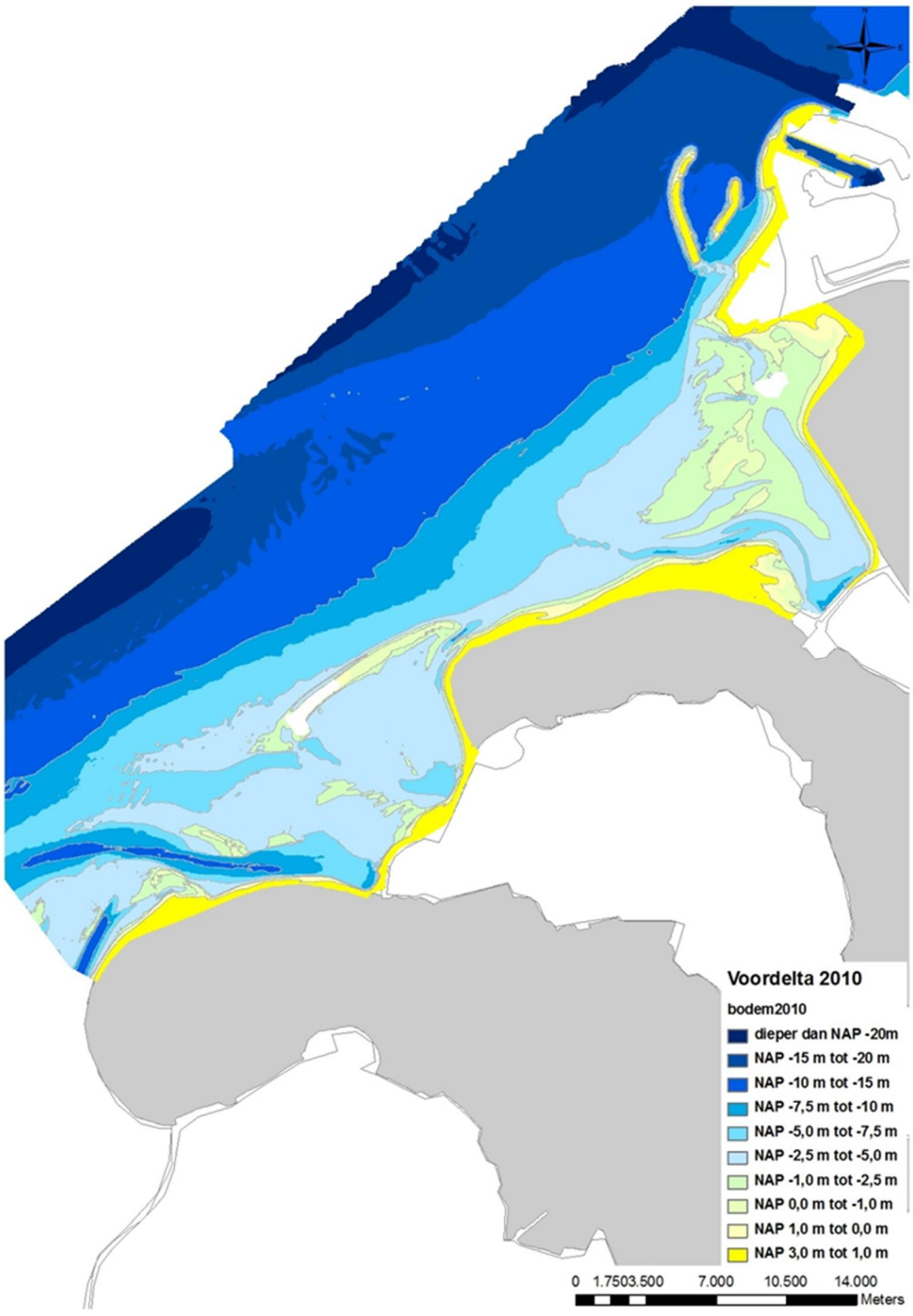
- Westerschelde - buiten uit 2008
- Maasmond uit 2008
- Haringvliet - buiten uit 2009
- Oosterschelde - buiten uit 2010

Voor het aanleggebied en het zandwingebied is de achtergrond-bodemschematisatie vervangen door één waarin de surveys van PUMA zijn gebruikt. Vanaf februari 2009 is per maand-simulatie telkens de meest recente survey voor het aanleggebied en de meest recente survey voor het zandwingebied gebruikt. In Bijlage P zijn figuren opgenomen van de geschematiseerde bodemliggingen om de 2 maanden voor de omgeving van de Maasvlakte.

De studie van de morfologie (de bodemligging) van de Voordelta en de veranderingen die er zijn opgetreden zijn geen onderdeel van deze opdracht. De morfologie is echter wel belangrijk voor de ecologische waarde van het gebied. Dit is een direct belang, omdat bepaalde habitats en het gebruik van de habitats door bijvoorbeeld vogels en zeehonden gekoppeld zijn aan morfologische eenheden (bijvoorbeeld droogvallende platen) in de Voordelta. En er zijn indirecte belangen voor de ecologie, omdat de morfologie medebepalend is voor de stromingen en de golven die optreden in het gebied .Figuur 7.2 en 7.3. geven de bodemligging in de Voordelta weer in respectievelijk 2004 en 2010.



Figuur 7.2 Bodemligging 2004 (bron: Rijkswaterstaat).



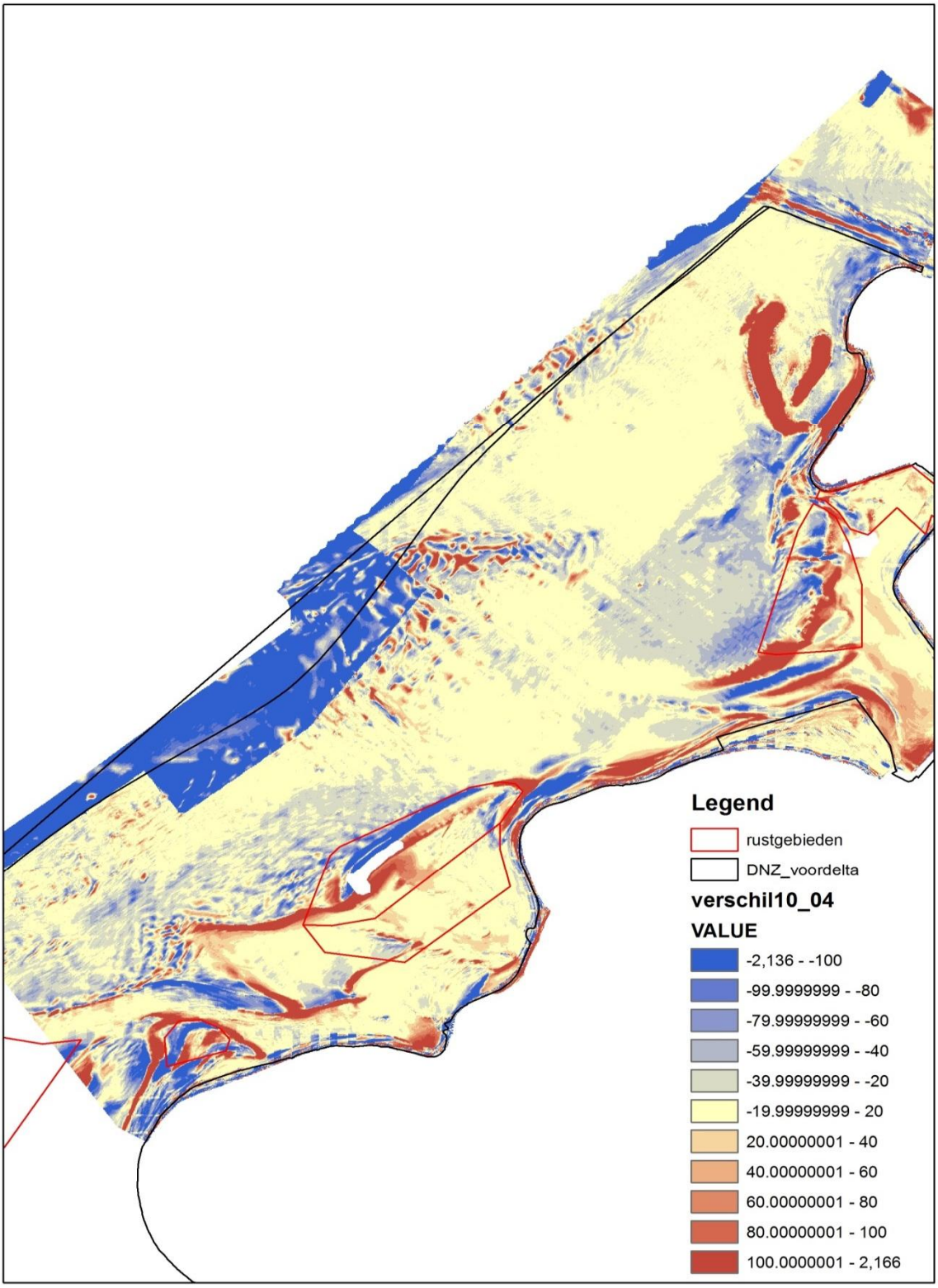
Figuur 7.3 Bodemligging 2010 (bron: Rijkswaterstaat).

Een blik op de kaarten uit 2004 en 2010 laat zien dat alle morfologische elementen, in de vorm van droogvallende platen, geulen, verlaten geulen, stranden, strandvlaktes en de vooroever nog steeds aanwezig zijn in de Voordelta. En op het oog is er ook weinig verschil tussen de ligging van deze morfologische elementen. Dat er wel degelijk veranderingen plaatsvinden is zichtbaar als er wordt gekeken naar de verschillen tussen de twee kaarten,

zie Figuur 7.4. Deze verschilkaart (met erosie in blauw en sedimentatie in rood, in centimeters) laat veel ontwikkelingen zien, omdat de droogvallende platen en de geulen dynamisch elementen zijn. Langs de zeewaartse kant van deze verschilkaart is een opvallende strook zichtbaar met verschillen in de orde van meer dan een meter. De oorzaak van deze verschillen lijkt gelegen te zijn in een verschil in nulniveau tussen de verschillende surveys, aangezien deze verschillen vrijwel uniform in dit gebied optreden met eer scherpe begrenzing, en niet te verklaren zijn uit de morfologie.

De belangrijkste ontwikkelingen zijn het verder landwaarts schuiven van de zandbanken Hinderplaat en de Bollen van de Ooster, de verplaatsing van de geulen en aanliggende platen en ondieptes in de Monding van het Haringvliet, de dynamiek van de monding van het Krabbengat en de Bollen van het Nieuwe Zand. Verder valt op dat in het grootste gedeelte van de buitendelta de veranderingen binnen de +50 en -50 cm liggen.

Uiteraard is er daarnaast een dominante verandering te zien die samenhangt met de aanleg van Maasvlakte 2. Daar liggen de verschillen zelfs tussen de 15 en 20 m.



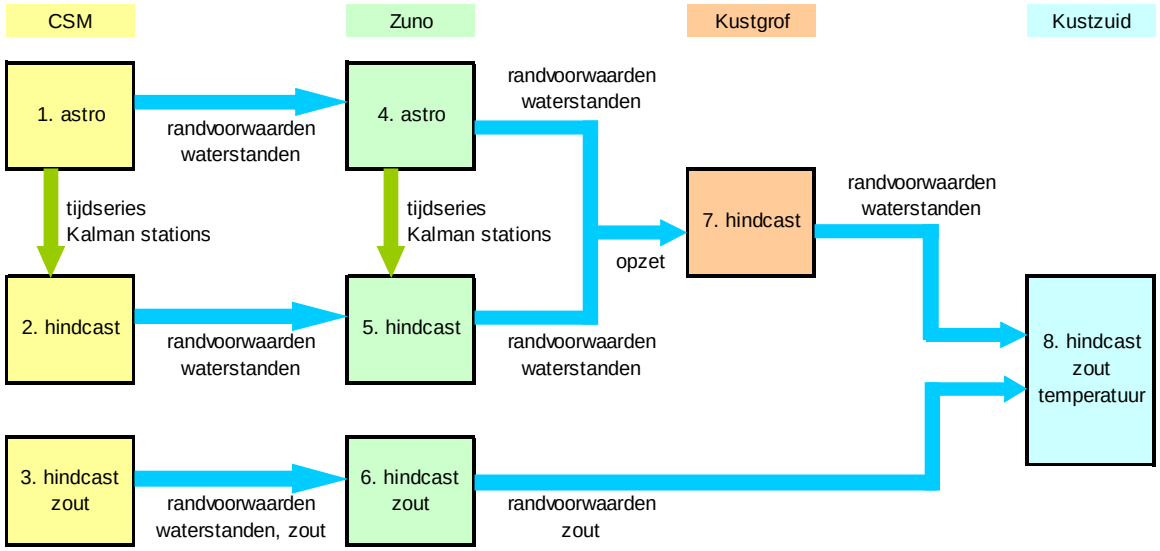
Figuur 7.4 Bodemverandering tussen 2004 en 2010 (in cm).

Alle geobserveerde ontwikkelingen komen op hoofdlijnen overeen met de verwachte morfologische ontwikkelingen, zoals die zijn gerapporteerd in (Alkyon, 2006a-c) en (Cleveringa, 2008). Er is geen uitgebreide analyse uitgevoerd, zodat er geen conclusies zijn te trekken of de kwantitatieve voorspellingen uit deze rapporten ook zijn uitgekomen.

Het Kustzuidmodel levert uiteindelijk de gewenste uitvoer op met betrekking tot stroomsnelheden, watertemperaturen, zoutgehalten, enzovoorts ten behoeve van de andere percelen. Daarvoor zijn in het gehele interessegebied resultaten uitgevoerd in de vorm van tijdseries van waterstand, saliniteit en temperatuur. Uit het oogpunt van dataopslag is deze simulatie opgeknipt in 12 maandsimulaties. Voor de verificatie worden vergelijkingen gemaakt tussen de resultaten van de simulaties en beschikbare metingen voor deze grootheden.

Samenhang tussen de modelsimulaties

De besproken modellen en simulaties zijn in Figuur 7.5 schematisch weergegeven. De datastromen tussen de verschillende modellen zijn in de figuur met pijlen weergegeven. De nummers in de figuur komen overeen met de bij de hierboven beschreven simulaties gebruikte nummering.



Figuur 7.5 Datastromen tussen de verschillende modelsimulaties.

De modellen zijn uitgebreid gekalibreerd en geverifieerd. Hierbij zijn de verschillen tussen modelresultaten en metingen uitgedrukt in de volgende statistische grootheden:

$$BIAS = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}\left(X_{model,i} - X_{meting,i}\right) = \overline{X_{model}} - \overline{X_{meting}}$$

en:

$$RMSE_0 = \sqrt{\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}\left(\left(X_{model,i} - \overline{X_{model}}\right) - \left(X_{meting,i} - \overline{X_{meting}}\right)\right)^2}$$

De parameter n is hierbij het totaal aantal metingen waarover de vergelijking wordt uitgevoerd.

De bias is het gemiddelde verschil tussen model en metingen, terwijl de $RMSE_0$ een maat is voor de gemiddelde afwijking ten opzichte van het gemiddelde.

De validatie is apart in het validatierapport (ARCADIS, 2014) beschreven. De belangrijkste conclusies luiden:

- de bias tussen de berekende en gemeten waterstand varieert tussen de 2 en 8 cm;
- de $RMSE_0$ tussen de berekende en gemeten waterstand varieert tussen de 5 en 11 cm;
- in de wintermaanden zijn de bias en $RMSE_0$ in de waterstand iets groter dan in de overige maanden;
- de dagelijkse variatie van de saliniteit komt goed met de metingen overeen, het niveau ligt gemiddeld 1,3 tot 1,9 PSU te laag;
- de maandelijkse bias varieert tussen -3.2 en -0.2 PSU, de $RMSE_0$ tussen de 0,2 en 2,4 PSU;
- in de wintermaanden is de nauwkeurigheid iets minder dan in de overige maanden;
- de bias tussen berekende en gemeten watertemperatuur daalt in de zomermaanden van circa 2 °C naar circa 1 °C in de winter;
- de $RMSE_0$ tussen de berekende en gemeten temperatuur is vrij constant over het jaar, namelijk tussen 0,2 en 0,6 °C (de laagste waarden in de wintermaanden).

De eenheid van saliniteit is PSU (Practical Salinity Units), wat ongeveer overeenkomt met gram zout per kg. De analyse over de wintermaanden behelst de maanden december, januari en februari. Voor de zomermaanden zijn juni, juli en augustus beschouwd.

7.2.3 Synoptische beschrijving per jaar

Zoals in de vorige paragraaf is beschreven, worden de verschillende modellen onder andere aangestuurd met wind- en drukvelden en worden op het Kustzuid model ook gegevens voor luchttemperatuur, luchtvochtigheid en bewolkingsgraad opgelegd. Deze forcering is van groot belang voor de waterbeweging en de laatste drie ook voor de watertemperatuur, naast uiteraard de watertemperatuur op zee. De saliniteit in de Voordelta wordt voornamelijk bepaald door de afvoer van het Haringvliet. Deze forceringen en de verschillen in deze grootheden tussen de verschillende jaren bepalen dus voor een groot gedeelte de modeluitkomsten. In deze paragraaf wordt van een aantal forceringen een synoptische beschrijving per jaar gegeven. Voor de beschrijving van de condities in de verschillende jaren is gekeken naar de maandgemiddelde waarden van een aantal grootheden en hoe die van jaar tot jaar variëren ten opzichte van een maandgemiddelde gemiddeld over een langere periode.

De volgende grootheden, die de abiotiek in de Voordelta beïnvloeden, zijn beschouwd (tussen haakjes de periode waarover de langjarige gemiddelden zijn bepaald):

- luchttemperatuur Voordelta uit het HIRLAM meteo-model (juni 2004 tot en met december 2012);
- bewolkingsgraad Voordelta uit HIRLAM (juni 2004 tot en met december 2012);
- relatieve luchtvochtigheid Voordelta uit HIRLAM (juni 2004 tot en met december 2012);
- watertemperatuur station K13A uit Waterbase (juni 2004 tot en met december 2012);
- afvoer Haringvliet uit SOBEK (juni 2004 tot en met december 2012);
- afvoer Maasmond uit SOBEK (juni 2004 tot en met december 2012);
- afvoer Schaar van Ouden Doel uit Waterbase (juni 2004 tot en met december 2011);
- wind Hoek van Holland van het KNMI (juni 2004 tot en met december 2012);
- golven Europlatform uit Waterbase (juni 2004 tot en met december 2012).

Voor de langjarig maandgemiddelde waarden is ervoor gekozen om voor alle grootheden zoveel mogelijk dezelfde periode te nemen.

Deze forceringen zijn dus geen uitvoer uit de modellen die voor deze studie zijn gedraaid, maar gedeeltelijk betreft het wel uitvoer uit andere modellen (1D-waterbewegingsmodel SOBEK, en meteo-model HIRLAM). De gegevens uit Waterbase en andere gegevens van het KNMI zijn wel daadwerkelijke meetgegevens.

De maandgemiddelde gegevens zijn weergegeven als staafdiagrammen. Deze zijn opgenomen in Appendix O. Voor drie grootheden (luchttemperatuur, watertemperatuur bij K13A en afvoer door het Haringvliet) zijn de gegevens in tabelvorm weergegeven, zie Tabel 7.2 tot en met 7.4. In de tabellen zijn steeds eerst de maandgemiddelde waarden vermeld. Daarbij zijn de kleuren van een cel aangepast aan de waarde van de grootheid ten opzichte van het gemiddelde over alle jaren. De hoogste 10% waarden (waarden groter dan de 90-percentiel van alle waarden) hebben een rode achtergrondkleur, de andere waarden groter dan het gemiddelde hebben een oker kleur. Evenzeer hebben de laagste 10% waarden (waarden kleiner dan de 10-percentiel van alle waarden) een donkerblauwe kleur en de andere waarden onder het gemiddelde een lichtblauwe kleur.

De gemiddelden per maand over alle jaren zijn onder de tabel weergegeven, evenals de standaarddeviatie over de jaren, de maximale en de minimale waarden per maand. Ten slotte zijn nog de gemiddelde waarden per jaar gegeven in de laatste kolom van de tabel.

Tabel 7.2 Maandgemiddelde luchttemperatuur in de Voordelta in graden Celsius.

Maand / Jaar	jan	feb	maa	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	gemid.
2004						14.9	16.6	18.9	17.0	13.3	9.4	7.1	13.9
2005	7.0	4.1	5.8	8.3	10.5	13.7	16.1	16.5	17.0	15.0	10.5	7.1	11.0
2006	4.2	4.1	4.2	7.5	11.5	14.0	18.5	17.3	18.2	15.4	11.7	9.1	11.3
2007	8.6	7.3	8.3	10.3	12.3	15.4	16.3	17.4	15.9	12.7	9.9	6.8	11.8
2008	7.7	6.5	6.7	8.4	13.0	14.4	16.8	17.6	15.5	12.6	9.5	5.9	11.2
2009	3.7	4.4	6.5	9.5	12.0	13.8	17.0	18.4	16.5	13.2	11.6	6.0	11.1
2010	2.8	2.9	5.4	7.7	9.4	13.4	16.9	17.0	15.4	13.0	8.2	3.1	9.6
2011	4.8	5.2	5.8	9.9	12.0	14.4	15.5	16.8	16.5	13.7	10.5	8.2	11.1
2012	6.7	3.0	6.7	8.0	11.1	13.6	16.0	18.0	15.8	12.6	9.5	7.1	10.7
Gemiddelde	5.7	4.7	6.2	8.7	11.5	14.2	16.6	17.5	16.4	13.5	10.1	6.7	11.2
Stand. deviatie	2.1	1.6	1.2	1.0	1.1	0.7	0.9	0.8	0.9	1.0	1.1	1.7	1.2
Maximum	8.6	7.3	8.3	10.3	13.0	15.4	18.5	18.9	18.2	15.4	11.7	9.1	12.9
Minimum	2.8	2.9	4.2	7.5	9.4	13.4	15.5	16.5	15.4	12.6	8.2	3.1	9.3

legenda:
hoogste 10%
boven gemiddeld
onder gemiddeld
laagste 10%

Tabel 7.3 Maandgemiddelde watertemperatuur bij K13A in graden Celsius.

Maand / Jaar	jan	feb	maa	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	gemid.
2004						13.2	15.6	17.6	17.1	15.1	12.4	9.4	14.3
2005	7.4	6.2	5.5	6.7	9.3	12.4	15.1	16.3	17.1	15.8	13.6	9.3	11.2
2006	6.7	5.4	4.7	6.3	8.8	12.0	15.9	17.6	17.8	16.3	13.2	11.3	11.3
2007	8.8	7.6	8.2	9.4	11.3	13.9	15.9	17.5	16.9	14.9	12.1	9.1	12.1
2008	8.2	7.9	6.8	7.8	10.8	13.1	15.7	17.5	17.5	14.9	11.6	8.4	11.7
2009	6.2	5.5	5.8	7.8	10.2	13.3	16.1	17.9	17.2	15.2	13.5	10.7	11.6
2010	6.5	4.4	4.6	6.7	9.3	12.5	15.5	17.1	16.6	14.6	12.0	7.4	10.6
2011	5.4	5.1	5.6	7.7	10.8	13.6	15.8	16.9	16.6	15.4	13.7	10.0	11.4
2012	7.2	5.6	6.0	7.5	9.4	12.4	15.3	17.5	17.0	14.7	11.9	8.8	11.1
Gemiddelde	7.1	6.0	5.9	7.5	10.0	12.9	15.6	17.3	17.1	15.2	12.7	9.4	11.6
Stand. deviatie	1.2	1.3	1.3	1.0	0.9	0.6	0.3	0.5	0.4	0.5	0.8	1.2	0.9
Maximum	8.8	7.9	8.2	9.4	11.3	13.9	16.1	17.9	17.8	16.3	13.7	11.3	12.7
Minimum	5.4	4.4	4.6	6.3	8.8	12.0	15.1	16.3	16.6	14.6	11.6	7.4	10.3

legenda:
hoogste 10%
boven gemiddeld
onder gemiddeld
laagste 10%

Tabel 7.4 Maandgemiddelde afvoer door het Haringvliet in m^3/s.

Maand / Jaar	jan	feb	maa	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	gemid.
2004						290	67	64	108	56	274	157	145
2005	683	1115	550	903	804	140	58	192	196	46	18	72	398
2006	65	355	853	2148	874	720	65	83	238	403	105	221	511
2007	1249	1107	1885	295	111	568	825	1136	239	115	225	1368	760
2008	666	455	1797	1503	402	372	138	114	113	61	113	304	503
2009	220	426	1304	716	219	151	363	89	27	5	69	703	358
2010	778	587	1111	320	138	441	111	532	319	84	619	1320	530
2011	2766	406	53	40	0	121	169	57	53	41	2	983	391
2012	2402	116	62	86	290	522	498	55	63	302	453	1658	542
Gemiddelde	1104	571	952	751	355	370	255	258	151	124	209	754	475
Stand. deviatie	902	332	658	750	347	218	262	379	102	126	201	529	401
Maximum	2766	1115	1885	2148	874	720	825	1136	319	403	619	1368	1181
Minimum	65	355	53	40	0	121	58	57	27	5	2	72	71

legenda:
hoogste 10%
boven gemiddeld
onder gemiddeld
laagste 10%

De volgende beschrijvingen dekken telkens een periode lopend van juni tot en met mei van het volgende jaar, met andere woorden lopend van de zomermaanden tot en met het voorjaar. Deze keuze sluit aan bij de opzet van de simulaties.

Periode juni 2004 – mei 2005 (temperaturen zomer hoog, afvoer in de zomer laag)
De maandgemiddelde luchttemperatuur in de Voordelta liep vrij goed in de pas met de langjarige maandgemiddelde waarden. Augustus 2004 was een uitschieter in positieve zin, de temperatuur lag circa 1,4° C boven het gemiddelde. Mei 2005 lag daarentegen onder het gemiddelde met een 1° C lagere temperatuur. De bewolkingsgraad lag op of onder het 8½-jarige gemiddelde, met uitzondering van maart 2005, toen de bewolkingsgraad 19% boven het gemiddelde lag. De relatieve luchtvochtigheid liet in de eerste 4 maanden hogere waarden dan gemiddeld zien, waarna 5 maanden met lagere waarden volgden. Maart 2005 geeft een iets hogere waarde, april 2005 ligt vrijwel op het gemiddelde en mei 2005 ligt weer iets onder het gemiddelde.

De watertemperatuur op zee ligt de eerste 9 maanden heel dicht op de gemiddelde waarden. De laatste twee maanden zijn iets kouder, 0,8° C onder het gemiddelde. Behalve de hogere luchttemperatuur in augustus 2004 komt dit dus goed overeen met de luchttemperatuur.

De afvoeren uit het Haringvliet liggen 5 maanden onder het 8½-jarige gemiddelde en de maanden erna varieert dat constant. Mei 2005 is een maand met relatief hoge afvoeren, 26% hoger dan gemiddeld. In absolute waarde varieert de afvoer in deze periode tussen de 56 (oktober 2005) en 1.115 m^3/s (februari 2006), het maximum is 20 keer zo groot als het minimum. De variatie in afvoer vanuit de Maasmond is beduidend kleiner, daar is de verhouding tussen maximum en minimum een factor 1,6. Het verloop over het jaar van maanden met lagere en hogere afvoeren dan gemiddeld is vrijwel gelijk aan die van het Haringvliet. Voor de Schaar van Ouden Doel is februari 2005 ook de maand met de hoogste afvoer. De Schelde afvoer ligt in de maanden juni tot en met oktober 2004 ongeveer op het gemiddelde, terwijl dat voor het Haringvliet juist maanden zijn met een erg lage afvoer.

De maandgemiddelde wind in Hoek van Holland is gedurende vrijwel het hele jaar intenser dan het langjarig gemiddelde. De richting is gedurende de eerste 5 maanden ongeveer gelijk aan het gemiddelde, de volgende maanden wisselt het steeds. De maanden dat de windsnelheid hoger ligt dan langjarig gemiddeld, is dat direct een factor 1,25 tot 1,75. Februari 2005 vertoont een gemiddeld noordelijke wind, tegen langjarig gemiddeld westzuidwestelijke wind. De andere afwijkingen in richting zijn minder groot.

De golfhoogten bij Europlatform in juni tot en met augustus 2004 zijn maandgemiddeld vrijwel gelijk aan de langjarige maandgemiddelde waarden. September 2004 en januari en februari 2005 zijn de maanden waarin de gemiddelde golfhoogte beduidend groter is dan gemiddeld, tussen de 1,2 en 1,3 keer zo groot. November en december 2004 vertonen een lagere maandgemiddelde golfhoogte. De maandgemiddelde golfperioden vertonen weinig variatie, met uitzondering van drie uitschieters, september 2004 en januari en februari 2005. De golfperiode ligt die maanden ongeveer 0,4 sec hoger dan langjarig maandgemiddeld.

Periode juni 2005 – mei 2006 (temperaturen in voorjaar vrij laag, verder gemiddeld, afvoer voorjaar zeer hoog, andere perioden laag tot zeer laag)
De maandgemiddelde luchttemperatuur ligt in de eerste 3 maanden iets onder het langjarige gemiddelde. De daaropvolgende 2 maanden komt de luchttemperatuur uit boven het langjarige gemiddelde, januari tot en met april ligt de temperatuur weer onder het gemiddelde voor die maanden. Vooral in de maanden januari en maart 2006 ligt de temperatuur gemiddeld ongeveer 1,2 en 2° C lager dan normaal. De trend in watertemperatuur bij K13A

volgt hetzelfde patroon als die voor de luchttemperatuur. In maart 2006 zakt de temperatuur zelfs tot 4,7° C, wat de laagste waarde is in dit jaar.

De Haringvlietafvoer is extreem laag. Er komen 5 maanden voor waarin de afvoer onder de 100 m^3/s uitkomt, tegenover ruim 3 keer per jaar gemiddeld. November 2005 heeft een lage maandgemiddelde afvoer van slechts 17,8 m^3/s. Daartegenover staat dat de afvoer van april 2006 één van de 10% hoogste maandgemiddelde afvoer van deze jaren heeft gehad, 2.148 m^3/s, 2,85 keer de langjarig gemiddelde april-afvoer. Deze hoge afvoer hangt samen met een periode waarin de Rijn veel water te verwerken heeft gehad (en er ook overstromingen waren langs de Elbe in Duitsland). Van de 12 maanden is de Schelde-afvoer 4 maanden hoger dan gemiddeld en 8 maanden lager. Vooral december 2005 en januari 2006 zijn maanden met relatief lage afvoeren.

De windsnelheid in Hoek van Holland is in de eerste helft van de periode redelijk gelijk aan de langjarige gemiddelden, met uitzondering van september 2005. De tweede helft kent drie maanden waarin de gemiddelde snelheid relatief laag is (december 2005, januari en februari 2006) en een maand met een hoge gemiddelde windsnelheid (april 2006).

De afwijking in golfhoogte en periode in Europlatform is veel minder geprononceerd dan de wind. Weliswaar is de golfhoogte in januari 2006 circa 40 cm lager dan gemiddeld en de golfperiode een halve seconde kleiner, maar voor de maanden februari tot en met mei 2006 zijn de verschillen minder dan 15 cm en 0,17 sec.

<u>Periode juni 2006 – mei 2007 (temperatuur hele jaar relatief hoog, afvoer zomer laag en winter hoog)</u>
De periode juni 2006 – mei 2007 is een erg warme periode. De jaargemiddelde luchttemperatuur ligt 1,6 graden hoger dan het langjarig gemiddelde. Twee maanden zijn tot een kwart graad kouder dan gemiddeld, de overige maanden zijn tussen de 0,8 en 2,9 graden warmer dan gemiddeld, met het grootste verschil in januari 2007. Maanden met een gemiddeld hogere en lagere bewolkingsgraad wisselen elkaar af, evenals voor de relatieve luchtvochtigheid.

De watertemperatuur in K13A Platform vertoont een zelfde trend als de luchttemperatuur. Het maximale verschil met het gemiddelde is 2,3° C, in maart 2007. In februari 2007 wordt de minimale temperatuur bereikt; 7,6 °C. Dit is de hoogste minimale temperatuur in deze 8½ jaar. De andere jaren ligt deze tussen de 4,4 en 6,8° C.

De totale jaarafvoer uit het Haringvliet ligt ongeveer 11% hoger dan het langjarig gemiddelde. Juni en oktober 2006 en januari, februari en maart 2007 zijn maanden met een hogere afvoer dan gemiddeld. Gedurende de periode januari tot maart 2007 laat ook de Schelde een hoge afvoer zien.

De maandgemiddelde windsnelheid in Hoek van Holland is bijna het hele jaar hoger dan gemiddeld, behalve juni en juli 2006. Vooral juli 2006 valt op met een zeer lage gemiddelde snelheid. Die maand is ook de windrichting noordelijker. Juli 2006 is ook de maand waarin de golfhoogten bij Europlatform lager dan gemiddeld zijn.

<u>Periode juni 2007 – mei 2008 (temperatuur in de winter relatief hoog, verder normaal, afvoer extreem hoog, met in de zomer 2007 relatief hoge waarden)</u>
Juni 2007 is met een temperatuurverschil van 1,2° C relatief warm. De andere maanden in de zomer en herfst zijn koeler dan normaal, met het grootste verschil in oktober (-0,9° C). Januari, februari en mei 2008 zijn maanden waarin de luchttemperatuur 1,5 tot 2,0° C hoger ligt dan normaal. Juni 2007 is gemiddeld bewolkter dan normaal, terwijl februari en mei

minder bewolkt zijn dan gemiddeld. Ook de watertemperatuur bij K13A Platform komt goed overeen met het langjarige gemiddelde. Januari en februari 2008 zijn ook voor de watertemperatuur relatief warme maanden.

De totale afvoer door de Haringvlietsluizen over alle 12 maanden samen is in deze periode extreem hoog, bijna 60% hoger dan over de 8½ jaar gemiddeld. De maanden waarin de afvoer ten opzichte van het gemiddelde de grootste afwijkingen vertoont zijn juli en augustus 2007 (+224% en 340%) en april 2008 (+100%). Toch zijn er ook 3 maanden waar de maandgemiddelde waarde onder het langjarige gemiddelde ligt. De totale afvoer uit de Maasmond is deze periode slechts 11% hoger dan in een gemiddeld jaar. Voor de afvoer bij de Schaar van Ouden Doel is dit 17%. Van alle 8½ jaar is voor deze periode van alle drie afvoerlocaties de jaarsom het grootst.

De maandgemiddelde windsnelheid in Hoek van Holland is afwisselend groter en kleiner dan normaal. Januari 2008 vertoont de hoogste maandgemiddelde windsnelheid; 6,6 m/s. De richtingen wijken sterk af in mei 2008 (gemiddeld oosten in plaats van zuidzuidwesten wind) en mei 2008 (gemiddeld oostnoordoosten wind in plaats van zuidwesten wind). Dat de wind in oktober 2007 gemiddeld uit het oosten waait, is ook zichtbaar in de lagere gemiddelde golfhoogten bij Europlatform.

Periode juni 2008 – mei 2009 (wintertemperatuur relatief laag, de overige seizoenen vrijwel normaal, de afvoer laag, met alleen in het voorjaar waarden gelijk aan normaal)
De luchttemperaturen in de zomer van 2008 wijken vrijwel niet af van gemiddeld. De najaar- en wintermaanden zijn met -0,5 tot -2,0 graad duidelijk koeler dan voor die maanden gemiddeld. Het voorjaar is weer een halve tot 0,8 graad hoger dan normaal. Hetzelfde verloop is ook zichtbaar voor de watertemperatuur, hoewel de verschillen minder sterk zijn.

De totale jaarafvoer uit de Haringvliet is erg laag, ongeveer 30% lager dan normaal. De meeste maanden laten een lagere maandgemiddelde afvoer zien dan langjarig gemiddeld. Bij Schaar van Ouden Doel is de afvoer redelijk gelijk aan het langjarig gemiddelde.

De gemiddelde wind varieert sterk. Uitschieter is augustus 2008. De windrichting komt redelijk overeen met de jaarlijkse trend, met uitzondering van april 2009. Voor wat betreft de golfhoogten zijn de maanden december 2008 tot en met april 2009 lager dan gemiddeld.

Periode juni 2009 – mei 2010 (temperaturen zomer en najaar normaal, winter en voorjaar lager, afvoeren najaar erg laag)
Augustus 2008 is, met een temperatuur van 0,9 graad hoger dan gemiddeld, relatief warm. Ook november is met 11,6° C (1,4° C hoger dan normaal) relatief warm. De periode december 2009 tot en met mei 2010 is duidelijk koeler dan gemiddeld. Vooral januari en februari zijn met temperaturen onder de 3 °C (2,9 en 1,8 °C lager dan gemiddeld) zeer koud. Ook mei is met een temperatuur onder de 10 °C relatief koud (-2,1 °C).

De watertemperatuur bij K13A Platform laat eveneens in augustus en november hogere temperaturen zien dan normaal. Ook december is met 1,2 °C hogere temperatuur relatief warm. De maanden januari tot en met mei 2010 zijn 0,5 tot 1,6 °C kouder dan gemiddeld, waarbij februari het grootste verschil laat zien. Februari en maart behoren ook tot de 10% koudste maanden.
De afvoer van de Haringvliet is extreem laag in de periode augustus tot en met november 2009 met een laagste waarde van slechts 5 m^3/s in oktober 2009. De afvoeren bij de Maasmond en de Schelde behoren in deze periode ook tot de kleinsten in de totale waarnemingsperiode.

De wind bij Hoek van Holland vertoont in november 2009 een uitschieter ten opzichte van het maandelijkse gemiddelde voor die maand. Ook de golfhoogte bij Europlatform vertoont voor deze maand een uitschieter. De golfperiode varieert nauwelijks.

Periode juni 2010 – mei 2011 (december extreem koud, afvoeren in najaar en winter zeer hoog en in voorjaar extreem laag)
De luchttemperatuur is in de maanden augustus 2010 tot en met januari 2011 aaneengesloten onder gemiddeld. Meest extreem is december 2010, die 3,3° C kouder is dan gemiddeld. De maandgemiddelde waarde van 3,1° C is ook lager dan wat in deze 8½ jaar is geconstateerd. April daarentegen is weer ruim een graad warmer dan gemiddeld. Evenals in eerdere jaren is het verloop van de watertemperatuur gematigder dan de luchttemperatuur. Toch laten december 2010 en januari 2011 nog grote afwijkingen zien van respectievelijk -2,1 en -1,6° C.

Opvallend in de bewolkingsgraad zijn de relatief lage waarden in maart, april en mei.

De totale Haringvliet-afvoer over het jaar ligt circa 15% hoger dan gemiddeld. Vooral januari 2011 vertoont een extreem hoge maandwaarde van 2766 m^3/s, hoger dan elke andere maandwaarde en ongeveer 2,5 keer zoveel als normaal in januari. Daar staat tegenover dat mei 2011 helemaal geen afvoer heeft, en ook maart en april laten met 53 en 40 m^3/s een extreem lage afvoer zien, zeker ten opzichte van het langjarig gemiddelde. Dit soort lage waarden zijn eerder in het najaar te verwachten, gezien de maanden waarin de laagste 10% van de waarden vallen. Ook bij de Maasmond is een hoge maandgemiddelde afvoer aanwezig in januari. De maanden maart, april en mei laten eveneens een lage afvoer zien. Ook de Schaar van Ouden Doel laat in mei 2011 de laagste maandgemiddelde afvoer zien over deze jaren.

In de periode september 2010 tot en met januari 2011 zijn de windsnelheden bij Hoek van Holland relatief laag. Januari en maart 2011 laten ook relatief lage golfhoogten zien. Tijdens de overige maanden komen de golfhoogten goed overeen met de langjarig gemiddelde waarden.

Periode juni 2011 – mei 2012 (over het hele jaar redelijk gemiddelde temperaturen, de afvoeren zijn in het algemeen heel laag)
De luchttemperatuur volgt goed de langjarig maandgemiddelde waarden. December 2011 is met 1,5 graad te warm een uitzondering in positieve zin, februari 2012 is met 1,7 graad te koud juist een te koele maand. Ook de watertemperatuur komt redelijk goed overeen met de langjarig maandgemiddelde waarden. De grote afwijkingen in december en februari zijn in de watertemperatuur echter niet terug te vinden.

De maandgemiddelde afvoeren van het Haringvliet vertonen vrijwel het gehele jaar waarden die lager zijn dan gemiddeld. Alleen december 2011 en januari 2012 laten hogere waarden zien. Over het hele jaar is er ongeveer een kwart minder afvoer dan gemiddeld. Voor de Maasmond zijn januari, februari en mei de maanden waarin de afvoer hoger dan gemiddeld is.

Ook de windsnelheid in Hoek van Holland volgt redelijk het gemiddelde jaarlijkse verloop. December 2011 is een uitzondering met een gemiddelde windsnelheid van 7,3 m/s, de hoogste maandgemiddelde wind over al deze jaren. De windrichting is westelijker dan gemiddeld. Ook de golfhoogten laten die maand de hoogste maandgemiddelde waarde zien, 2,28 m en een grote periode van 5,16 s. November 2011 heeft relatief juist een lage maandgemiddelde golfhoogte, ongeveer 1,1 m.

Periode juni 2012 – december 2012 (temperaturen lager dan gemiddeld, afvoer in december extreem hoog)

De temperaturen in de zomer en het najaar zijn 0,7 tot 1 graad lager dan gemiddeld, met uitzondering van augustus 2012, die een halve graad warmer is dan gemiddeld. Ook de watertemperatuur in K13A Platform is die maand warmer dan gemiddeld, hoewel het verschil slechts 0,2 graad is. In de andere maanden ligt de watertemperatuur ook lager dan gemiddeld.

De Haringvlietafvoeren in augustus en september liggen onder het langjarige gemiddelde voor die maanden, terwijl de overige maanden juist hogere afvoeren laten zien. Vooral december 2012 is een extreme maand, met een gemiddelde afvoer van 1658 m^3/s. Dit is de hoogste waarde van alle 9 decembermaanden, hoewel maar 60% van de absoluut maximale waarde van januari 2011. Ook de Maasmond laat die maand een maximale decemberafvoer zien, hoewel het verschil met december 2007 slechts 30 m^3/s bedraagt. Voor de Schaar van Ouden Doel zijn voor 2012 geen gegevens beschikbaar.

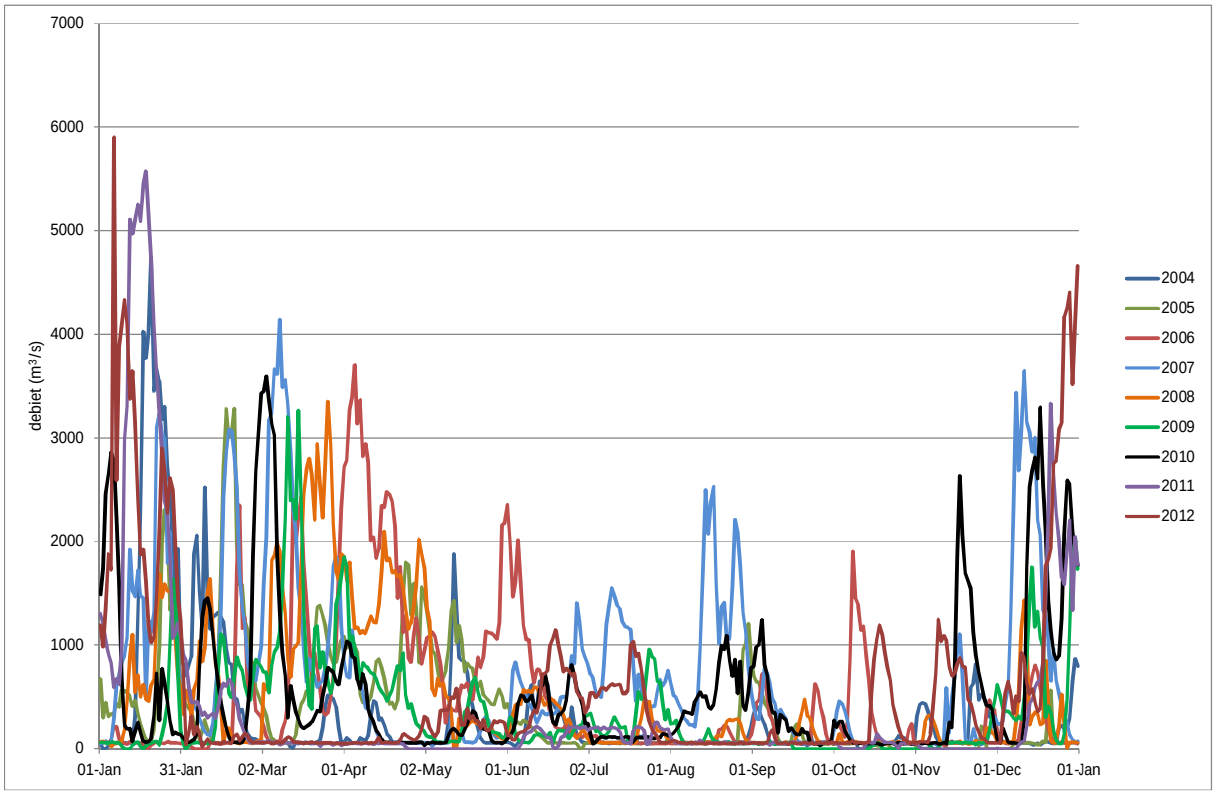
De windsnelheden bij Hoek van Holland en de golfhoogten bij Europlatform laten waarden zien die goed overeenkomen met de langjarig maandgemiddelde waarden.

7.2.4 Overzicht van extreme condities

De seizoenvariaties in forceringen die de veranderingen op de langere termijn bepalen, kunnen goed worden beschreven aan de hand van de maandgemiddelden. Echter, ook extreme forceringen kunnen van invloed zijn op de condities in de Voordelta. Dit is voornamelijk het geval voor de afvoer vanuit het Haringvliet. Een korte periode met hoge afvoer zorgt voor een aanvoer van een grote hoeveelheid zoet water in de Voordelta, waardoor de saliniteit relatief lage waarden bereikt. Om dit soort piekafvoeren te onderscheiden, zijn in Figuur 7.6 de daggemiddelde debieten voor verschillende jaren uitgezet als functie van de tijd. Uit de figuur kunnen de volgende conclusies worden getrokken:

- piekafvoeren kunnen zich het gehele jaar voordoen,
- in het algemeen duren deze pieken korter dan 2 weken,
- in de winter en het voorjaar (december tot en met april) zijn de pieken globaal hoger dan in de rest van het jaar.

Naast perioden met kortstondige, hoge afvoeren komt het ook voor dat de afvoer gedurende een langere periode juist extreem laag is.



Figuur 7.6 Jaarlijks verloop van het daggemiddelde debiet Haringvliet voor verschillende jaren.

Gemiddeld ligt de afvoer rond de 482,5 m^3/s. De hoogste afvoer over deze jaren is op 6 januari 2012 geweest, met een piekwaarde van dag gemiddeld 5904 m^3/s. Gedurende de gehele periode 11 tot 23 januari 2011 liggen de daggemiddelde afvoeren boven de 3000 m^3/s. Het is de langste periode dat dit achter elkaar optreedt.

Andere perioden met afvoeren hoger dan 3000 m^3/s zijn:

- 17 t/m 20 februari 2005
- 3 t/m 7 april 2006
- 22 t/m 24 januari 2007
- 18 en 19 februari 2007
- 4 t/m 11 maart 2007
- 8 t/m 14 december 2007
- 26 maart 2008
- 11 en 15 maart 2009
- 1 t/m 6 maart 2010
- 17 december 2010
- 21 december 2011
- 6 januari 2012
- 8 t/m 14 januari 2012
- 24 t/m 31 december 2012

Uitzonderlijk zijn ook de relatief hoge afvoeren eind mei/begin juni 2006 (2343 m^3/s), en de tweede helft van augustus 2007 met afvoeren van 2500 m^3/s.

Naast perioden met extreem hoge afvoer, komen er ook perioden voor waarin de Haringvliet-afvoer langdurig laag is. Er zijn zelfs perioden waarin de Haringvlietsluizen gesloten zijn gebleven. Tijdens de beschouwde jaren is dat op de volgende momenten voorgekomen:

- 10 t/m 13 oktober 2004
- 28 juni 2005
- 23 oktober 2005
- 1 t/m 9 en 12 t/m 24 november en 27 november t/m 6 december 2005
- 19 januari 2006
- 5 t/m 10 februari 2006
- 12 mei 2008
- 10 t/m 12 en 17 januari 2009
- 2 februari 2009
- 16 september t/m 14 oktober 2009
- 19 oktober t/m 5 november en 7 en 8 november 2009
- 25 april t/m 5 juni 2011
- 4 t/m 12 oktober 2011
- 5 t/m 30 november 2011
- 2 t/m 8 december 2011

Daarnaast zorgen stormperioden voor extreme condities. Dit kan betrekking hebben op de waterstanden, stroomsnelheden, golven en bodemschuifspanningen, maar ook kan het ervoor zorgen dat zoet water uit het Haringvliet meer naar het zuiden wordt gedreven. In de beschouwde jaren zijn verschillende stormperioden voorgekomen. Op basis van de KNMI meetdata voor station Hoek van Holland zijn de perioden bepaald waarin de windsnelheid ten minste 3 uur boven Beaufort 8 (17 m/s) is gekomen. In Tabel 7.5 is een overzicht gegeven van deze perioden. Tevens is de duur en de richting weergegeven.

Twee uitschieters qua windsnelheid zijn de periode rond 25 november 2005 en de periode rond 18 januari 2007. Tijdens deze perioden is de windsnelheid zelfs boven Beaufort 9 uitgekomen (21 m/s).

Daarnaast heeft zich rond 9 november 2007 een stormperiode voorgedaan waarbij de windsnelheden nauwelijks boven de 20 m/s uitkwamen, maar de wind voor ongeveer een dag constant uit noord tot noordwestelijke richting waaide. Tijdens deze periode is de Oosterscheldekering gesloten.

Tabel 7.5 Overzicht van perioden waarin de windsnelheid voor ten minste 3 uur boven de Beaufort 8 uitkomt. Gegevens dekken de periode 1 januari 2004 tot en met 31 december 2012.

datum		boven Bft 8		boven Bft 9	
van	tot	duur (uren)	richting	duur (uren)	richting
31-Jan-04	-	10	ZW		
08-Feb-04	-	5	W		
08-Feb-04	-	10	NW		
20-Mar-04	-	9	ZW		
23-Jun-04	24-Jun-04	17	ZW/W		
19-Aug-04	-	3	Z/ZW		
20-Sep-04	21-Sep-04	10	W		
21-Oct-04	-	3	ZW/W		
19-Nov-04	-	9	NW/N		
12-Feb-05	-	3	ZW		
24-Nov-05	25-Nov-05	24	W	10 + 4	W
01-Nov-06	-	8	NW		
11-Nov-06	-	3	W		
30-Dec-06	-	4	W		
11-Jan-07	-	5	ZW/W		
18-Jan-07	-	13	ZW/W	11	ZW/W
21-Jan-07	-	5	W		
26-Jun-07	-	4	NW		
24-Jul-07	-	3	NW/N		
08-Nov-07	09-Nov-07	13	NW/N		
15-Jan-08	-	11	Z		
31-Jan-08	-	6	ZW		
01-Feb-08	02-Feb-08	8	W/NW		
29-Feb-08	01-Mar-08	15	ZW/W/NW		
10-Mar-08	-	4	Z		
12-Mar-08	-	9	W		
13-Aug-08	-	5	ZW		
21-Nov-08	-	11	NW		
22-Nov-08	-	3	NW		
10-Feb-09	-	3	N		
12-Oct-09	-	4	N		
29-Aug-10	30-Aug-10	11	NW/N		
11-Nov-10	-	6	Z		
12-Nov-10	-	6	W		
23-Dec-10	24-Dec-10	15	NO		
05-Feb-11	-	3	ZW		
14-Jul-11	-	12	W/NW		
06-Oct-11	07-Oct-11	4	W		
07-Dec-11	-	15	W		
09-Dec-11	-	4	W		
13-Dec-11	-	5	Z		
29-Dec-11	30-Dec-11	4	NW		
03-Jan-12	-	3	Z		
04-Jan-12	-	4	W		
05-Jan-12	06-Jan-12	17	NW		
31-Aug-12	-	8	N		
24-Sep-12	-	4	ZW		
09-Dec-12	-	5	W		
09-Dec-12	10-Dec-12	15	NW/N		

De winter van 2005-2006 laat maar één storm zien, maar dit was wel een extreme storm. Tijdens de winter van 2009-2010 is er ook maar één storm voorgekomen, die niet heel extreem is geweest. Heel 2009 was een jaar met niet al te hevige stormen. Gemiddeld komen en in een jaar ongeveer 5 tot 6 stormen voor met snelheden boven Beaufort 8. De gemiddelde duur van een dergelijk storm is ongeveer 7,75 uur.

7.3 VERGELIJKING MODELRESULTATEN MET METINGEN

De periode juni 2004 tot en met mei 2005 is gebruikt om het model te kalibreren (Alkyon, 2010). De validatie van het Kustzuid model is uitgevoerd door kwalitatieve en kwantitatieve vergelijkingen te maken tussen beschikbare metingen en de modeluitkomsten. Hierbij is gekeken naar:

- waterstand;
- watertemperatuur;
- saliniteit

in een aantal vaste meetpunten.

Kwalitatieve vergelijkingen zijn gemaakt door de metingen en resultaten op verschillende manieren te visualiseren. Een kwantitatieve vergelijking is uitgevoerd door een aantal statistische grootheden te bepalen.

De verschillen tussen metingen en modelresultaten zijn uitgedrukt middels de statistische parameters BIAS en $RMSE_0$. Zie voor de definities paragraaf 7.2.2. De analyses zijn uitgevoerd per maand, per kwartaal en over het gehele jaar, uiteraard voor zover metingen beschikbaar zijn.

WATERSTANDEN
Vergelijkingen voor waterstanden zijn uitgevoerd voor de stations:

- Euro Platform
- Hoek van Holland
- Haringvliet 10
- Roompot Buiten
- Vlissingen

Deze metingen zijn uit Waterbase gehaald.

WATERTEMPERATUUR/SALINITEIT
In Waterbase zijn temperatuurmetingen beschikbaar aan de oppervlakte voor de stations:

- Euro Platform
- Lichteiland Goeree
- Vlissingen
- Hoek van Holland
- Noordwijk Meetpost

Daarnaast zijn gecontroleerde watertemperatuur- en saliniteitsmetingen van het meetnet Zege vanuit DONAR toegeleverd. Metingen zijn beschikbaar nabij de oppervlakte en bij de bodem in de locaties:

- Vlakte van de Raan
- Oosterschelde 4
- Brouwershavensche Gat 2
- Brouwershavensche Gat 8
- Haringvliet 10

Deze vergelijkingen zijn gepresenteerd in (ARCADIS, 2014). De conclusies over de nauwkeurigheid van de modelresultaten luiden dat de nauwkeurigheid van maand tot maand en ook van jaar tot jaar varieert. Echter, op basis van de jaren die zijn doorgerekend kan globaal wel een nauwkeurigheid van het Kustzuid model worden gekwantificeerd:

waterstanden:	BIAS 5 cm, $RMSE_0$ 8 cm
watertemperatuur	BIAS -0,5° C, $RMSE_0$ 0,5° C
saliniteit	BIAS 0,5 PSU, $RMSE_0$ 1,5 PSU

In het algemeen komt dit dus neer op circa 5%.

7.4 VERGELIJKING MODELRESULTATEN MET METINGEN UIT DE ANDERE PERCELEN

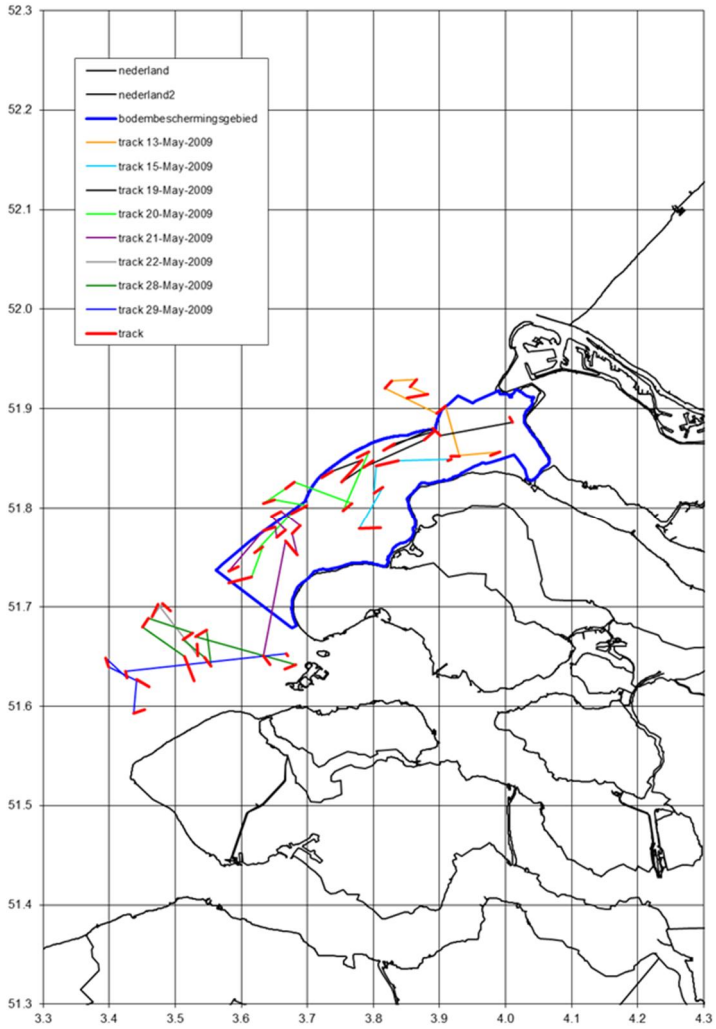
Binnen dit project worden door de andere percelen ook de nodige metingen uitgevoerd, waaronder CTD metingen. Nadeel van deze gegevens is dat ze niet als tijdseries over een lange periode op een vaste locatie beschikbaar zijn. Daarentegen zijn de metingen wel precies in het interessegebied uitgevoerd in tegenstelling tot de standaard beschikbare metingen die hoofdzakelijk buiten de Voordelta worden gemeten.

Door de beperkte beschikbaarheid is het lastig op basis van deze metingen een kwantitatieve vergelijking in termen van gemiddelde afwijkingen of standaarddeviaties te koppelen. Deze grootheden krijgen pas betekenis bij grote aantallen metingen. Vandaar dat deze vergelijkingen voornamelijk kwalitatief zijn.

7.4.1 Metingen uit perceel Vissen

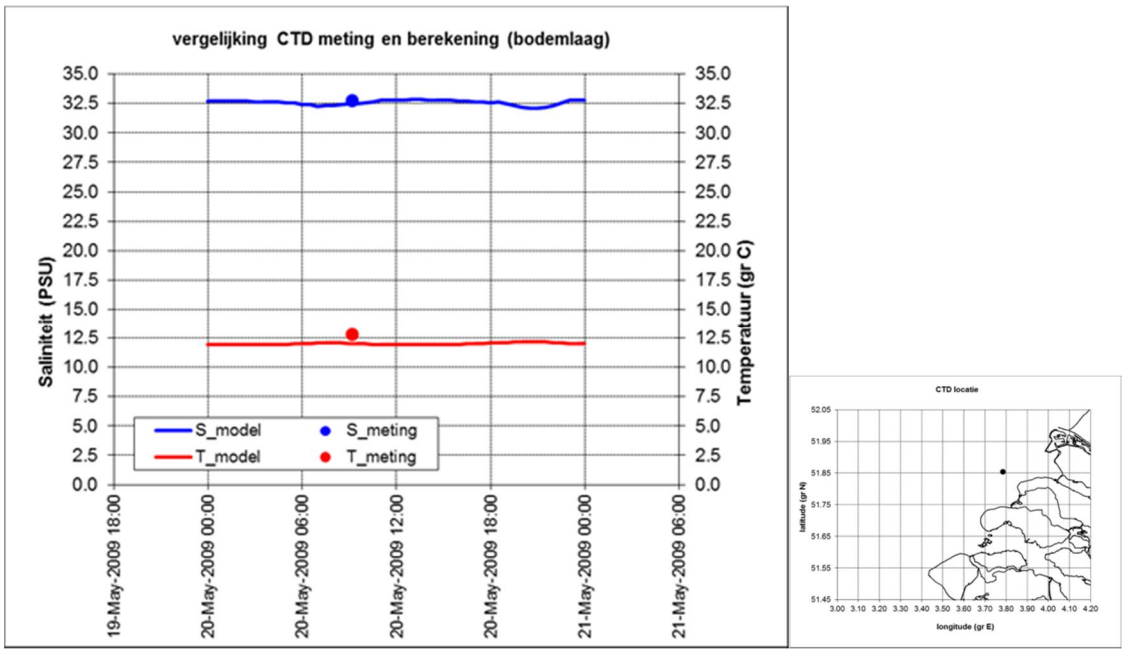
Ten eerste is gekeken naar de CTD metingen vanuit het Perceel Vissen. Het betreft metingen die zijn uitgevoerd met een CTD die gemonteerd is op het sleepnet. Deze bevatten dus een kortstondige meting tijdens het laten zakken en ophalen van het net en daarnaast een meting aan de bodem langs de trek van gemiddeld 1,5 km. Daarnaast worden ook CTD metingen uitgevoerd vanaf het schip aan het eind van de track. De informatie tijdens het laten zakken en ophalen van het net is zeer summier, en omdat er ook aparte CTD profielen worden gemeten, zijn deze in de beschouwing niet meegenomen. Van het net wordt dus alleen de informatie nabij de bodem vergeleken.

Er wordt zoveel mogelijk getracht de metingen van jaar tot jaar op dezelfde locatie uit te voeren. In totaal zijn er 53 locaties. De metingen zijn vertaald naar een puntmeting in plaats en tijd van bodemsaliniteit en -temperatuur door het gemiddelde van de positie en de tijd te nemen. De metingen zijn gedaan in de periode 13-29 mei 2009. Figuur 7.7 toont de ligging van de tracks op de verschillende dagen.

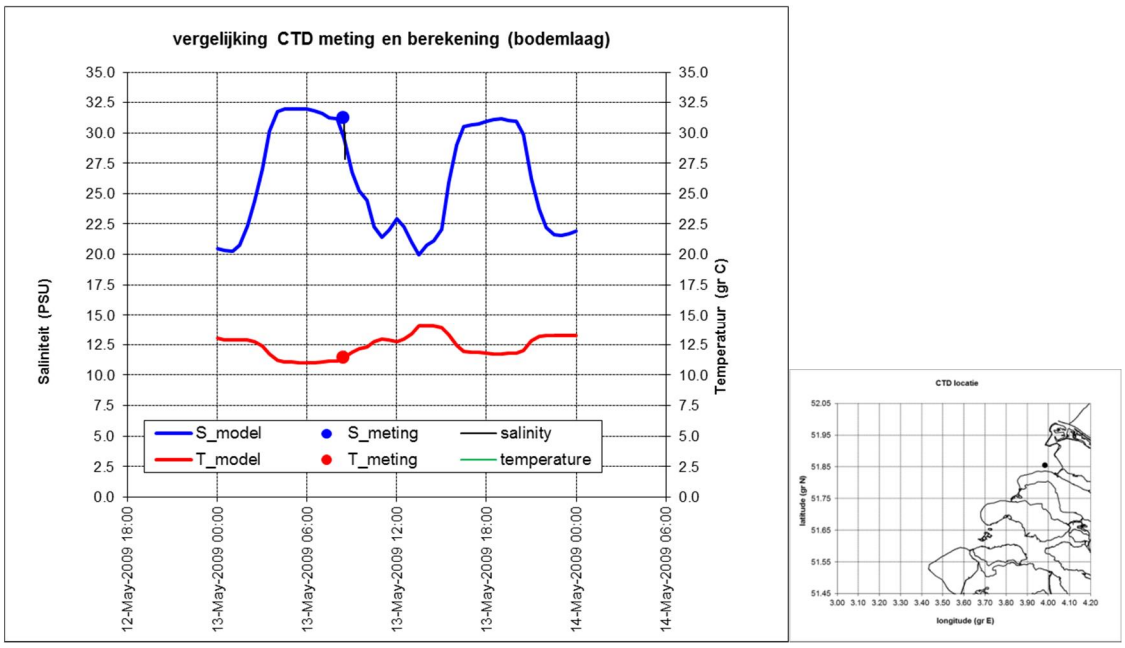


Figuur 7.7 Ligging van de tracks tussen 13 en 29 mei 2009.

Twee voorbeelden van deze vergelijkingen zijn gepresenteerd in Figuren 7.8 en 7.9. De dikke lijnen geven de modelresultaten weer en de bolletjes de meting. De overeenkomst is zeer goed. In Figuur 7.9 is daarnaast het verloop tijdens de meting weergegeven door de dunne lijnen. Door de sterke variatie in (voornamelijk) saliniteit is in dit geval een vergelijking met de puntmeting te beperkt. Ook hieruit volgt dat het model goed in staat is de metingen te reproduceren.



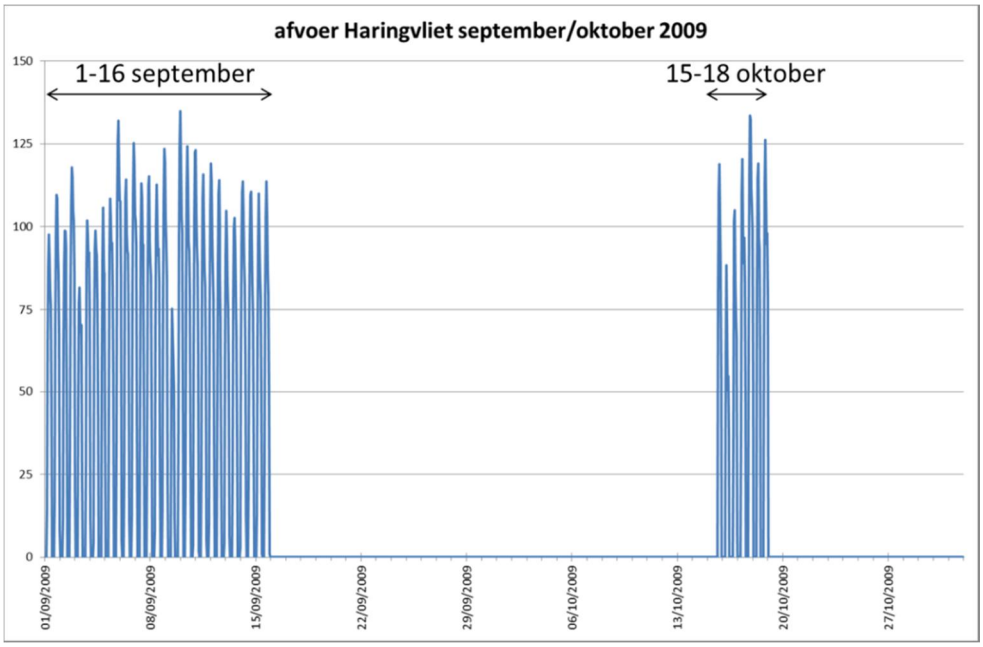
Figuur 7.8 *Vergelijking tussen modelresultaat en CTD metingen voor saliniteit (blauw) en temperatuur (rood) op 20 mei 2009. De locatie is weergegeven in de figuur rechts.*



Figuur 7.9 *Vergelijking tussen modelresultaat en CTD metingen voor saliniteit (blauw) en temperatuur (rood) op 13 mei 2009. De locatie is weergegeven in de figuur rechts.*

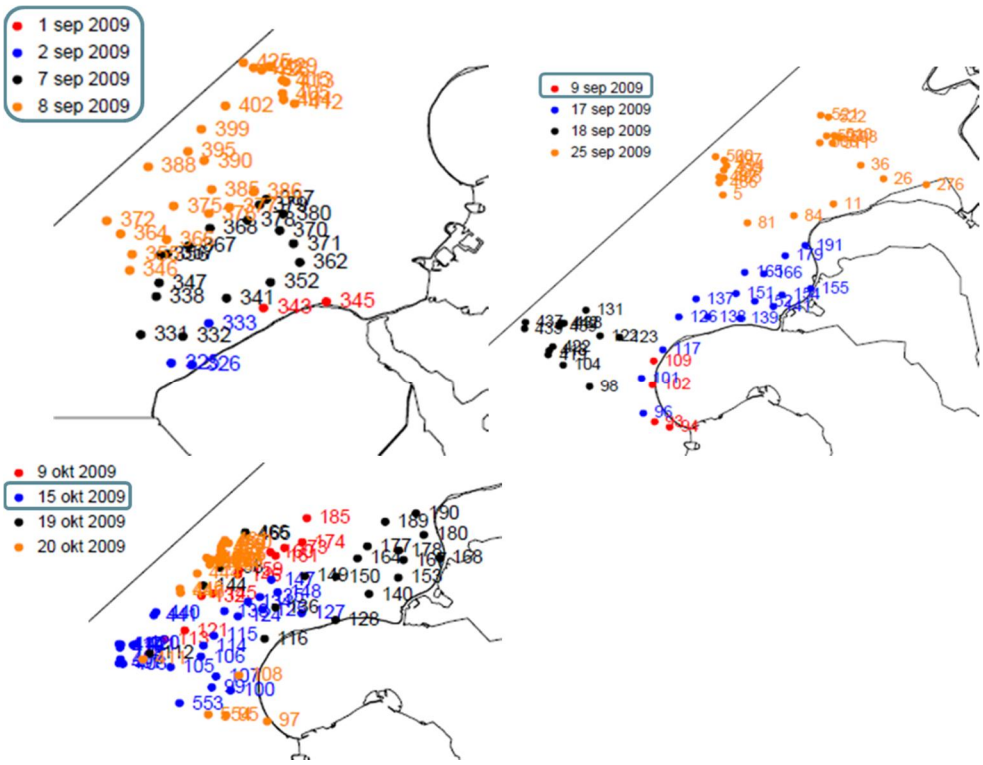
7.4.2 Metingen uit perceel Benthos

De eerste analyse betreft metingen uit de periode 1 september - 29 oktober 2009. Deze periode wordt gekenmerkt door een minimale afvoer door de Haringvlietsluizen (zie Figuur 7.10). De langjarig daggemiddelde afvoer bedraagt 450 à 500 m^3/s. Tijdens deze twee maanden zijn er maar twee perioden waar enig debiet wordt afgevoerd door de sluizen:
1 – 16 september en 15 – 18 oktober. De daggemiddelde waarden bedragen respectievelijk 53 en 41 m^3/s. Voor de rest van deze periode staan de Haringvlietsluizen dicht.



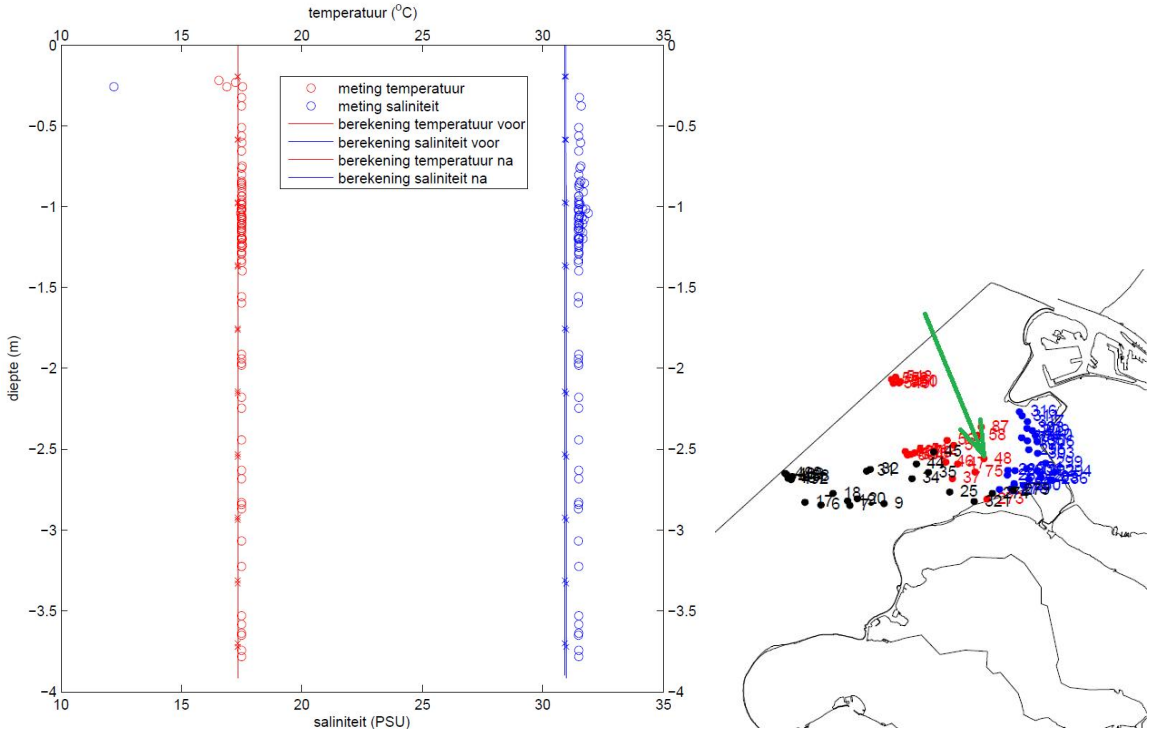
Figuur 7.10 Afvoer Haringvliet voor de periode september – oktober 2009.

De locaties waar metingen beschikbaar zijn tijdens de perioden dat er wordt gespuid, liggen echter relatief ver weg van de Haringvlietmond (zie Figuur 7.11).

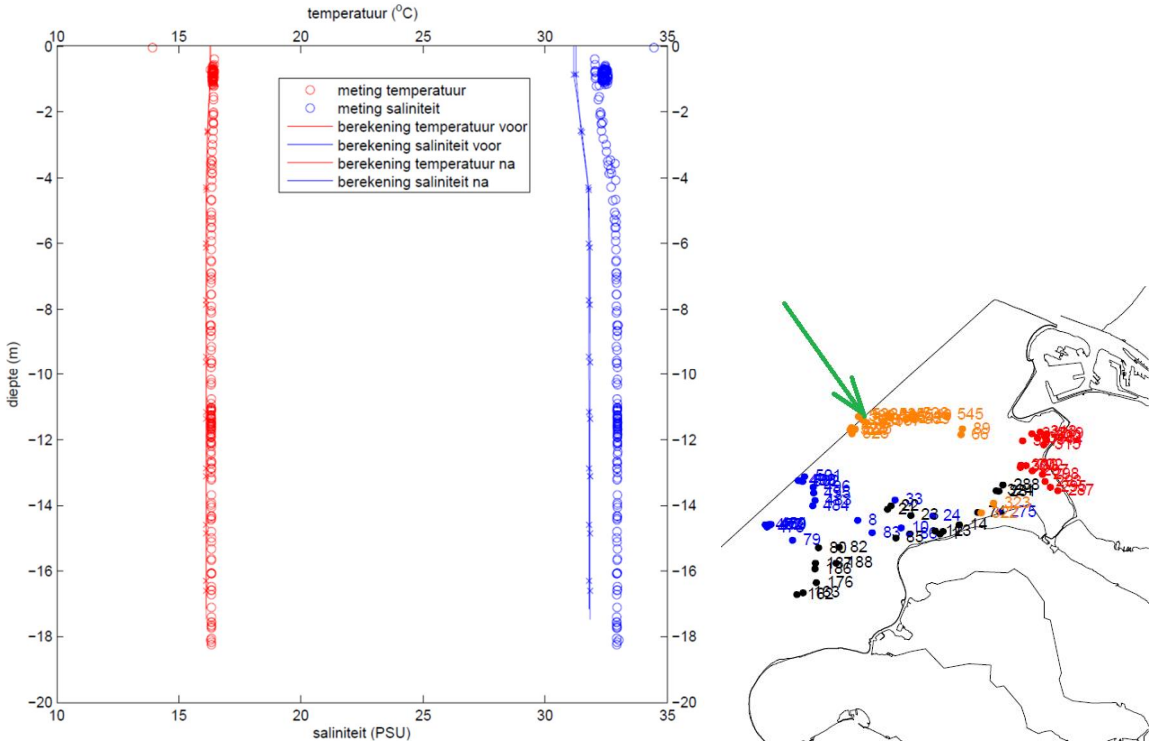


Figuur 7.11 Locaties van de CTD metingen. De in de legenda omcirkelde dagen betreffen die met enige afvoer van het Haringvliet (zie Figuur 7.10).

Het gevolg is dat de metingen nauwelijks enige gradiënt in de verticaal vertonen. In Figuur 7.12a en b zijn twee voorbeelden gepresenteerd in de omgeving van de Haringvlietmond. De figuren laten de gemeten (bolletjes) en berekende (lijnen) saliniteit en temperatuur zien in de verticaal ten opzichte van het wateroppervlak. De modelresultaten zijn gepresenteerd op het tijdstip op het hele halve uur net voor en net na de metingen. In deze voorbeelden is het verschil in de tijd minimaal. De kruisjes geven de ligging van de model-lagen weer, die in de tijd veranderen ten gevolge van het getij. De locatie van het meetpunt is middels de groene pijl aangegeven in het overzichtskaartje.



Figuur 7.12a Vergelijking tussen modelresultaat (lijnen en kruisjes) en CTD metingen (rondjes) voor saliniteit (blauw) en temperatuur (rood) op 28 september 2009. De locatie is aangegeven met de groene pijl in de figuur rechts.

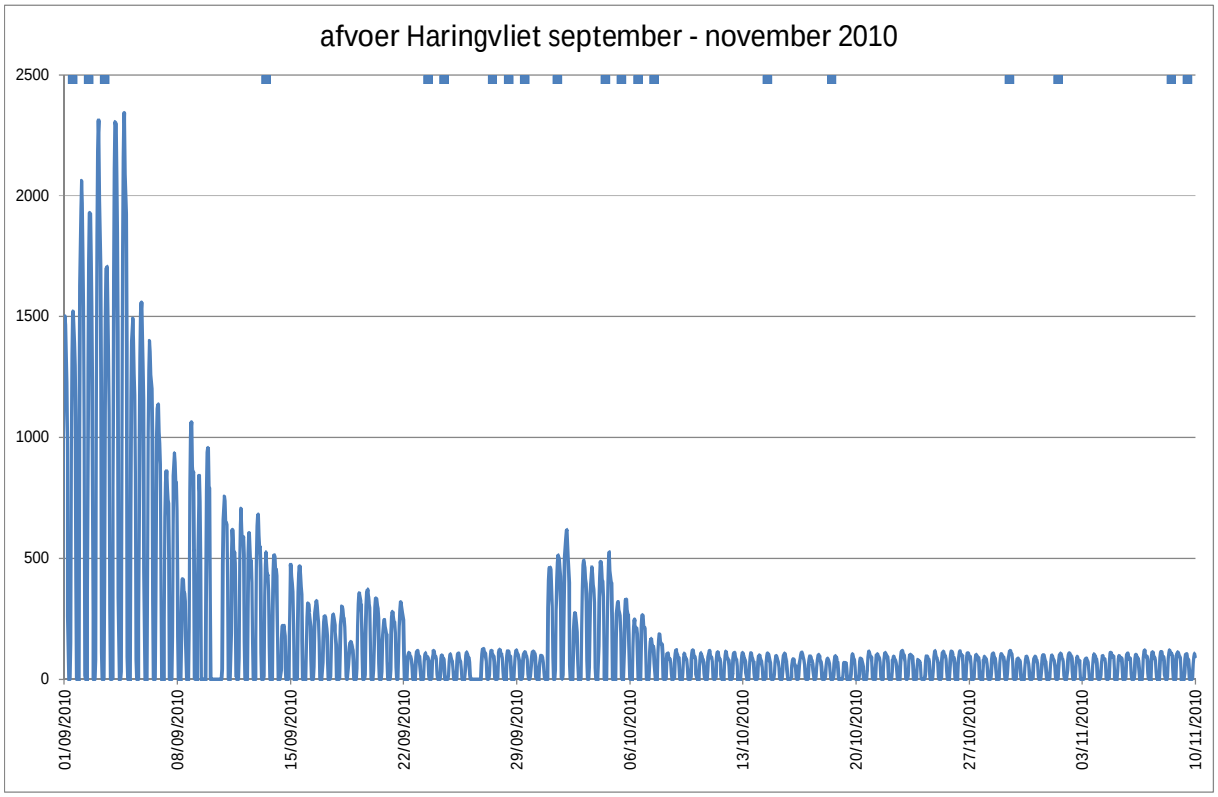


Figuur 7.12 b *Vergelijking tussen modelresultaat (lijnen en kruisjes) en CTD metingen (rondjes) voor saliniteit (blauw) en temperatuur (rood) op 8 oktober 2009. De locatie is aangegeven met de groene pijl in de figuur rechts*.

Figuur 7.12a geeft een locatie dichter bij de Haringvlietmond, terwijl de locatie in Figuur 7.12b op dieper water ligt.

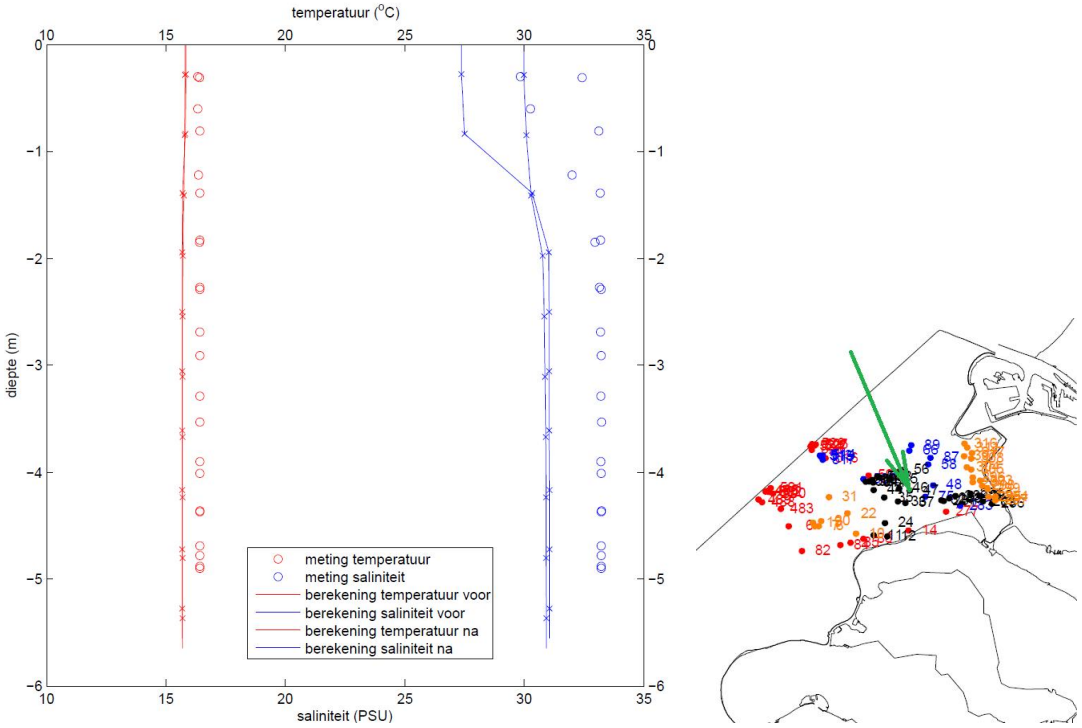
Vlak bij het oppervlak bevatten de metingen regelmatig uitschieters. In de analyse van IMARES zijn metingen ondieper dan 0,75 m weggelaten, daar deze beïnvloed worden doordat het apparaat ten gevolge van de golven geregeld boven water uitkomt.

De tweede analyse betreft de metingen uit 2010. Deze zijn uitgevoerd tussen 1 september en 9 november. De resultaten tonen een vergelijkbaar beeld als voor 2009 (Figuur 7.13).

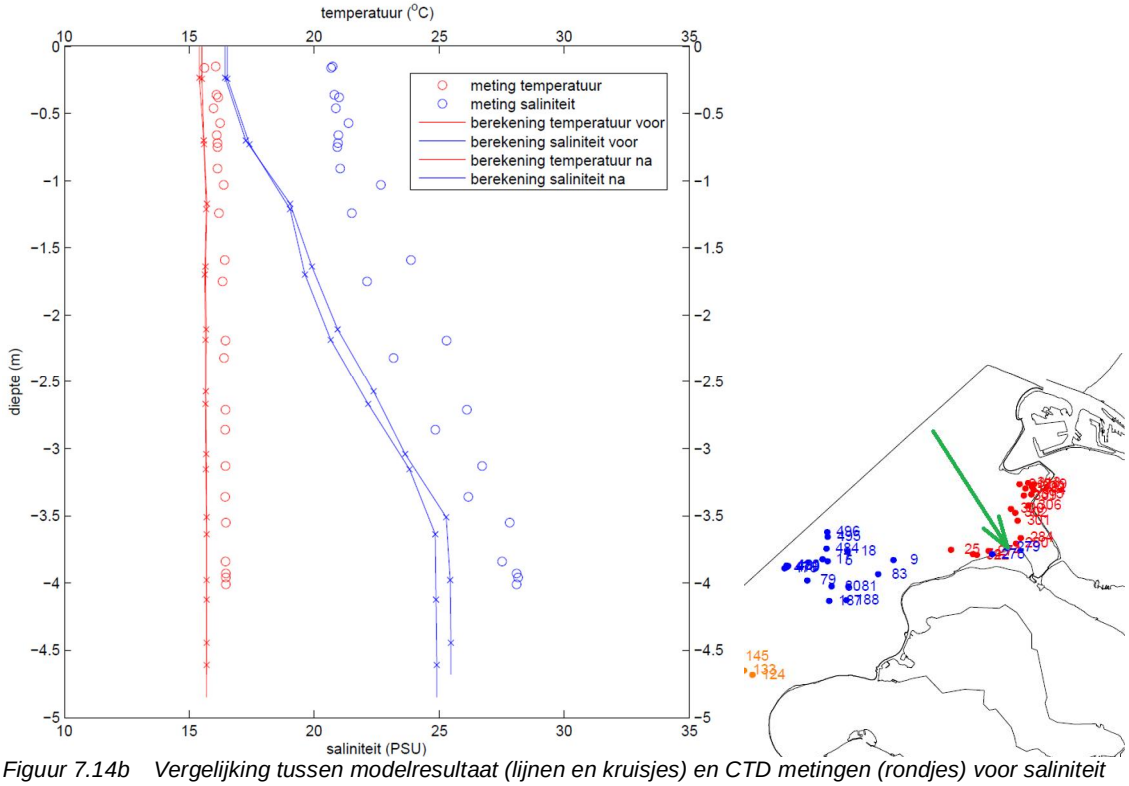


Figuur 7.13 Afvoer Haringvliet voor de periode september – november 2010. De vierkantjes bovenin geven de dagen met CTD metingen weer.

Deze keer is de afvoer tijdens de metingen hoger. Zeker de eerste drie dagen van september is de afvoer significant. Helaas is ook deze dagen voor de kust van Walcheren gemonsterd, zodat er weer nauwelijks stratificatie in de CTD-metingen is te zien. Op 13 oktober is er bij de Kop van Schouwen gemeten. Toch zijn er op de dagen dat er in de buurt van de Haringvlietmond is gemeten toch nog wel metingen met enige stratificatie beschikbaar.



Figuur 7.14 a Vergelijking tussen modelresultaat (lijnen en kruisjes) en CTD metingen (rondjes) voor saliniteit (blauw) en temperatuur (rood) op 4 oktober 2010. De locatie is aangegeven met de groene pijl in de figuur rechts.



Figuur 7.14b Vergelijking tussen modelresultaat (lijnen en kruisjes) en CTD metingen (rondjes) voor saliniteit (blauw) en temperatuur (rood) op 7 oktober 2010. De locatie is aangegeven met de groene pijl in de figuur rechts.

Het profiel over de verticaal wordt, afgezien van dat het gehele niveau circa 2 PSU te laag ligt, goed gemodelleerd. Op 4 oktober (Figuur 7.14a) is bijvoorbeeld de saliniteit op het gehele half uur voor en na de meting in de tijd veranderd. Ook in de metingen vertoont de saliniteit een verschil tussen het moment van laten zakken en weer ophalen. De meting is om 11.45 uur genomen, op het moment dat de Haringvlietsluizen dicht zijn, tussen twee periode dat de schuiven open hebben gestaan in. Doordat er dan geen aanvoer van zoet water is, is de stratificatie gering. Op 7 oktober is de stratificatie sterker. Dat wordt door het model goed gemodelleerd. De temperatuur vertoont, zowel in de metingen als in de modelresultaten, een zeer geringe stratificatie.

Dit zijn de enige momenten, dat er enige stratificatie in de metingen zichtbaar zijn. De overige dagen wordt er weer verder van de Haringvlietmond gemeten en is de afvoer lager.

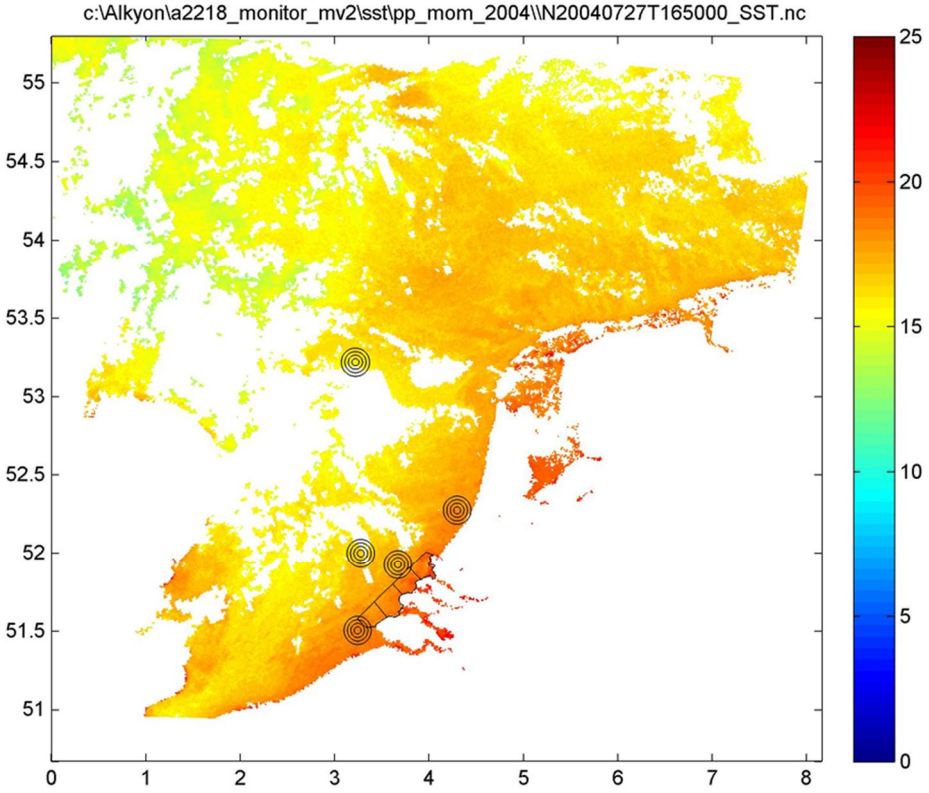
Voor 2009 geldt dat de gemiddelde afwijking van de temperatuur -0,2° C is, met een standaardafwijking van 0,3° C. Voor 2010 zijn deze waarden respectievelijk -0,5 en 0,3° C.

Voor 2009 is de gemiddelde afwijking van de saliniteit 0,3 PSU met een standaardafwijking van 1 PSU. In 2010 zijn de afwijkingen groter. De waarden voor gemiddelde afwijking en standaarddeviatie liggen dan op respectievelijk -1,2 en 1,6 PSU. Er is een verband tussen saliniteit en afwijking; hoe groter de saliniteit, hoe kleiner de fout. Met andere woorden, de nauwkeurigheid neemt af bij een hogere afvoer door het Haringvliet. Aangezien de afvoer tijdens de metingen in 2010 hoger is, verklaart dit de verminderde nauwkeurigheid. Een mogelijke oorzaak hiervoor kan gelegen liggen in het feit dat de randvoorwaarden voor Kustzuid worden berekend met behulp van het Zuno-model. Dit model is echter niet afgeregeld voor zout.

7.5 AANVULLENDE VERGELIJKING MODELRESULTATEN MET SST SATELLIET METINGEN

Vanuit de opdrachtgever kwam het verzoek om ook te kijken naar SST (Sea SurfaceTemperature) beelden die met behulp van de NOAA-AVHRR (Advanced Very High Resolution Radiometer) sensor op één van de polar-orbiting satellieten van de NOAA worden genomen. Deze opnamen worden in het algemeen voor klimaatstudies gebruikt, waarbij gekeken wordt naar de grootschalige patronen in oppervlaktetemperatuur op de oceanen. De satelliet cirkelt rondom de aarde in een baan over beide polen, op circa 850 km hoogte. De sensor is in staat opnamen te maken in stroken die 2500 km breed zijn. De ruimtelijke resolutie ligt in de orde van grootte van 1,1 km (bron gegevens: Wikipedia).

Deze data zijn door het KNMI geanalyseerd en bewerkt tot beelden van de maandgemiddelde oppervlaktetemperatuur op de Noordzee (KNMI, Roozekrans). Voor een validatie van modelresultaten zijn maandgemiddelde waarden minder relevant. Vandaar dat voor deze vergelijking de momentopnamen zijn genomen, hoewel het aantal bruikbare beelden gereduceerd wordt door de aanwezigheid van bewolking. Een voorbeeld hiervan is weergegeven in Figuur 7.15. De witte vlekken geven de aanwezigheid van wolken aan.



Figuur 7.15 Voorbeeld van SST beeld met veel verstoring door bewolking. De cirkels betreffen de locaties van de Waterbase metingen.

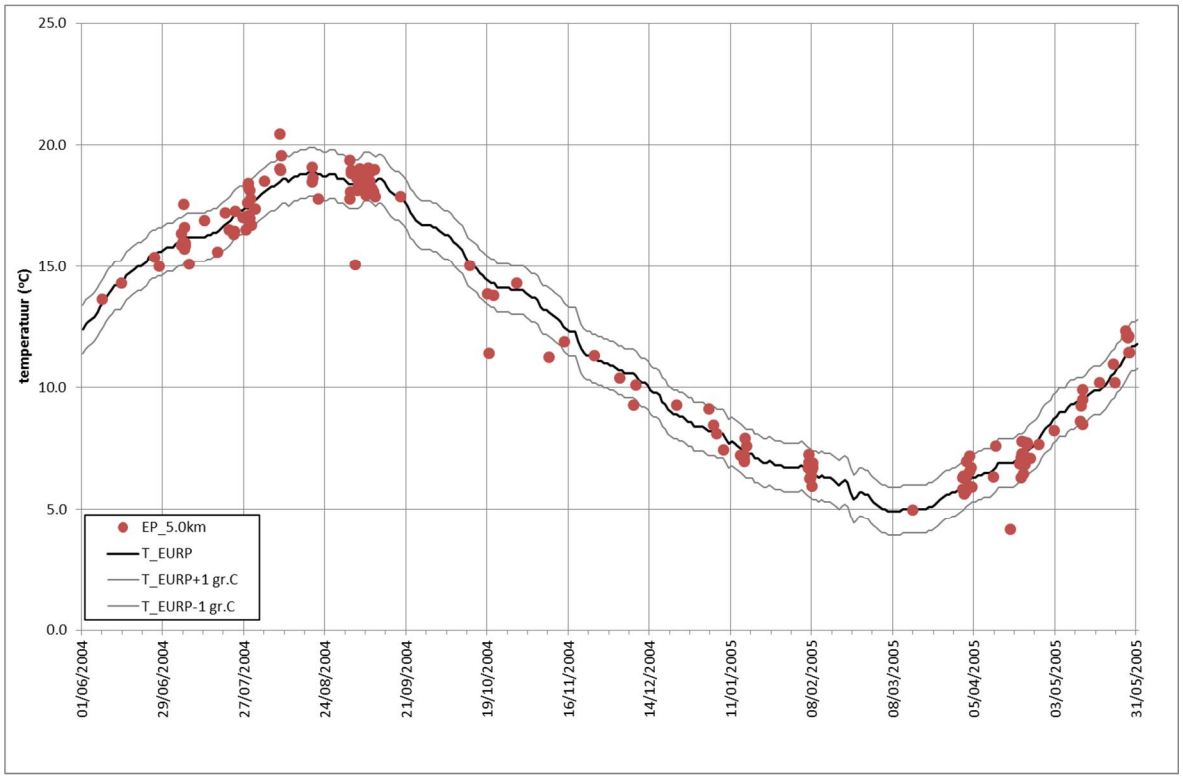
Voor de validatie was het in eerste instantie de bedoeling om te kijken naar de ruimtelijk gemiddelde temperatuur in 4 vakken in de Voordelta. Om een gevoel te krijgen voor de nauwkeurigheid van de SST metingen is eerst een vergelijking gemaakt met de metingen uit Waterbase voor de stations (zie Figuur 7.15):

- K13A Platform
- Europlatform
- Noordwijk Meetpost
- Lichteiland Goeree
- Vlakte van de Raan

Om eventuele problemen met ruis en ontbrekende data te omzeilen, zijn de SST metingen gemiddeld binnen een cirkel met een straal van 2½, 5, 7½ en 10 km rondom de meetlocaties. De 4 vakken en de cirkels met verschillende stralen zijn ook in Figuur 7.15 weergegeven.

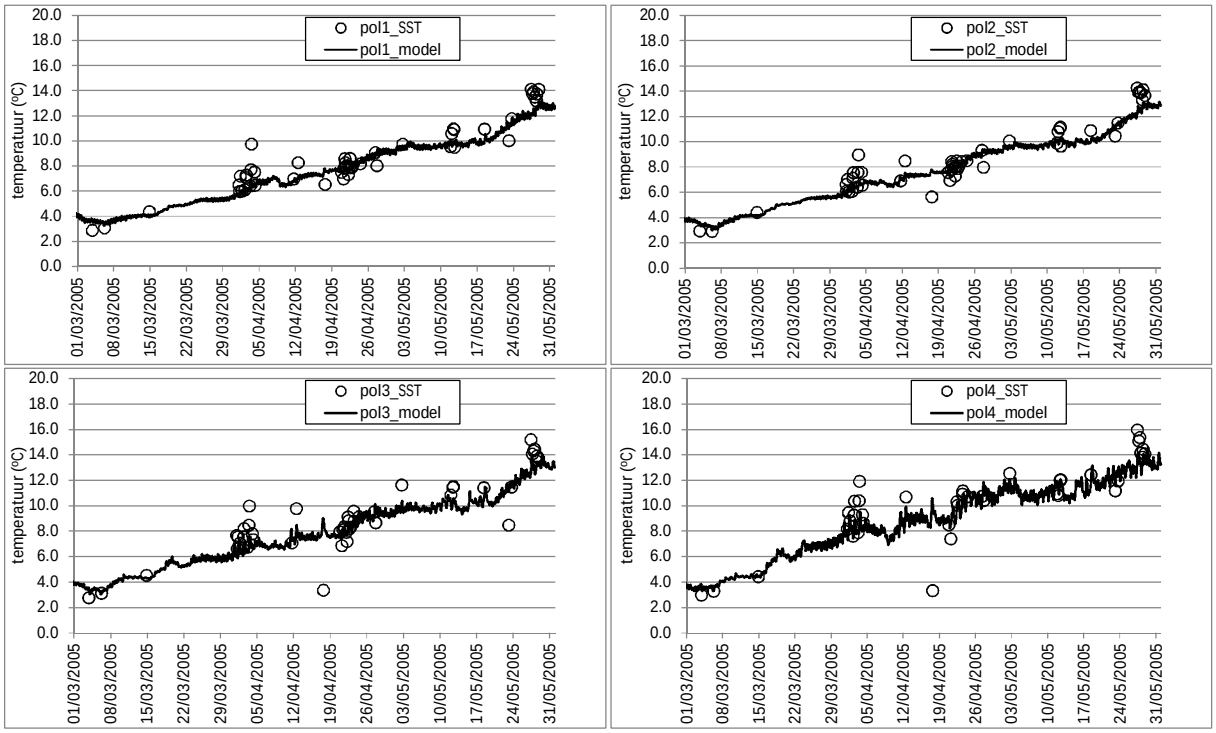
Een voorbeeld van de vergelijking voor Europlatform is in Figuur 7.16 weergegeven. De absolute afwijkingen van de gemiddelden uit de cirkels met verschillende grootte ten opzichte van die met een diameter van 5 km liggen in het algemeen beneden de 0,15° C. De grootste afwijking die voorkomt is ongeveer 2,5° C. Vandaar dat alleen de resultaten voor een straal van 5 km zijn gepresenteerd. De meeste van de satellietmetingen liggen binnen de band met 1° C afwijking rondom de Waterbasemetingen (aangegeven met de twee grijze lijnen). De Waterbase metingen betreffen metingen om 12.00 uur 's middags, terwijl de satellietmetingen op een willekeurig moment op de dag plaatsvinden. Op basis van enkele meetperioden waar

voor Station K13A uurlijkse metingen beschikbaar zijn, is geconstateerd dat er op die locatie nauwelijks sprake is van een dag-nacht variatie in temperatuur. Dit kan dus niet de oorzaak zijn van deze grote verschillen.



Figuur 7.16 *Vergelijking van de oppervlaktetemperatuur bij Europlatform tussen de satellietobservaties (cirkels) en de metingen uit Waterbase (getrokken zwarte lijn) tussen 1 juni 2004 en 1 juni 2005. De getrokken grijze lijnen geven een bandbreedte van 1 °C rondom de Waterbase metingen weer.*

Figuur 7.17 toont een vergelijking tussen de satellietobservaties en de modelresultaten. Deze figuur laat duidelijk zien dat de verschillen met de metingen groter zijn dan de dagelijkse variaties in de berekeningen. Pol1 is het meest zuidelijke voordelta vak in Figuur 7.15, pol4 het meest noordelijke vak.



Figuur 7.*Figuur 7.17 Vergelijking van de oppervlaktetemperatuur in 4 deelgebieden tussen model (getrokken lijnen) en de satellietobservaties (cirkels).*

Gezien de onnauwkeurigheid die in de satellietmetingen lijkt te zitten, is het niet nuttig deze vergelijking uit te voeren voor de overige jaren. Satellietobservaties laten mogelijk door de bewolking en de grote oppervlakten waarover waargenomen wordt veel ruis zien. Daarnaast zouden de satellietbeelden wellicht informatie kunnen geven over de ruimtelijke patronen die het gevolg zijn van de afvoeren vanuit de Maasmond en het Haringvliet en het verschil in opwarming tussen dieper en ondieper water. Hierbij is echter de gekozen benadering bij de modelopzet om het Kustzuid model op alle randen met de watertemperatuur van K13A Platform aan te sturen de beperkende factor. Hierdoor wordt in het model de ruimtelijke variatie sterk gereduceerd.

Daarom zijn voor het doel van dit onderzoek vergelijkingen met nauwkeurigere metingen uit Waterbase en Zege beter dan deze satellietobservaties.

7.6 MODELRESULTATEN JUNI 2004 – DECEMBER 2012

7.6.1 Inleiding

Uit de resultaten van 8,5 jaar simulaties zijn de volgende parameters beschikbaar of af te leiden:

- Waterstand;
- Saliniteit;
- Watertemperatuur;
- Bodemschuifspanning, zowel door golven als door stromingen;
- Golf parameters;
- Stroomsnelheden.

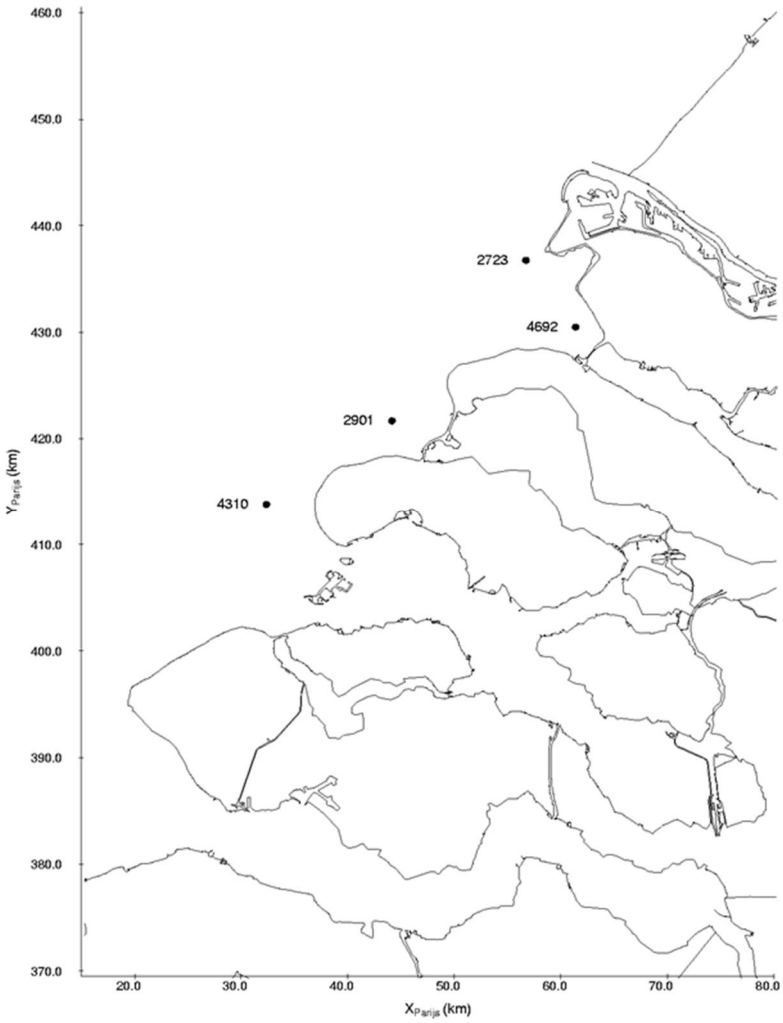
Deze gegevens zijn beschikbaar ruimtelijk en in de tijd variërend. De stroomsnelheid, saliniteit en watertemperatuur zijn zelfs op 10 niveaus in de verticaal voorhanden. De gegevens kunnen op verschillende manieren worden geanalyseerd, bijvoorbeeld:

- tijdseries van waarden (in principe elk half uur beschikbaar)
- in de tijd gemiddeld (bijvoorbeeld over 2 getijperioden, een doodtij-springtij cyclus, een maand, een seizoen, een half jaar, een jaar, enzovoorts)
- ruimtelijk gemiddeld (bijvoorbeeld binnen de Voordelta, binnen de rustgebieden, enzovoorts)
- over de verticaal gemiddeld (er zijn 10 lagen beschikbaar)
- minimale waarden, maximale waarden, gemiddelden, x^e percentielen
- maximale duren dat een bepaalde waarde wordt overschreden

Naast deze gegevens zijn er talloze combinaties denkbaar, gelet op de meetperioden van de metingen van de andere percelen, aanwijsbare gebieden of juist verschuivingen van voorkomen van vogels, vissen, benthos, enzovoorts.

Daarnaast kunnen uiteraard ook nog allerlei relaties worden afgeleid tussen resultaten en forceringen, resultaten onderling en wat uiteindelijk het doel van de hele studie is: de resultaten en de gegevens vanuit de andere percelen.

Aangezien dit een onuitputtelijke hoeveelheid figuren zou opleveren, is ervoor gekozen om in dit hoofdstuk een selectie van de resultaten te presenteren. Daar waar het tijdseries betreft, zijn in overleg met de opdrachtgever 4 locaties gekozen, één gelegen 2,5 km ten noordwesten van de Haringvlietsluizen (volgnummer 4692, diepte NAP -3,7 m), één 10,5 km ten noordwesten van de Haringvlietsluizen ter hoogte van de Slufter (2723, NAP -8,9m), één 6 km ten westen van de Brouwersdam (2901, NAP -3,7 m) en één 5 km ten westen van de kop van Schouwen-Duiveland (4310, NAP -3,1 m). Figuur 7.18 toont de locaties van deze vier punten.

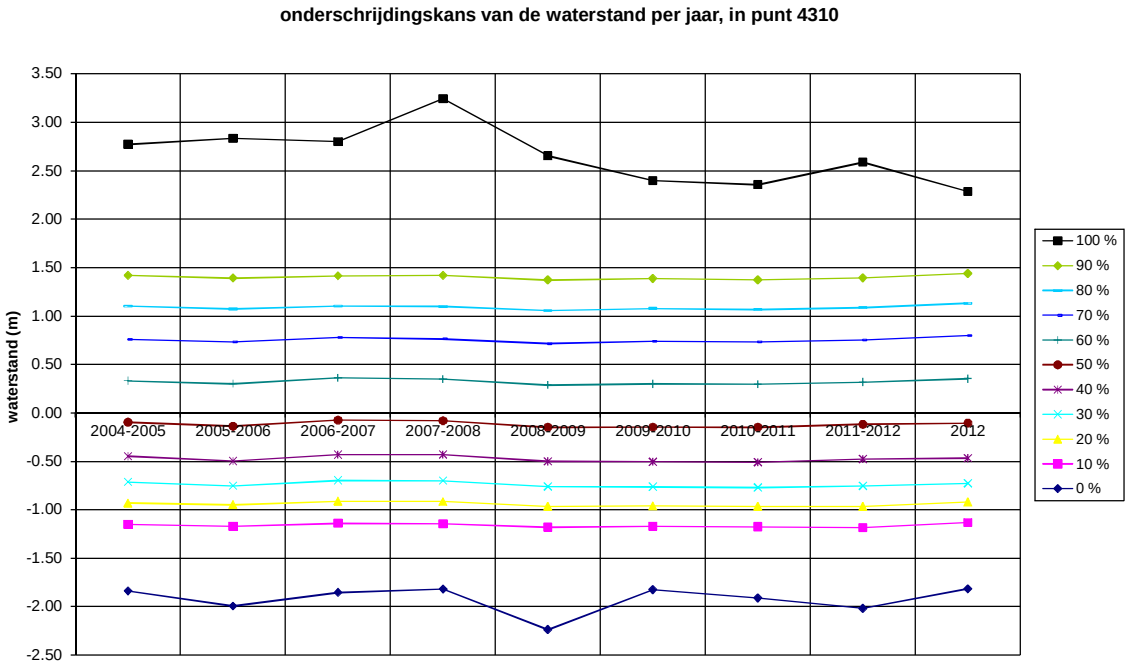


Figuur 7.13 Locaties van de 4 uitvoerpunten

7.6.2 Modelresultaten waterstand

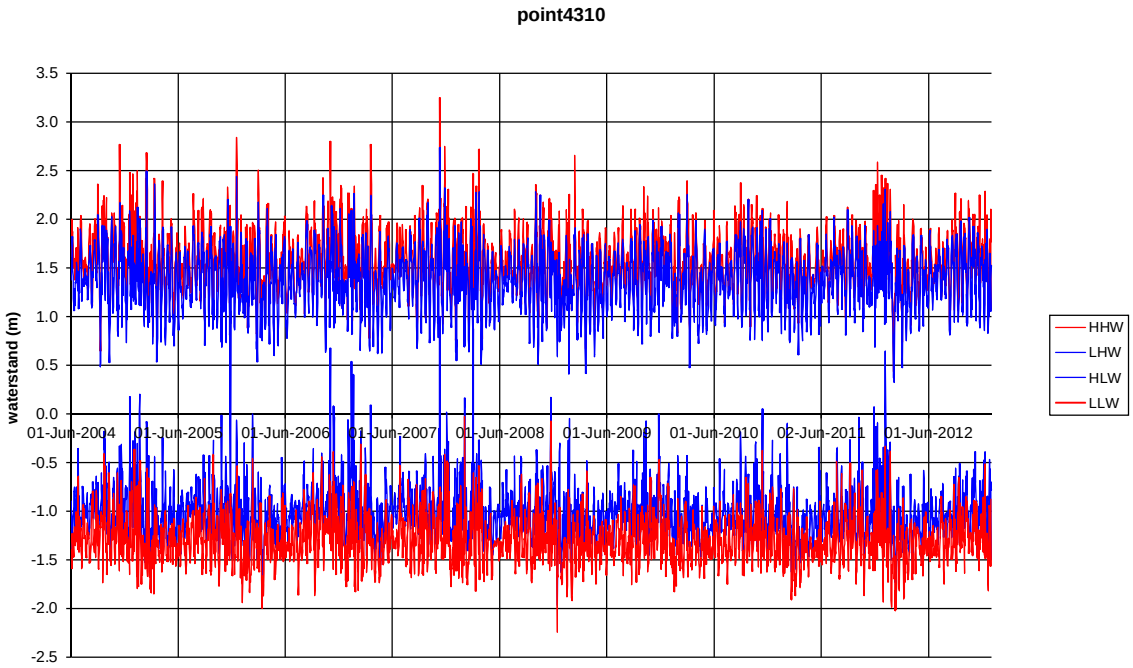
Figuur 7.19 laat de onderschrijdingsfrequentie[1] zien van de waterstand in het punt ter hoogte van Schouwen-Duiveland. De waterstanden die bij een frequentie tussen de 10 % en 90 % horen, vertonen nauwelijks variatie over deze 8,5 jaar. Dat hangt samen met het feit dat deze waarden voornamelijk bepaald worden door de astronomische waterstanden. In het jaar 2009 – 2010 treedt het kleinste bereik op, het verschil tussen de maximale (100% onderschrijding) en de minimale (0% onderschrijding) waarden. Dat geeft aan dat er bijna geen stormen zijn geweest in deze periode. Dit is consistent met Tabel 7.5. De periode juni tot en met december 2012 laat een nog kleinere getijrange zien. Aangezien deze periode van 7 maanden minder wintermaanden bevat, is het lastig deze met de andere perioden van 12 maanden te vergelijken.

[1] *De waterstand die een gegeven percentage van de tijd wordt onderschreden.*



Figuur 7.14 Jaarlijkse onderschrijdingsfrequenties van de waterstand in het punt ter hoogte van Schouwen-Duiveland.

De jaarlijkse maximale waterstand wordt bepaald door de opgetreden stormen. In Figuur 7.20 zijn de individuele hoog en laag waters weergegeven voor ditzelfde punt, waarbij onderscheid is gemaakt tussen telkens de hoogste en laagste van twee opeenvolgende hoog en laag waters.



Figuur 7.15 Individuele hoog en laag waters (in m t.o.v. NAP) in punt Kop van Schouwen.

De maximale waarde van 3,25 m in de periode 2007 – 2008 hangt samen met de storm rond 9 november 2007. Gedurende deze storm werd de stormvloedkering in de Oosterschelde gesloten. De minimale waterstand in de periode 2008 – 2009 van -2,25 m is voorgekomen op 13 december 2008, samenhangend met een periode van zuidoostelijke tot zuidelijke (dus aflandige) wind van rond de 12 m/s.

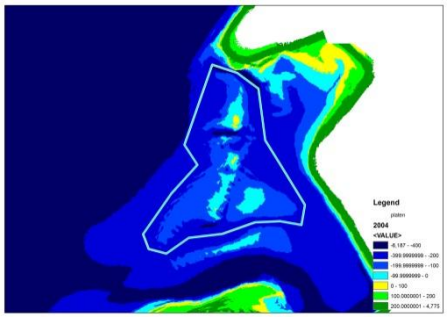
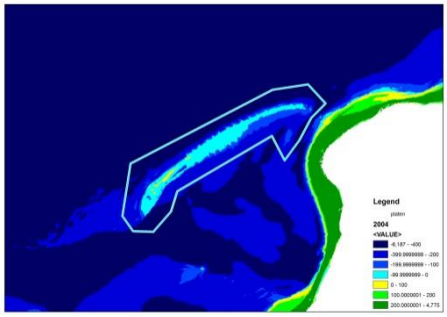
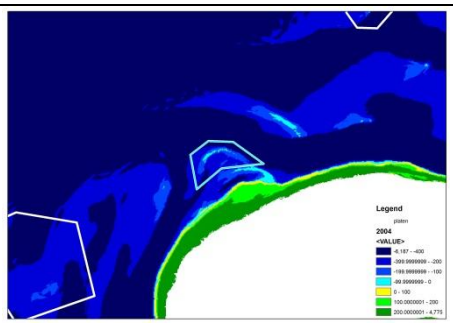
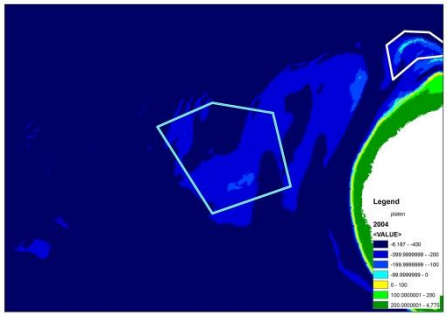
Of een plaat droogvalt en de omvang van het gedeelte dat droogvalt, is afhankelijk van de waterstand in relatie tot de bodemligging. Aangezien de bodemligging niet regelmatig wordt gemeten, is het lastig iets te zeggen over de werkelijke droogvalduur van verschillende platen (de Hinderplaat, de Bollen van de Ooster, de Verklikkerplaat en de Bollen van het Nieuwe Zand). Toch kan op basis van een analyse van de waterstanden wel gekeken worden naar de potentiele droogvalduur van een punt met een bepaalde bodemligging.

Voor de analyse van de waterstand is gebruik gemaakt van de modelresultaten van 1 punt in de omgeving van elk van de platen. Hierbij is ervoor gezorgd dat het te analyseren rekenpunt continu nat is, om ook de laag waters te kunnen analyseren. Vervolgens is voor drie niveaus (NAP-0,5 m, NAP +0,5 m en NAP +1 m) gekeken wat voor een punt op een plaat met die gegeven hoogte de langste aaneengesloten duur onder water, de langste aaneengesloten droogvalduur, en de totale droogvalduur per maand is. Per aaneengesloten periode is het begintijdstip genomen om te bepalen in welke maand dat valt. Dit houdt dus in dat perioden over een maandgrens heen kunnen lopen.

De arealen voor elk van deze platen zijn bepaald op basis van de GIS-bodems van 2004 en 2010 (zie Figuren 7.2 en 7.3). Tabel 7.6 laat voor elk plaatgebied de arealen voor vijf verschillende niveaus zien. Vanwege het ontbreken van een deel van de dieptegegevens voor 2010 op de Bollen van de Ooster is deze in de analyse voor 2010 niet beschouwd. Voor de Bollen van het Nieuwe Zand zijn er helemaal geen dieptegegevens beschikbaar. In wit is de contour weergegeven waarbinnen deze arealen zijn vastgesteld voor 2004. Vanwege de verschuiving van de platen is de polygoon in 2010 zodanig aangepast dat alles binnen de NAP -2 m contour is meegenomen. Voor de Verklikkerplaat is de polygoon lastig te definiëren, aangezien deze plaat voor wat betreft het NAP -2 m niveau vast aan de kust ligt. (De twee andere donkerblauwe contourkleuren in onderstaande figuren geven gebieden onder NAP -4 m en tussen NAP -2 en -4 m weer.)

Voor de Hinderplaat is het areaal tussen de NAP -1 m en -2 m afgenomen, terwijl er meer areaal tussen de NAP -1 en 0 m is bijgekomen. Voor de Verklikkerplaat zijn de arealen op alle niveaus toegenomen.

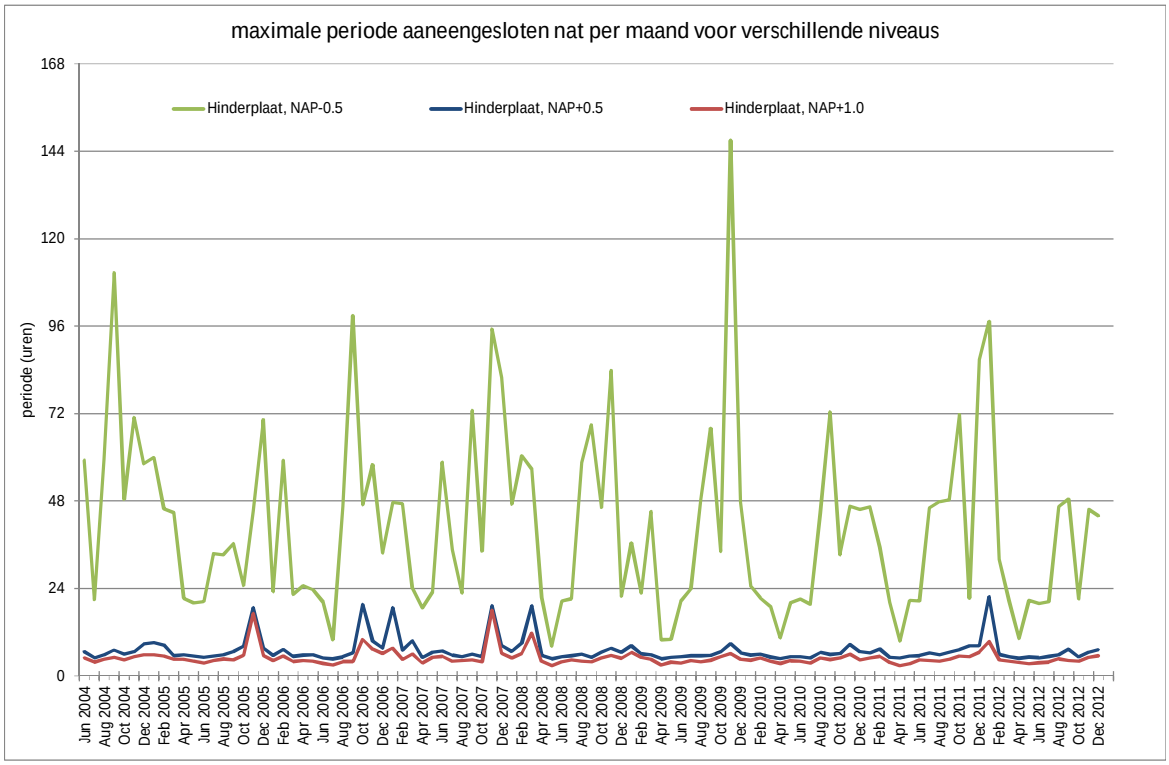
Tabel 7.6 Arealen voor verschillende niveaus van de verschillende plaatgebieden voor 2004 en 2010 (vraagteken indien geen gegevens beschikbaar).

plaatgebied	gebied	niveau (NAP)	areaal 2004 (ha)	areaal 2010 (ha)
Hinderplaat		-2 m - -1 m	624.6	588.9
		-1 m – 0 m	175.4	255.4
		0 m – 1 m	10.7	10.9
		1 m – 2 m	-	-
		> 2 m	-	-
Bollen van de Ooster		-2 m - -1 m	132.4	?
		-1 m – 0 m	204.9	?
		0 m – 1 m	9.9	?
		1 m – 2 m	-	?
		> 2 m	-	?
Verklikkerplaat		-2m - -1m	38.3	61.2
		-1m – 0m	7.2	25.3
		0m – 1m	-	0.8
		1m – 2m	-	-
		> 2m	-	-
Bollen van het Nieuwe Zand		-2m - -1m	21.7	?
		-1m – 0m	-	?
		0m – 1m	-	?
		1m – 2m	-	?
		> 2m	-	?

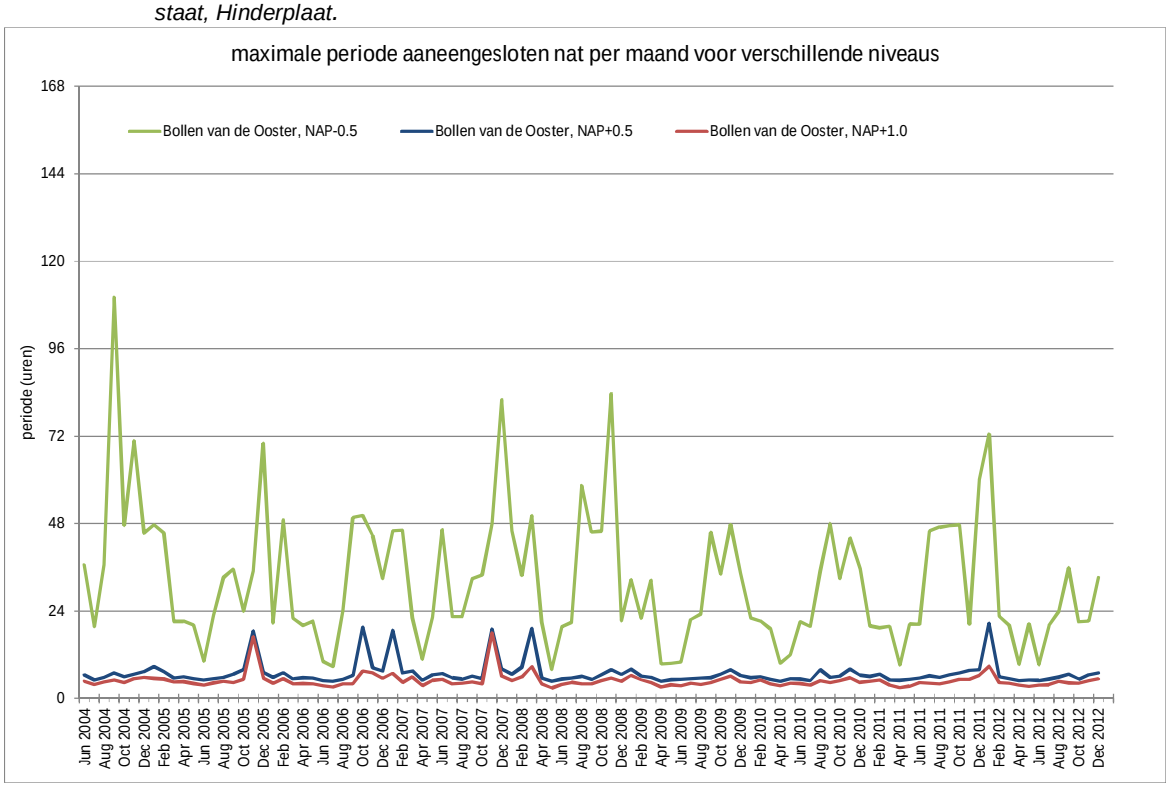
Bodemniveaus tussen NAP 0 m en NAP +1 m komen in 2004 alleen voor bij de Hinderplaat en de Bollen van de Ooster. Op de Verklikkerplaat is in 2010 0,8 ha aanwezig tussen deze twee niveaus. Bij alle platen komen niveaus boven NAP +1 m niet voor.

Figuren 7.21 tot en met 7.32 laten de resultaten van deze analyse zien. Figuren 7.21 tot en met 7.24 geven voor de verschillende platen de maximale duur dat de plaat onder water staat voor verschillende niveaus. Voor een punt op NAP +1 m is dit gemiddeld 5 uur. Voor een punt op NAP +0,5 m ligt dit iets hoger, circa 6 uur. Indien gedurende de maand een laag water voorkomt die het betreffende niveau niet onderschrijdt, neemt de maximale duur in die maand met circa 12,5 uur, één getijperiode, toe.

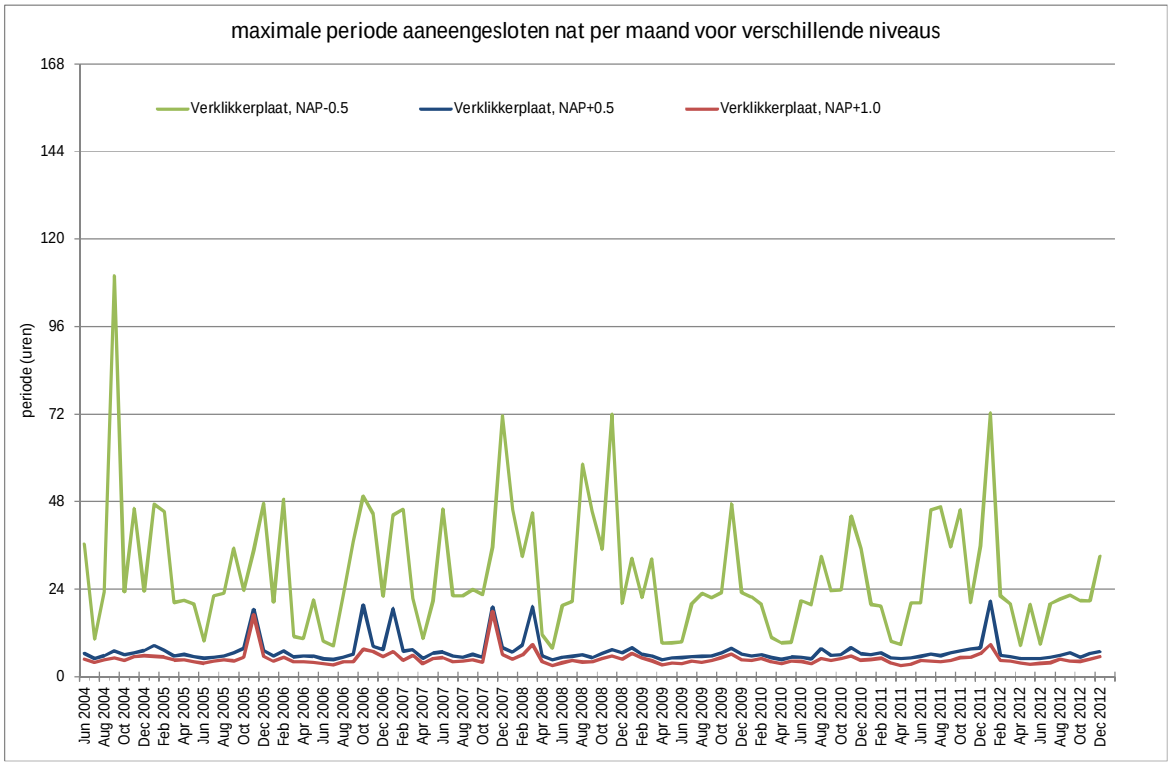
Gebieden op een niveau van NAP -0,5 m staan in de wintermaanden regelmatig meer dan 2 dagen aaneengesloten onder water. In november 2009 is dit bij de Hinderplaat zelfs een keer meer dan 6 dagen aaneensluitend geweest. Bij de Bollen van het Nieuwe Zand is de duur globaal genomen het kortst, omdat de getijrange daar het grootst is. Er is dan een grotere opzet nodig, om het laag water boven een niveau van NAP -0,5 m uit te tillen. Perioden van meer dan 2 dagen komen daar nauwelijks voor.



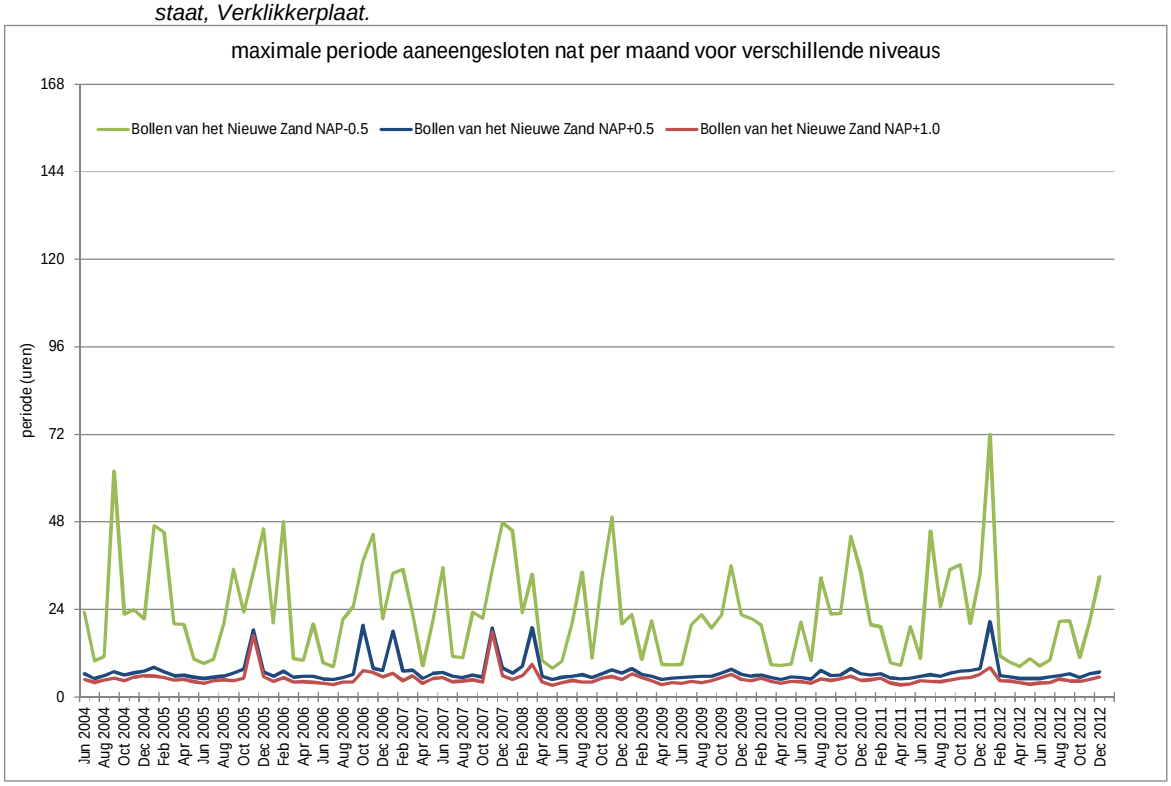
Figuur 7.16 Maximale periode per maand dat een gebied met een bepaald niveau aaneengesloten onder water staat, Hinderplaat.



Figuur 7.17 Maximale periode per maand dat een gebied met een bepaald niveau aaneengesloten onder water staat, Bollen van de Ooster.

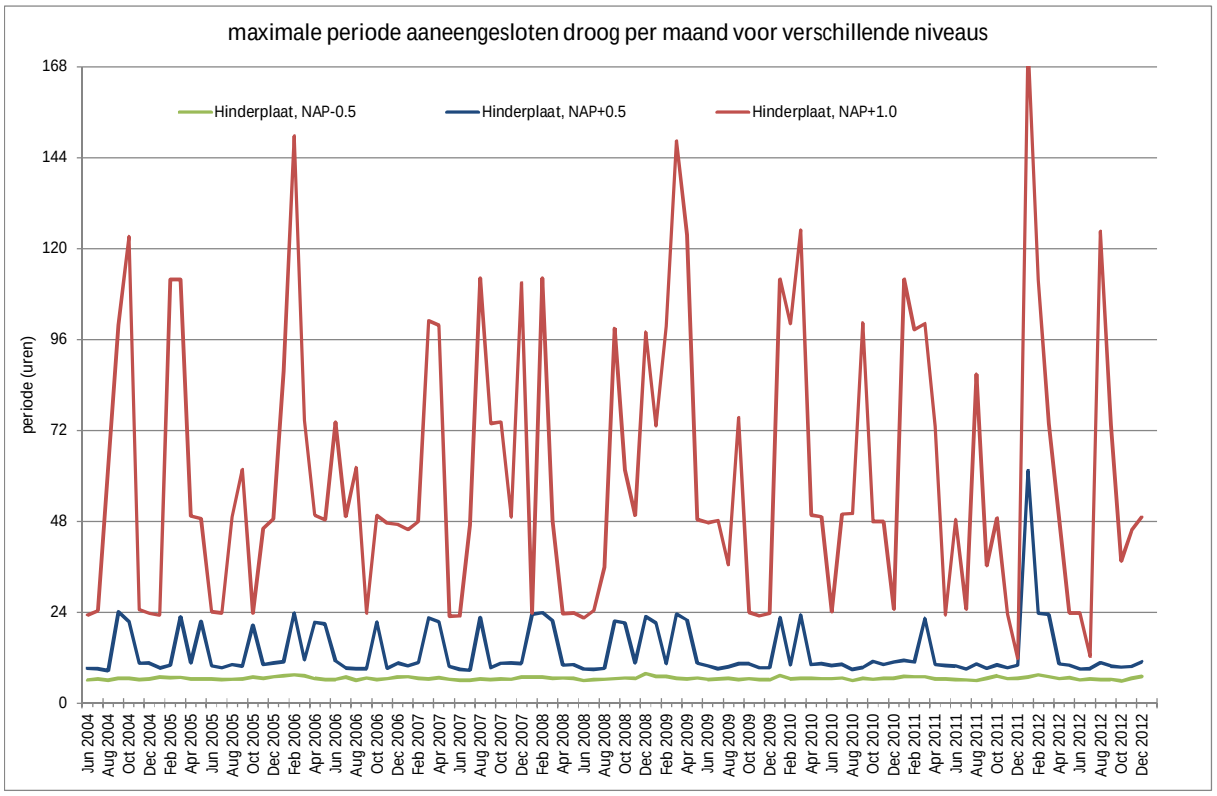


Figuur 7.18 *Maximale periode per maand dat een gebied met een bepaald niveau aaneengesloten onder water staat, Verklikkerplaat.*

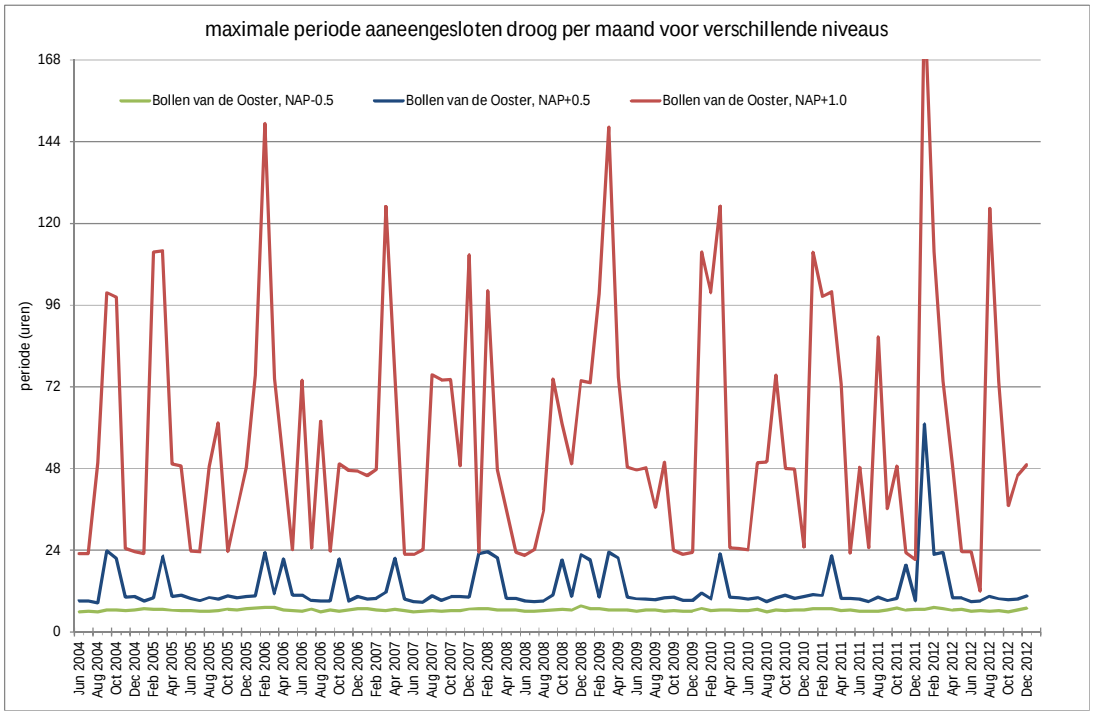


Figuur 7.19 *Maximale periode per maand dat een gebied met een bepaald niveau aaneengesloten onder water staat, Bollen van het Nieuwe Zand.*

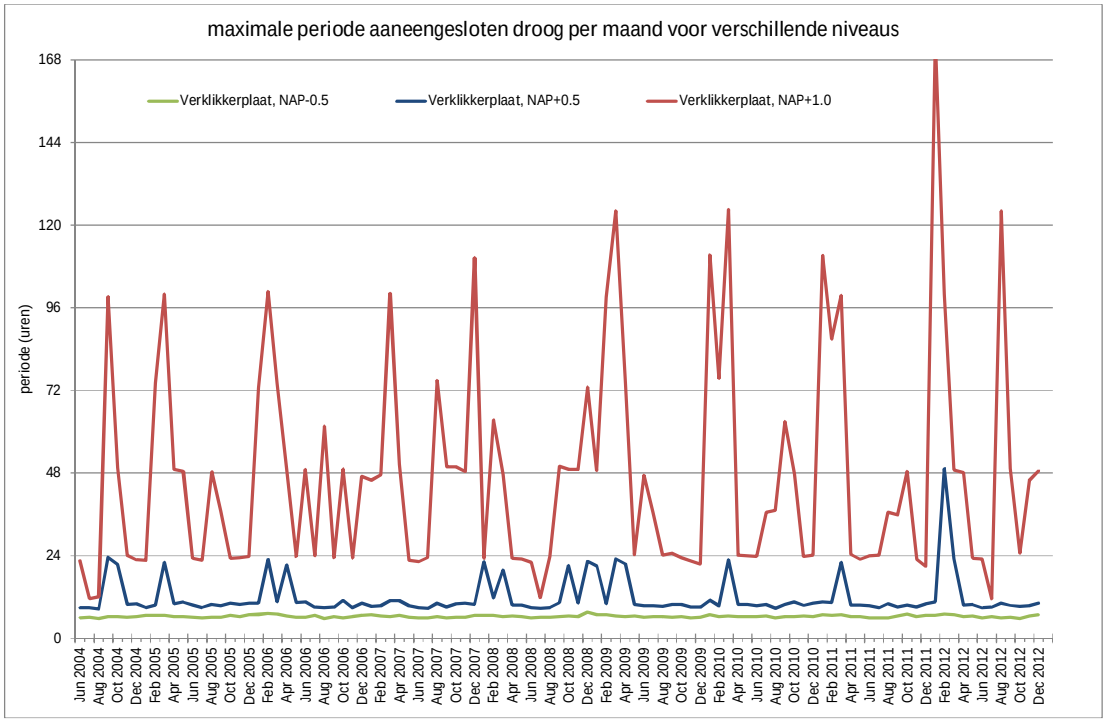
Het beeld van de maximale droogvalperiode per maand is omgekeerd, zie Figuren 7.25 tot en met 7.28. De maximale duur dat een gebied op NAP -0,5 m aaneengesloten droog valt ligt vrij constant tussen de 6 en 7 uur. Voor NAP +0,5 m varieert dit tussen de 9 en 11 uur, maar vrij regelmatig komt het voor dat het laagste hoog water op een dag door de variatie in dagelijkse ongelijkheid of afwaaiing net onder de NAP +0,5 m valt. In dat geval is de droogvalduur circa 12,5 uur langer. De droogvalduur van NAP +1 m komt nauwelijks onder de 24 uur uit.



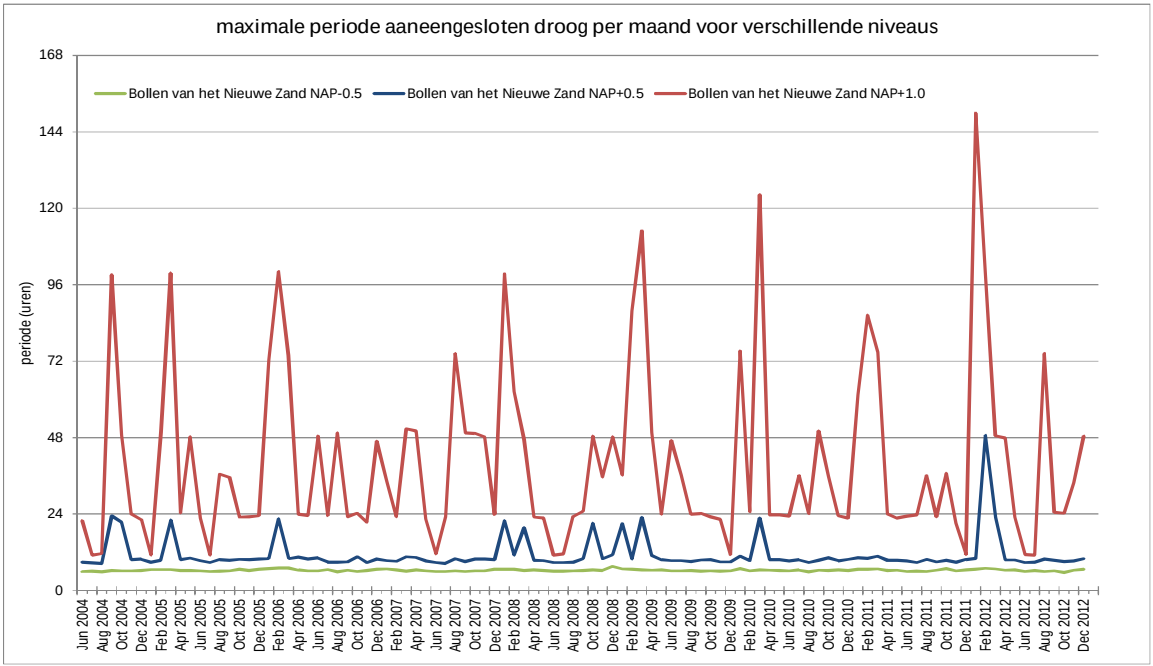
Figuur 7.20 Maximale periode per maand dat een gebied met een bepaald niveau aaneengesloten droog valt, Hinderplaat.



Figuur 7.21 *Maximale periode per maand dat een gebied met een bepaald niveau aaneengesloten droog valt, Bollen van de Ooster.*

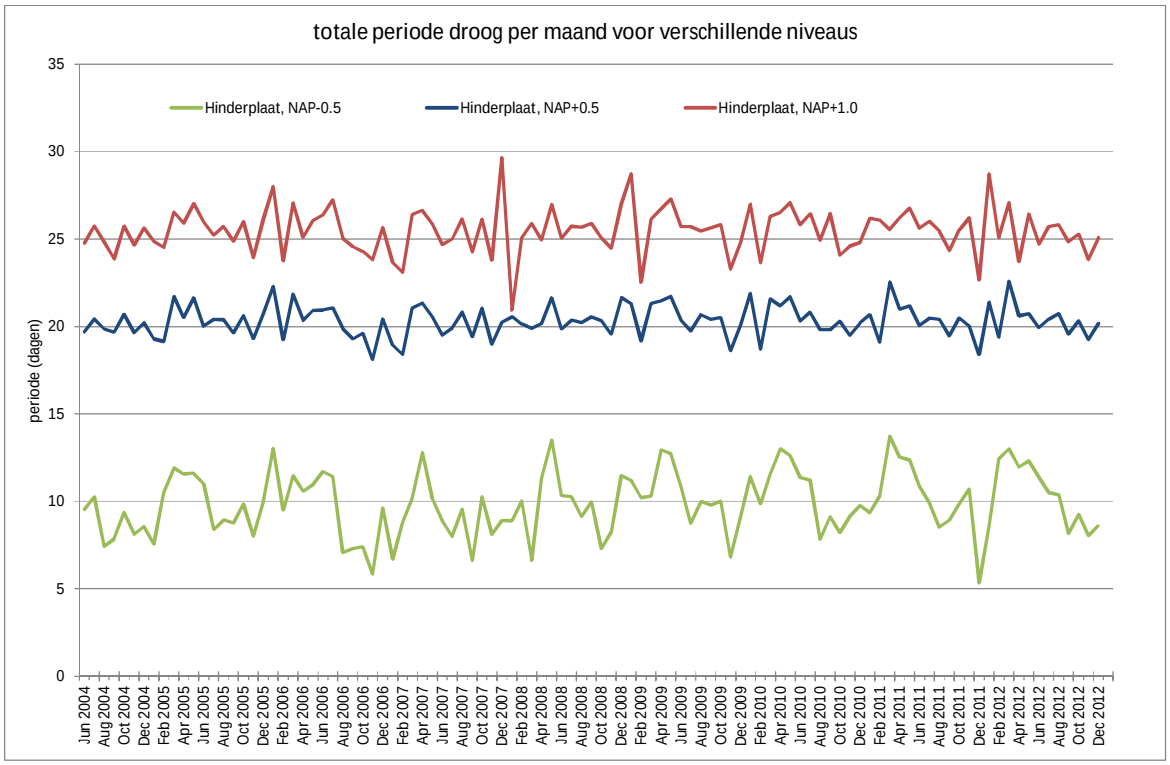


Figuur 7.22 *Maximale periode per maand dat een gebied met een bepaald niveau aaneengesloten droog valt, Verklikkerplaat.*

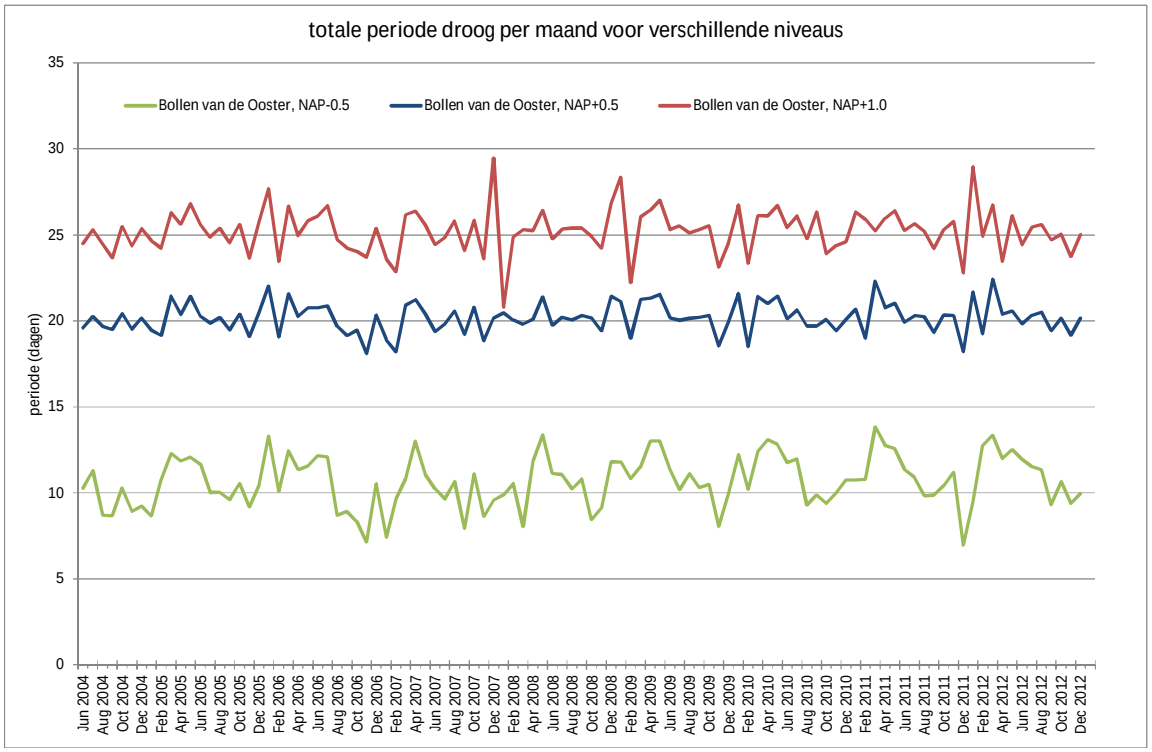


Figuur 7.23 Maximale periode per maand dat een gebied met een bepaald niveau aaneengesloten droog valt, Bollen van het Nieuwe Zand.

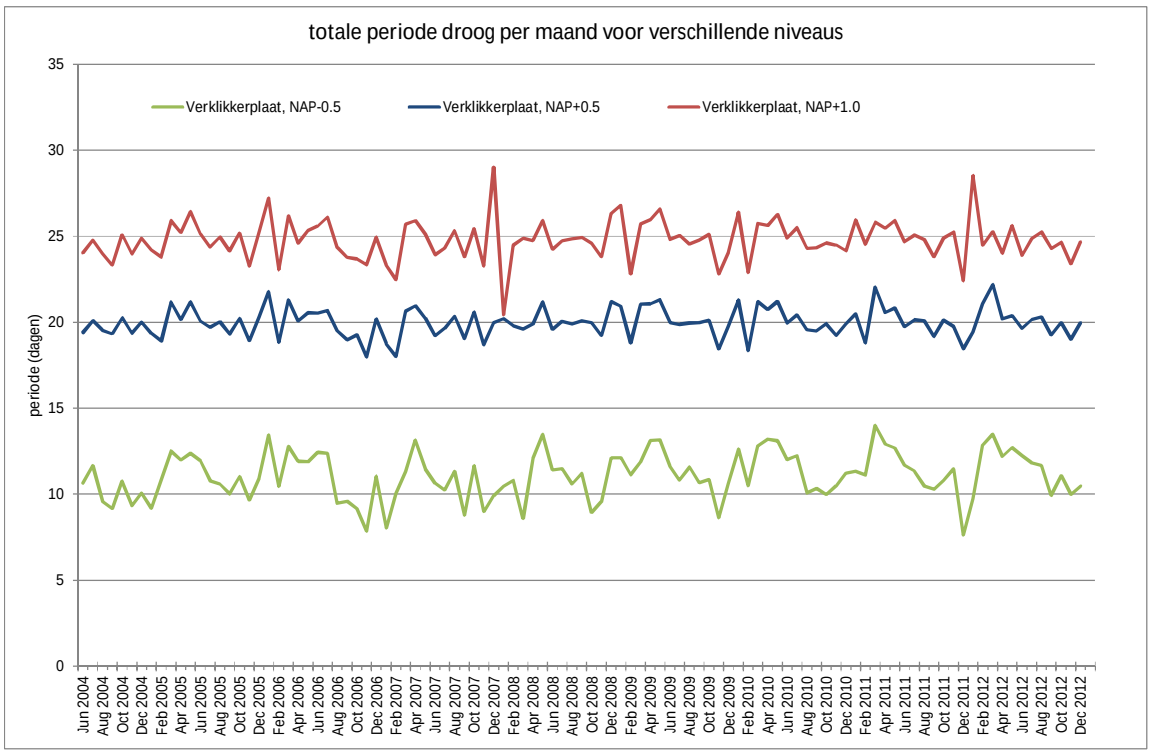
Als derde is de totale droogvalduur voor de verschillende niveaus en platen bepaald. Deze resultaten zijn weergegeven in Figuren 7.29 tot en met 7.32. Voor de Bollen van het Nieuwe Zand is het verloop van de totale droogvalduur voor niveau NAP +0,5 m als staafdiagram weergegeven in Figuur 7.33. Er blijkt uit de resultaten niet een duidelijke jaarlijkse variatie. Ook zijn er geen jaren waarin de droogvalduur over een aantal maanden duidelijk afwijkt van andere jaren. Dit is ook wel te verklaren doordat deze perioden voornamelijk worden bepaald door het getij en het voorkomen van stormperioden. Beide fenomenen hebben een tijdschaal die veel kleiner is dan een maand.



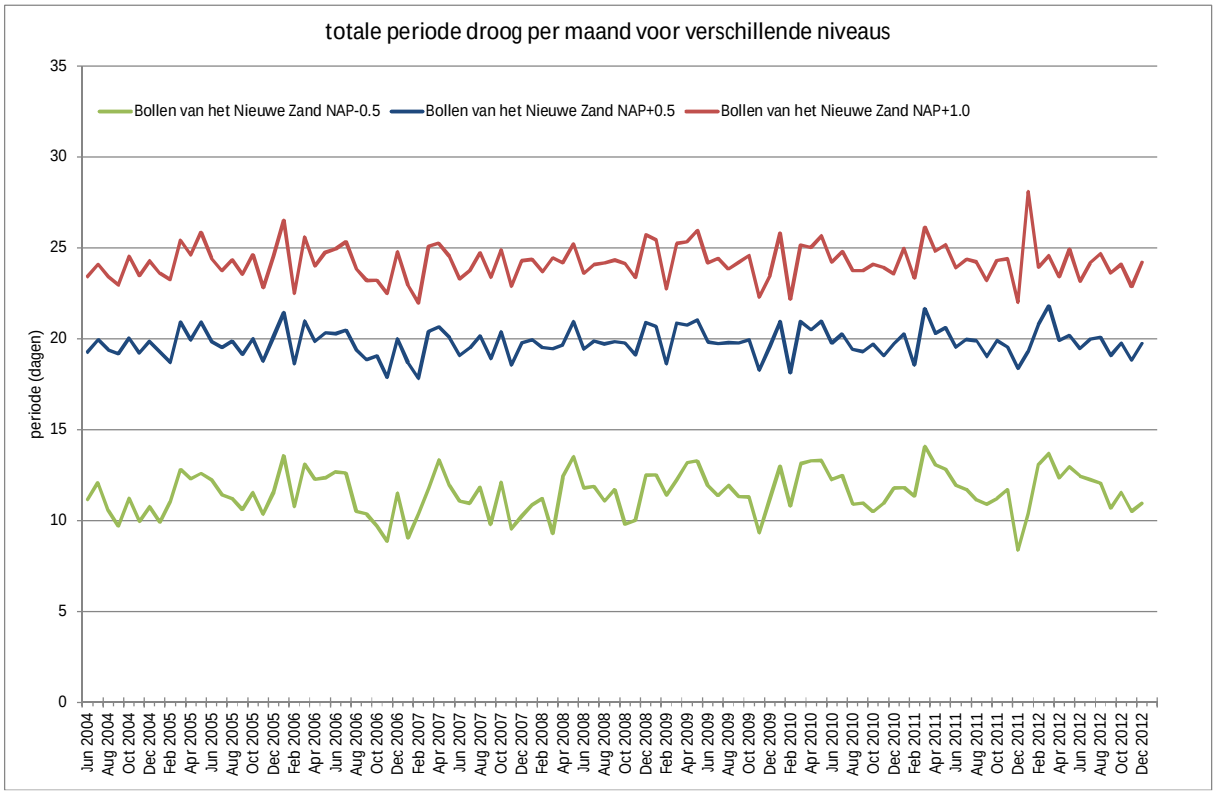
Figuur 7.24 Totale periode per maand dat een gebied met een bepaald niveau droog valt, Hinderplaat.



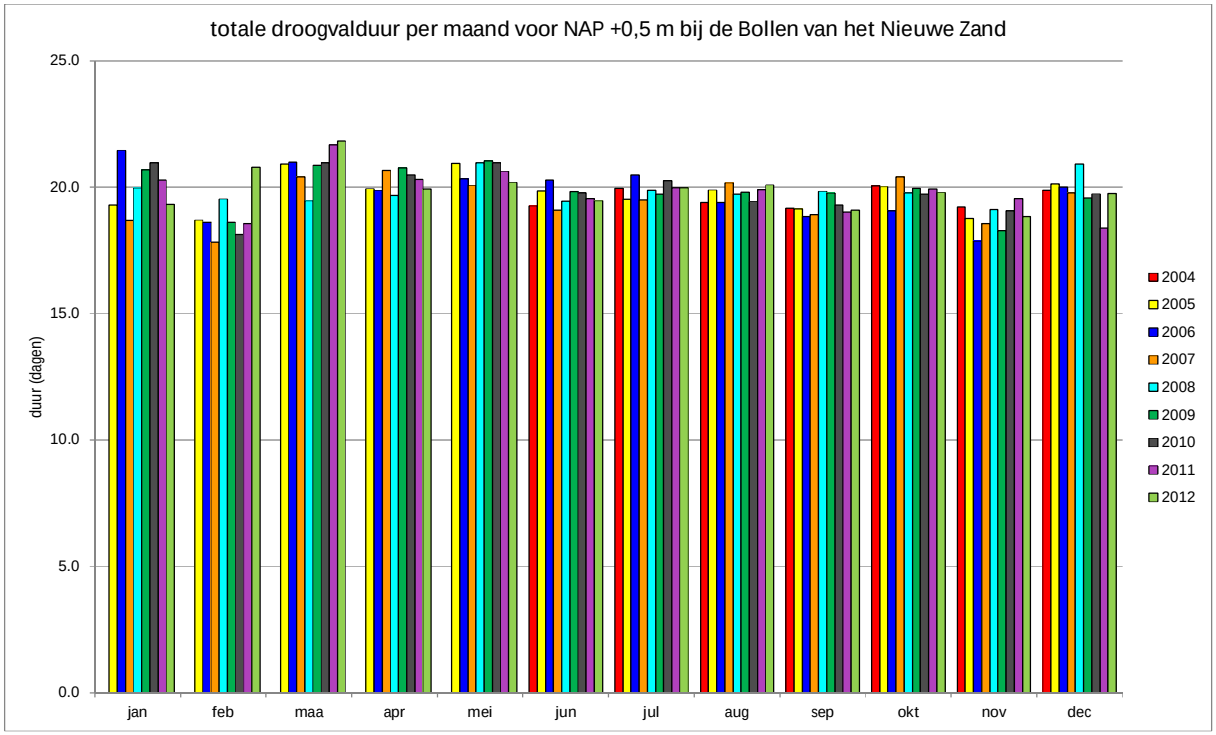
Figuur 7.25 Totale periode per maand dat een gebied met een bepaald niveau droog valt, Bollen van de Ooster.



Figuur 7.26 Totale periode per maand dat een gebied met een bepaald niveau droog valt, Verklikkerplaat.



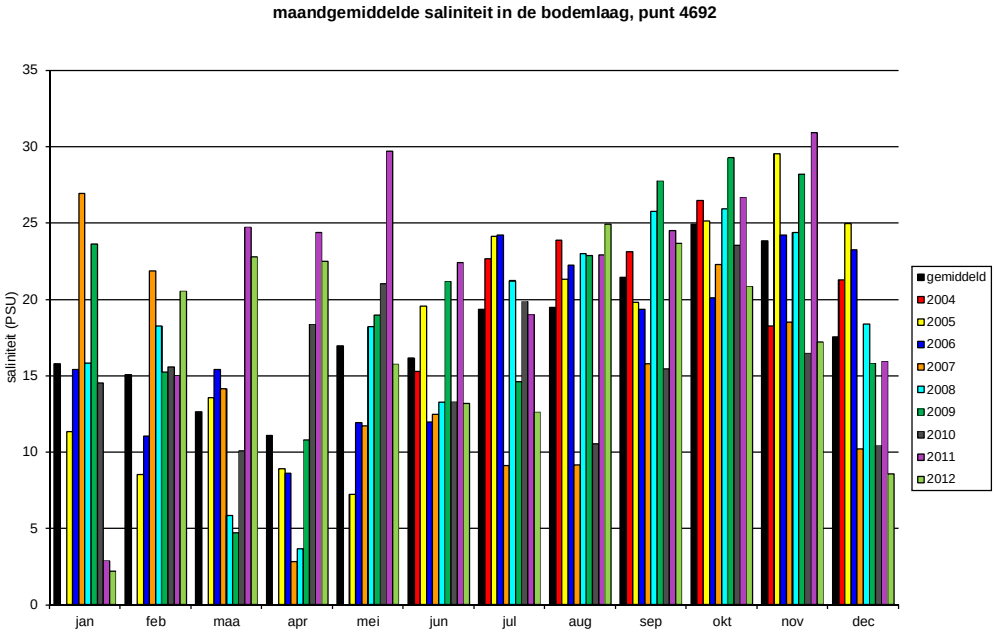
Figuur 7.27 Totale periode per maand dat een gebied met een bepaald niveau droog valt, Bollen van het Nieuwe Zand.



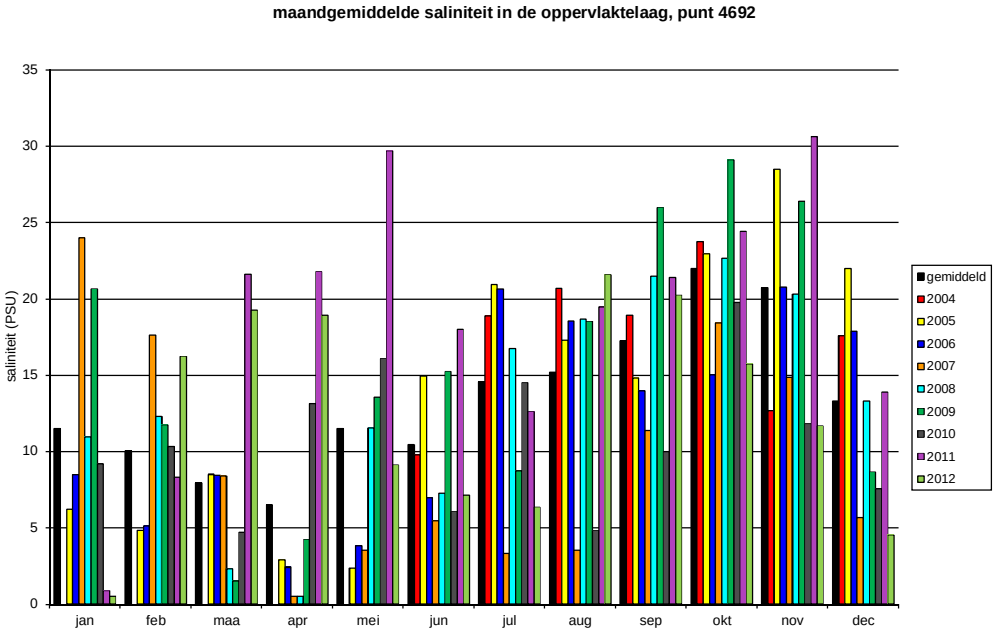
Figuur 7.28 Maandelijkse totale duur dat een punt op NAP +0,5 m op de Bollen van het Nieuwe Zand droog valt.

7.6.3 Modelresultaten saliniteit

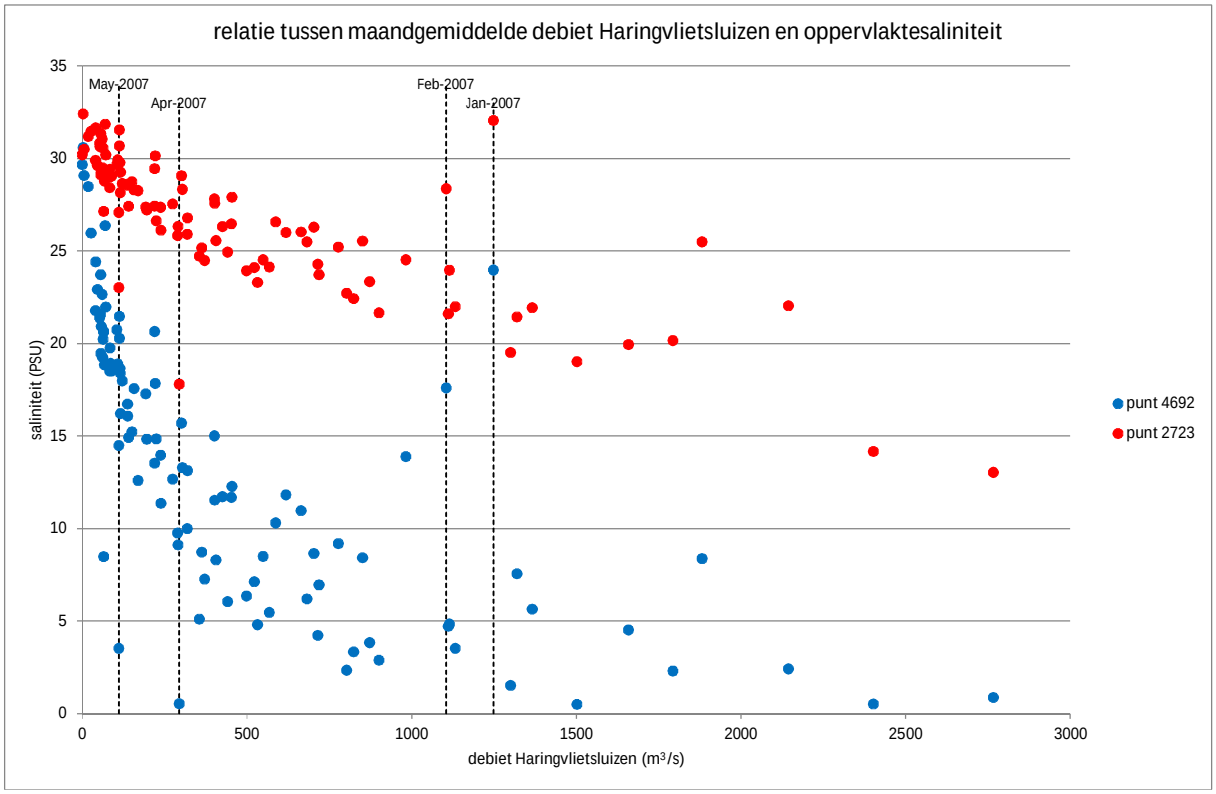
De saliniteit in de Voordelta wordt voornamelijk bepaald door de zoetwatertoevoer uit de Maasmond, het Haringvliet en de Schelde. De afvoer door de Haringvlietsluizen is hierbij dominant. Voor het punt vlakbij de Haringvlietsluizen (4692) zijn in Figuur 7.34 en 7.35 respectievelijk de maandgemiddelde bodem- en oppervlaktesaliniteit weergegeven. De extreem lage afvoer in september, oktober en november 2009 is duidelijk terug te zien in de hoge saliniteitswaarden voor dit punt, zowel aan oppervlak als bodem en zonder enige stratificatie. Ook de lage afvoer in voorjaar 2011 is terug te zien.



Figuur 7.29 Maandgemiddelde saliniteit bij de bodem in de locatie voor het Haringvliet.



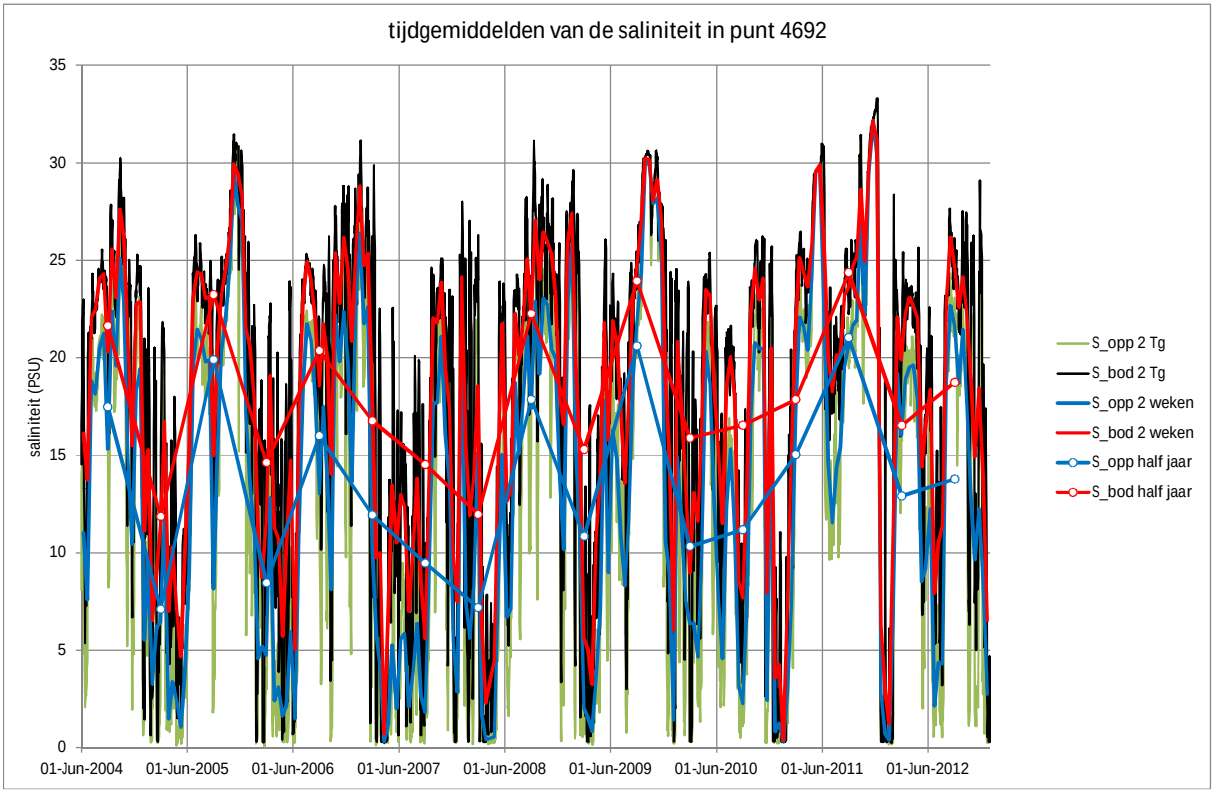
Figuur 7.30 Maandgemiddelde saliniteit bij de oppervlakte in de locatie voor het Haringvliet.



Figuur 7.31 Verband tussen maandgemiddelde afvoer Haringvliet en maandgemiddelde oppervlaktesaliniteit in het punt nabij het Haringvliet (4692) en bij de Slufter (2723). Voor locaties zie Figuur 7.18.

De maandgemiddelden laten globaal inderdaad een omgekeerde afhankelijkheid zien met de afvoer uit het Haringvliet; maanden met een relatief hoge afvoer laten een relatief lage saliniteit zien en omgekeerd. In Figuur 7.36 is voor de twee locaties bij het Haringvliet de maandgemiddelde oppervlaktesaliniteit uitgezet tegen de maandgemiddelde afvoer van het Haringvliet. Uitzonderingen zijn januari en februari 2007 (aangegeven met de verticale stippellijnen), waarbij een hoge maandgemiddelde afvoer (1.249 en1.107 m^3/s respectievelijk) toch resulteert in een hoge saliniteit. Dit zou kunnen samenhangen met de lange periode met lage afvoeren die hieraan vooraf is gegaan, waardoor nog relatief veel zout water voor de sluizen aanwezig is. Ook laten deze twee maanden een relatief hoge gemiddelde windsnelheid zien, waardoor de menging in de verticaal ook groter is. Het zoete water wordt daardoor beter gemengd met het ondergelegen zoute water, waardoor de oppervlaktesaliniteit toeneemt.

In maart 2007 is de afvoer uit het Haringvliet erg hoog (1.885 m^3/s), waarna april en mei weer lage afvoeren te zien geven. Tijdens deze twee maanden is de saliniteit relatief laag. Hiervoor lijkt niet een directe relatie te leggen naar andere afvoeren of de windsnelheid. Het lijkt ook niet waarschijnlijk dat dit nog gerelateerd is aan de hoge afvoer van maart.



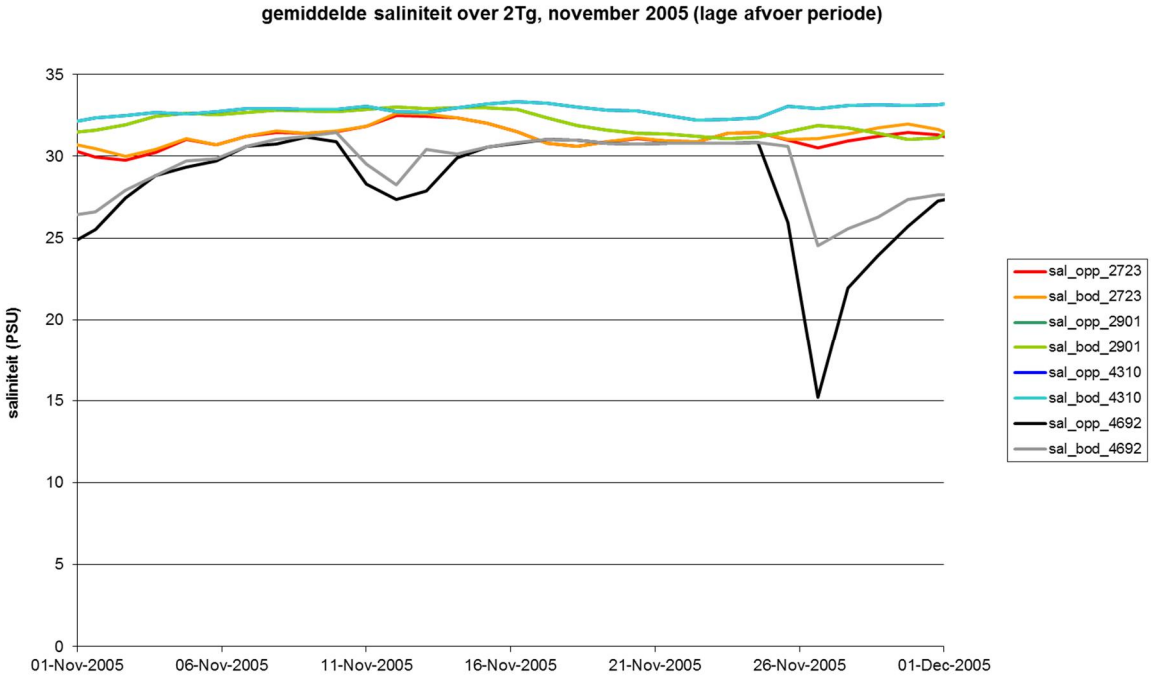
Figuur 7.32 Tijdseries van tijdgemiddelden van de oppervlakte- en bodemsaliniteit in het station voor het Haringvliet.

De hiervoor gepresenteerde modelresultaten van de saliniteit betroffen maandgemiddelde waarden. Figuur 7.37 laat de tijdsafhankelijkheid zien voor het 2,5 km van de Haringvlietsluizen gelegen uitvoerpunt voor verschillende middelingsintervallen. Heel duidelijk is te zien dat de over 2 getijperioden en over 2 weken gemiddelde waarden een grote variatie in de tijd vertonen. Voor de middeling over een half jaar is van deze dynamiek niets meer terug te zien, terwijl een sterke variatie wel van invloed kan zijn op de biotiek. De maandgemiddelde saliniteit is dan een zeer beperkte maat voor de werkelijke condities in een bepaalde periode.

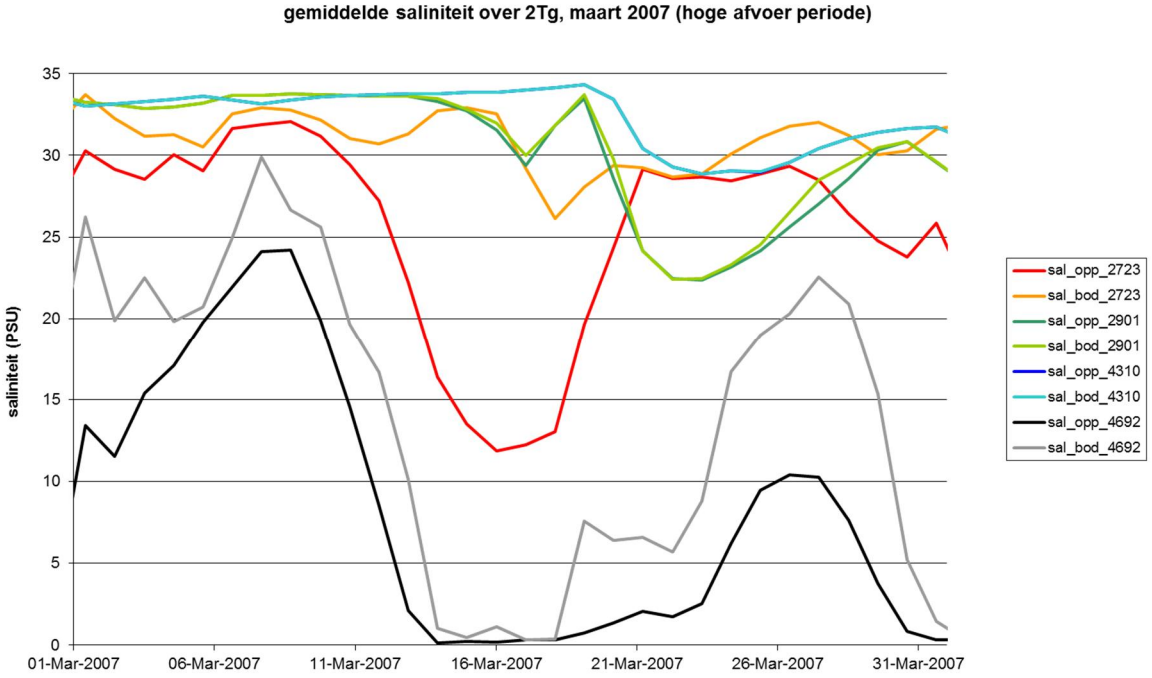
Wel laat Figuur 7.37 ook heel duidelijk in de halfjaarlijkse gemiddelde waarden zien dat tijdens de periode juni 2007 – mei 2008 de saliniteitwaarden laag zijn.
Omgekeerd laat het einde van 2009 en voorjaar 2011 heel hoge saliniteitswaarden aan oppervlakte en bodem zien. Als gevolg van de lage Haringvliet-afvoer is het gebied zouter. Ook de verticale gradiënt is kleiner, wat zich vertaalt in het op elkaar liggen van oppervlakte- en bodemsaliniteit.

Figuur 7.38 en 7.39 laten voor de in paragraaf 7.2.4 geselecteerde perioden met respectievelijk een hoge en lage Haringvliet-afvoer de tijdseries zien van de over 2 getijperioden gemiddelde oppervlakte- en bodemsaliniteit. Dit is gedaan voor alle vier uitvoerlocaties. Bij de lage afvoer (12 tot 24 november 2005) ligt in de vier locaties de saliniteit tussen 30 en 35 PSU. Tijdens de periode met hoge afvoer (6 tot 10 maart 2007) daalt daarna de saliniteit in het dichtst bij de Haringvlietmond gelegen punt tot vrijwel 0 PSU. In het punt verder van de monding vandaan (2723) daalt de saliniteit bij het oppervlak ook, maar in mindere mate (12 PSU). In punt 2901 nabij het Brouwershavens Gat begint de afname pas rond 20 maart waarbij de saliniteit aan het oppervlak daalt tot een waarde van

ongeveer 22,5 PSU. Ook bij Schouwen-Duiveland is na enige tijd nog een minimale afname zichtbaar. Voor de laatste twee punten is er nauwelijks nog verschil tussen oppervlak en bodem. Vandaar dat de lijnen voor punt 2901 en 4310 vrijwel op elkaar liggen.

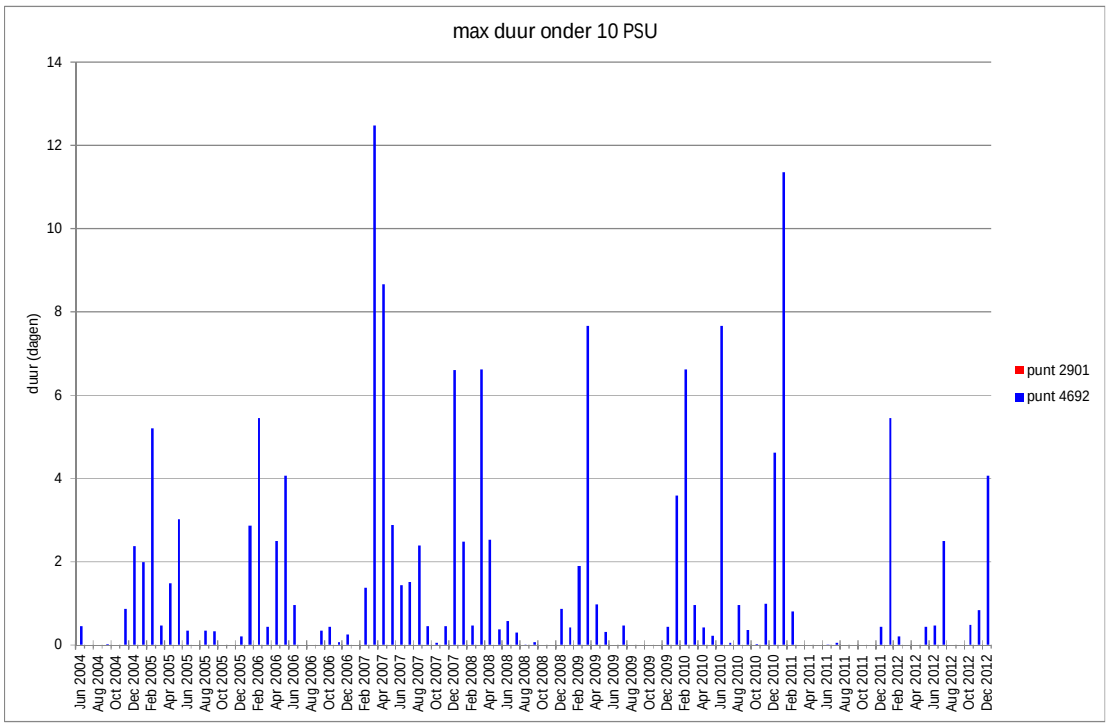


Figuur 7.33 Gemiddelde saliniteit over 2 getijperioden voor alle 4 uitvoerlocaties, periode met lage afvoer (november 2005).

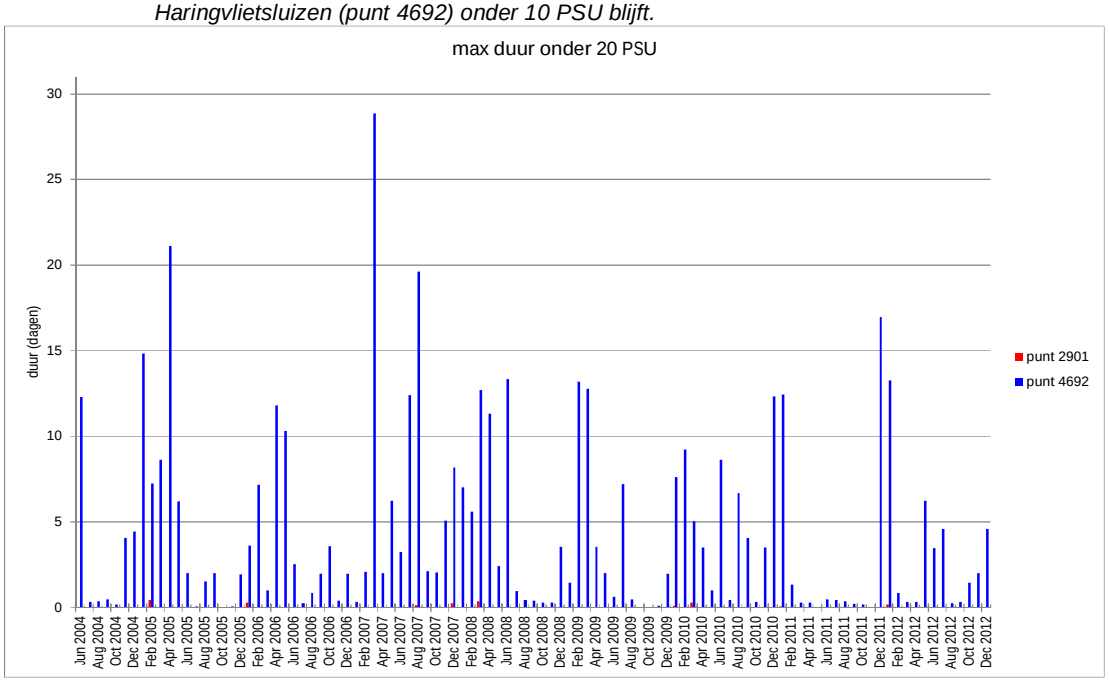


Figuur 7.34 Gemiddelde saliniteit over 2 getijperioden voor alle 4 uitvoerlocaties, periode met hoge afvoer (maart 2007).

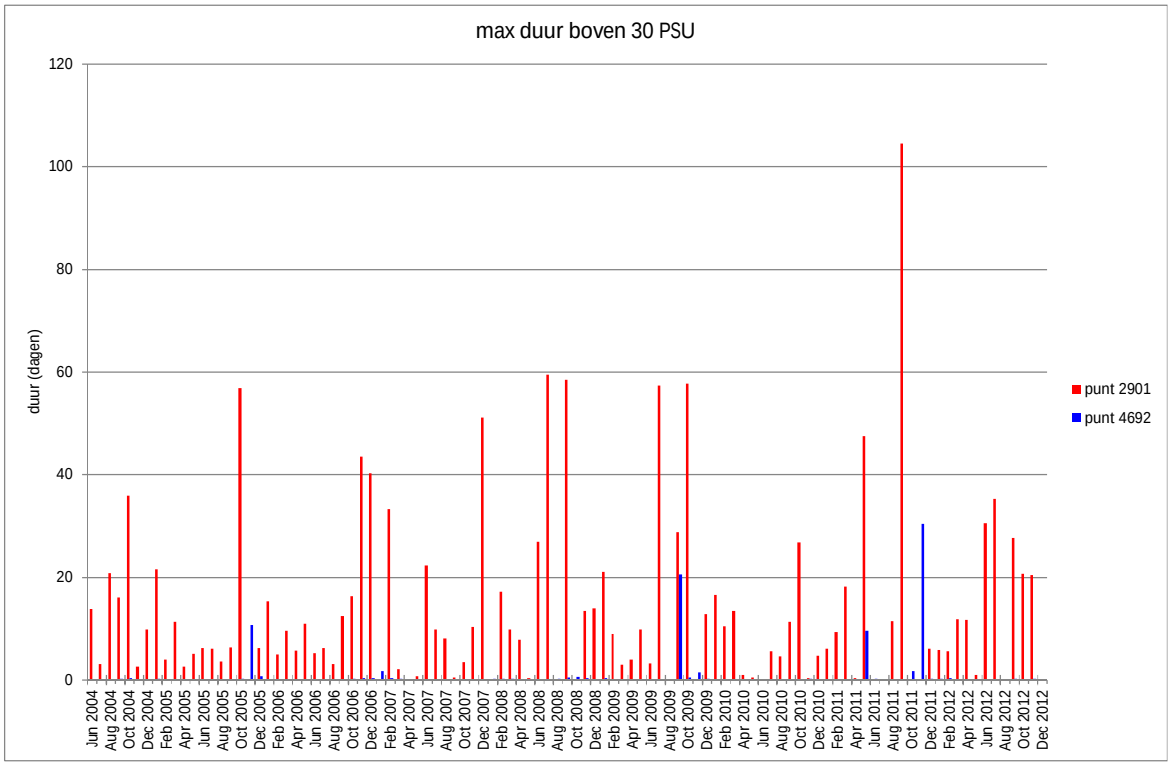
Figuren 7.40 tot en met 7.42 geven voor locaties 2901 en 4692 de maximale duur weer dat de saliniteit bij de bodem onder 10 PSU, onder 20 PSU en boven 30 PSU is gebleven. Net als voor de waterstandsanalyses kan de aaneengesloten periode over een maandgrens heen lopen en is de periode gekoppeld aan de maand waarin het begin van de periode valt.



Figuur 7.35 Maximale aaneengesloten duur dat de bodemsaliniteit bij de Brouwersdam (punt 2901) en nabij de Haringvlietsluizen (punt 4692) onder 10 PSU blijft.



Figuur 7.36 Maximale aaneengesloten duur dat de bodemsaliniteit bij de Brouwersdam (punt 2901) en nabij de Haringvlietsluizen (punt 4692) onder 20 PSU blijft.

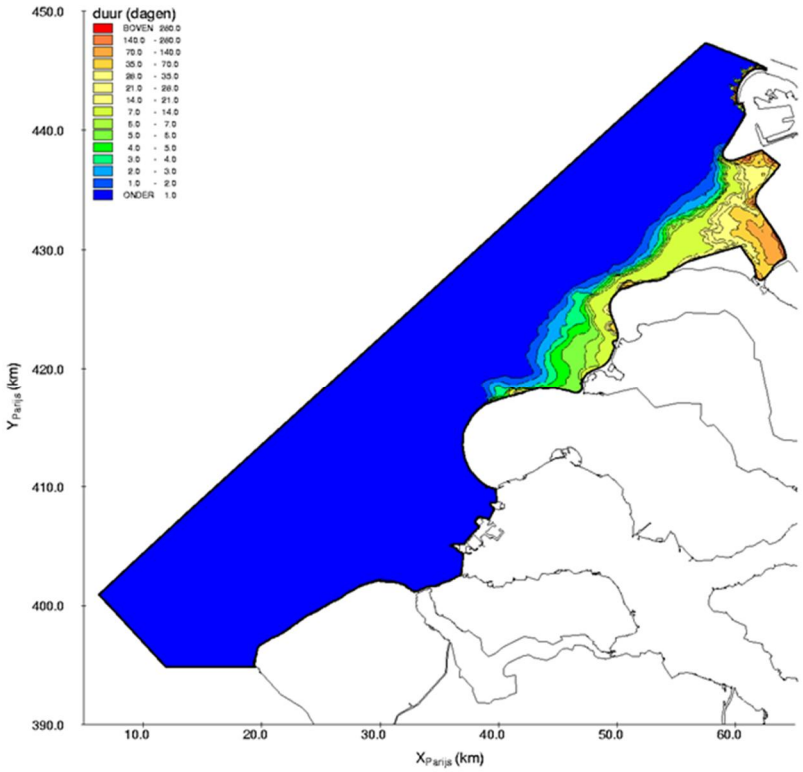


Figuur 7.37 Maximale aaneengesloten duur dat de bodemsaliniteit bij de Brouwersdam (punt 2901) en nabij de Haringvlietsluizen (punt 4692) boven 30 PSU blijft.

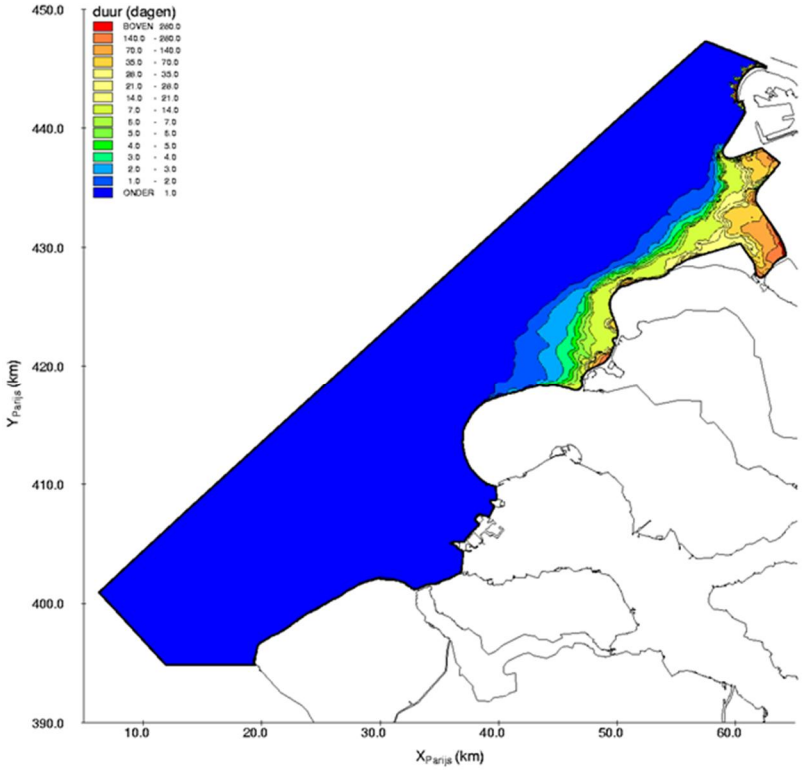
Punt 2901 ligt vrij ver van de Haringvlietsluizen vandaan. Het komt niet vaak voor dat de bodemsaliniteit daar onder 20 PSU komt. De langste periode, dat dat gebeurde is in februari 2005 voor ruim 10 uur. Onder 10 PSU komt de waarde nooit. Rond juli 2008 is de saliniteit bijna 2 maanden boven 30 PSU gebleven.

De langste periode dat de saliniteit in punt 4692 onder 10 PSU is gebleven is geweest in maart 2007, ongeveer 12½ dag. Ook in maart 2007 bleef de saliniteit bijna een volle maand onder 20 PSU. In september 2009 is de langste periode geweest dat in deze locatie de saliniteit boven 30 PSU is gebleven, ruim 20 dagen. De correlatie tussen maandgemiddelde afvoer door de Haringvlietsluizen en de maximale duren dat de saliniteit onder 10 of 20 PSU is gebleven is niet heel duidelijk. Hierbij speelt de heersende windconditie ook een rol in de verspreiding en menging in de verticaal van het zoetere water.

Figuur 7.43 en 7.44 laten de ruimtelijke verdeling zien van de maximale duur per jaar dat de bodemsaliniteit onder 25 PSU blijft voor respectievelijk de periode 2006 – 2007 (lage afvoer Haringvliet) en 2007 – 2008 (hoge afvoer Haringvliet). In de Haringvlietmond komen de resultaten goed overeen met de verwachtingen. In een jaar met gemiddeld hogere afvoer is de maximale duur dat de saliniteit onder de grens blijft langer. Ter hoogte van de Brouwersdam is het gedrag niet eenduidig. Aangezien deze maximale duur in de orde van dagen ligt, zal dit in grote mate bepaald worden door de dagelijkse afvoeren en minder door maandgemiddelden. Naast afvoeren zal deze duur mede bepaald worden door variaties in springtij en doodtij en windcondities.

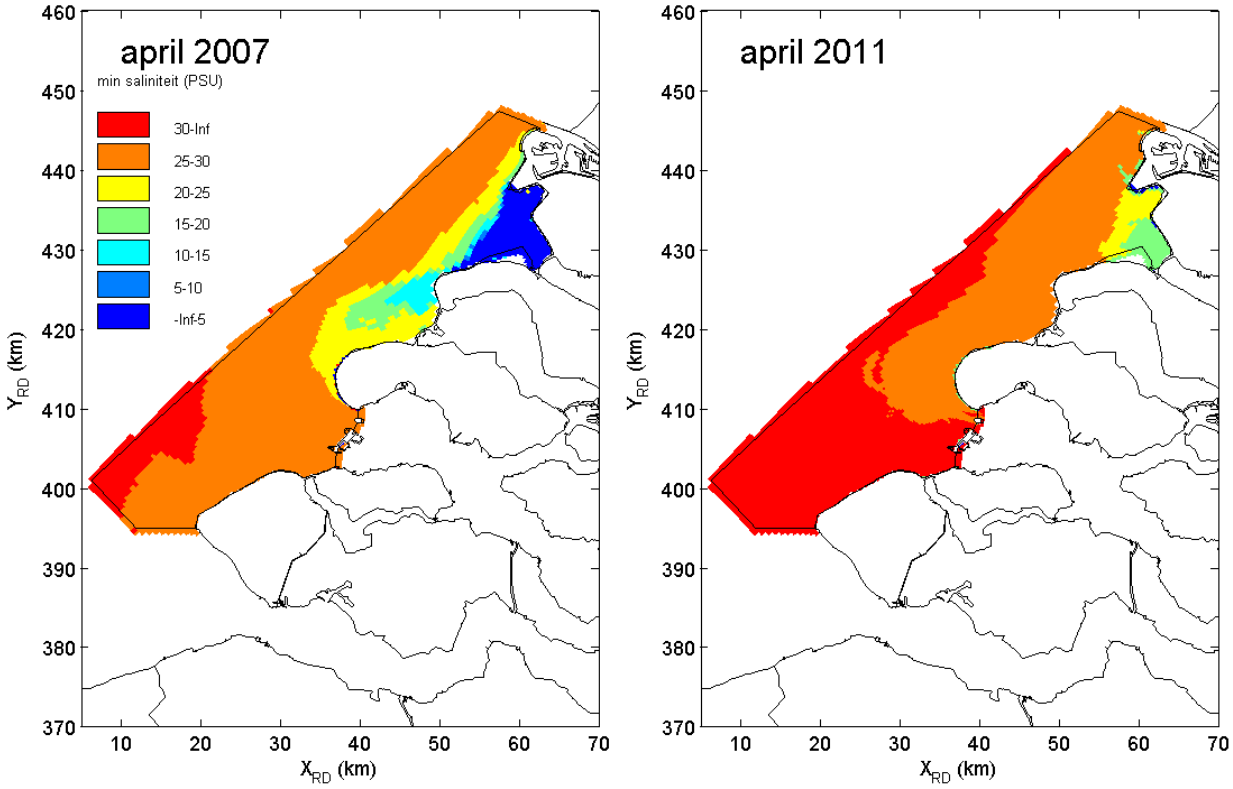


Figuur 7.38 Maximale duur in dagen dat de bodemsaliniteit onder 25 PSU blijft, periode 2006 – 2007 (lage afvoer).



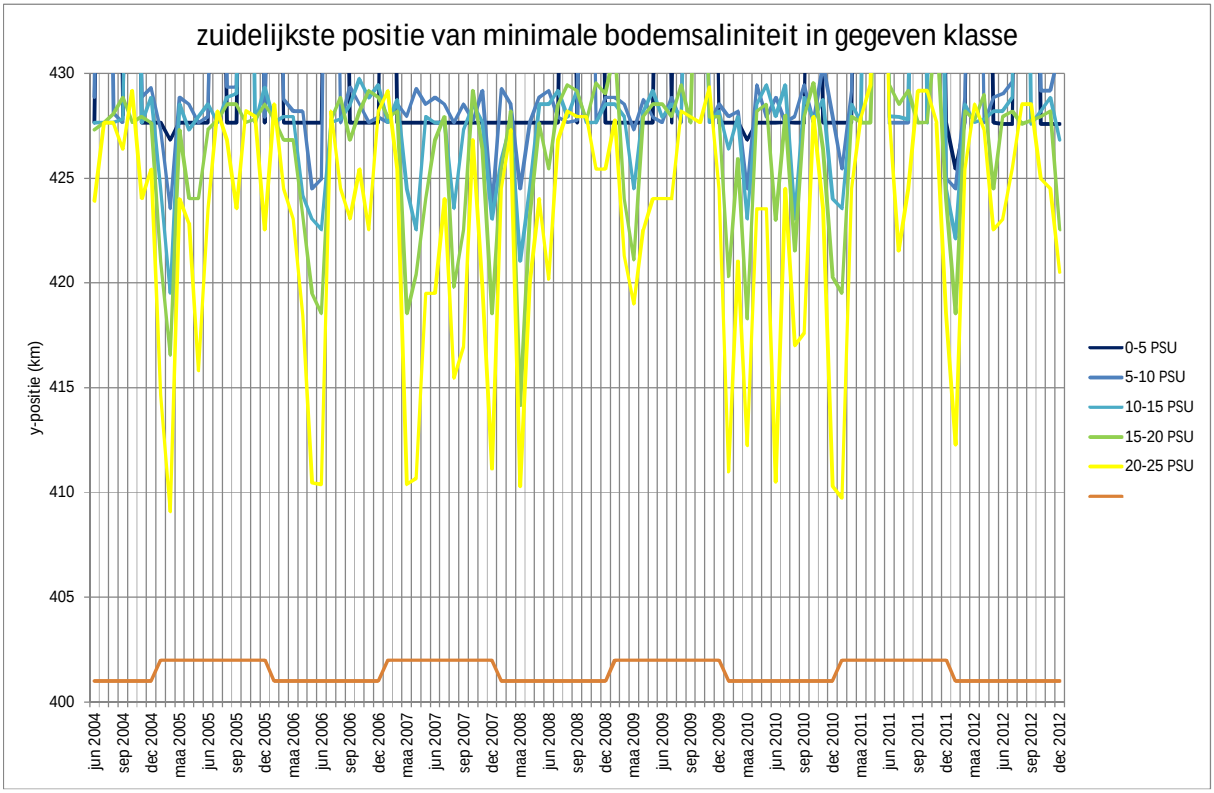
Figuur 7.39 Maximale duur in dagen dat de bodemsaliniteit onder 25 PSU blijft, periode 2007-2008 (hoge afvoer)

Figuur 7.45 laat twee extreme gevallen zien waarbij het zoetere Haringvlietwater verder of minder ver zuidelijk komt. De figuren laten de minimale bodemsaliniteit zien per maand.



Figuur 7.40 Minimale bodemsaliniteit per maand, voorbeeld april 2007 (links) en april 2011 (rechts).

Voor de contouren van 5, 10, 15, 20 en 25 PSU is de meest zuidelijke coördinaat uit de modelresultaten gehaald. Als functie van de tijd zijn die in Figuur 7.46 weergegeven. De oranje lijn is getekend om de overgangen tussen verschillende jaren makkelijker te onderscheiden.

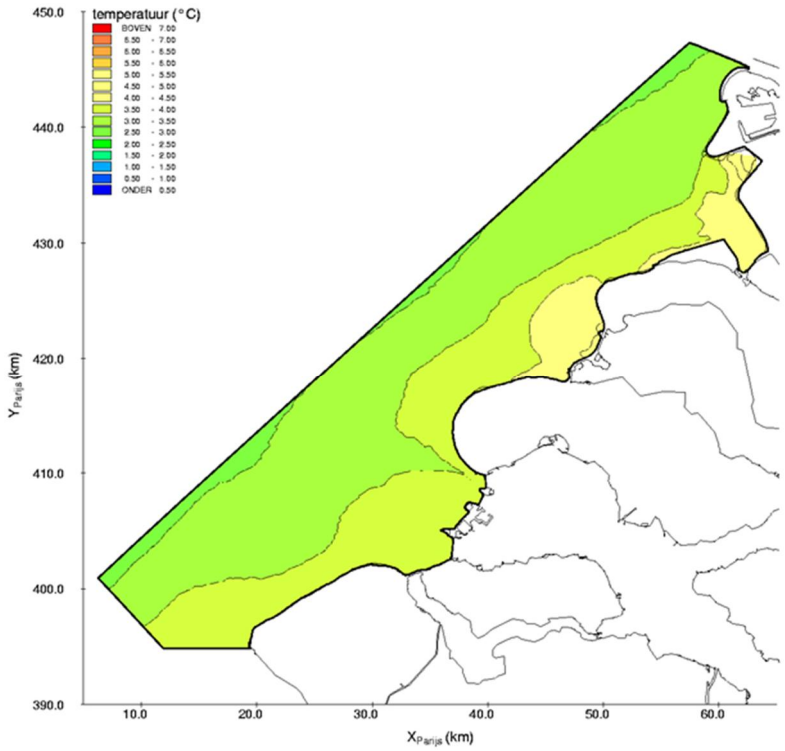


Figuur 7.41 Zuidelijkste coördinaat voor verschillende saliniteitswaarden van de bodemsaliniteit.

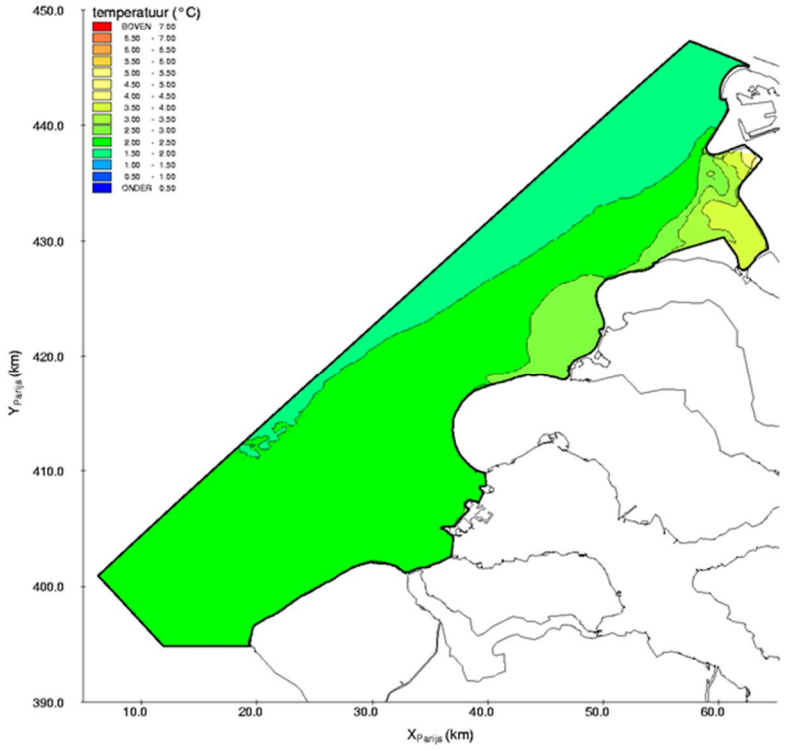
Maanden waarin de Haringvliet afvoer hoog is, zijn te herkennen aan een zuidelijkere positie van de contouren.

7.6.4 Modelresultaten watertemperatuur

De watertemperatuur in de Voordelta wordt bepaald door de forcering vanuit de atmosfeer (luchttemperatuur, zonne-instraling, luchtvochtigheid) en vanuit het omringende water (op zee, van het instromende water vanuit Haringvliet, Maasmond, enzovoorts). Figuur 7.47 en Figuur 7.48 laten als voorbeeld de ruimtelijke verdeling zien van de standaarddeviatie van de temperatuur nabij de bodem voor het eerste en tweede half jaar in de periode 2004 – 2005.



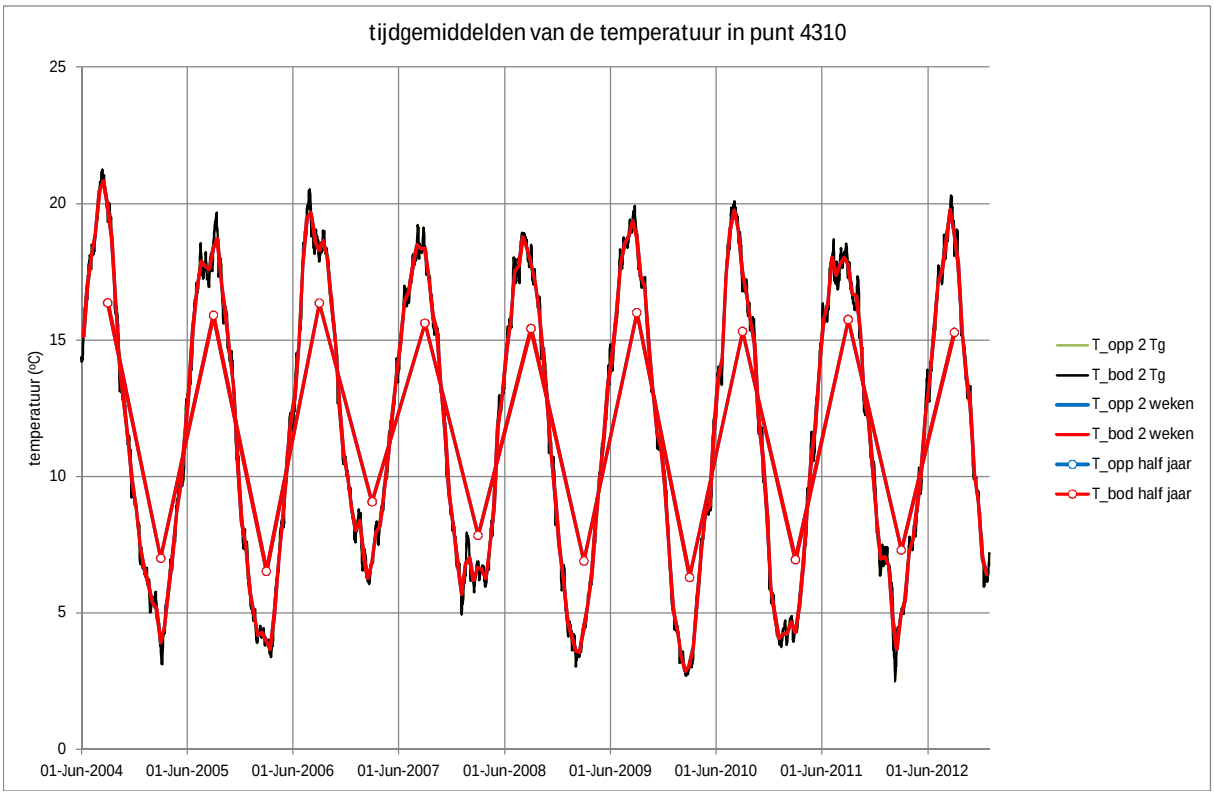
Figuur 7.42 Standaarddeviatie watertemperatuur in de bodemlaag, periode juni 2004 – november 2004.



Figuur 7.43 Standaarddeviatie watertemperatuur in de bodemlaag, periode december 2004 – mei 2005.

Drie opvallende verschillen zijn:
- in de wintermaanden is de standaarddeviatie kleiner dan in de zomermaanden;
- nabij de kust is de standaarddeviatie groter dan verder op zee;
- er is nauwelijks verschil tussen oppervlakte en bodem (hier niet gepresenteerd).

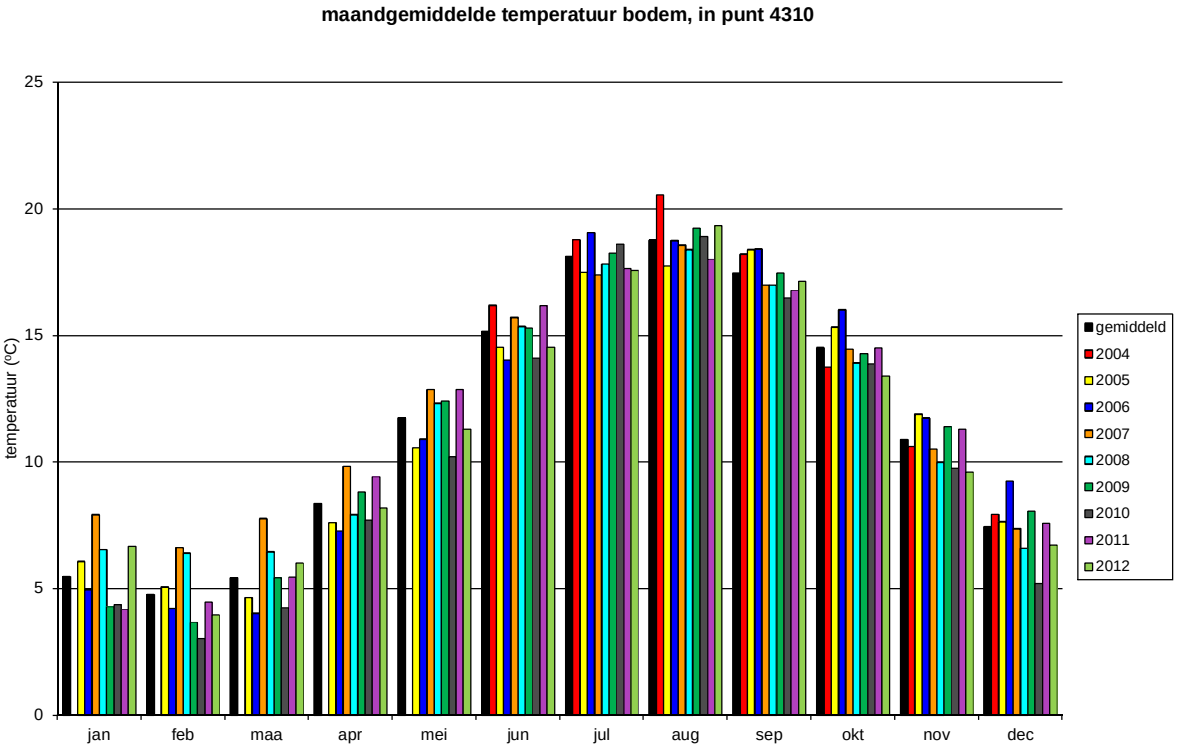
Voor de locatie voor de kust van Schouwen-Duiveland is de variatie in de tijd weergegeven in Figuur 7.49 (tijdseries van tijdgemiddelden over 2 getijperioden, doodtij-springtij cyclus en half jaar). Dit is gedaan voor zowel de oppervlakte- als de bodemlaag, maar deze figuur laat zien dat er nauwelijks verschil zit tussen de temperatuur bij de bodem en aan het oppervlak. In vergelijking met de saliniteit laat de temperatuur veel minder variatie zien tussen de waarden gemiddeld over 2 getijperioden en 2 weken. De maandgemiddelde waarde is voor de temperatuur dus wel een goede maat voor de condities.



Figuur 7.44 Tijdseries van tijdgemiddelden van de oppervlakte- en bodemtemperatuur bij de Kop van Schouwen, de lijnen voor bodem en oppervlak liggen vrijwel op elkaar.

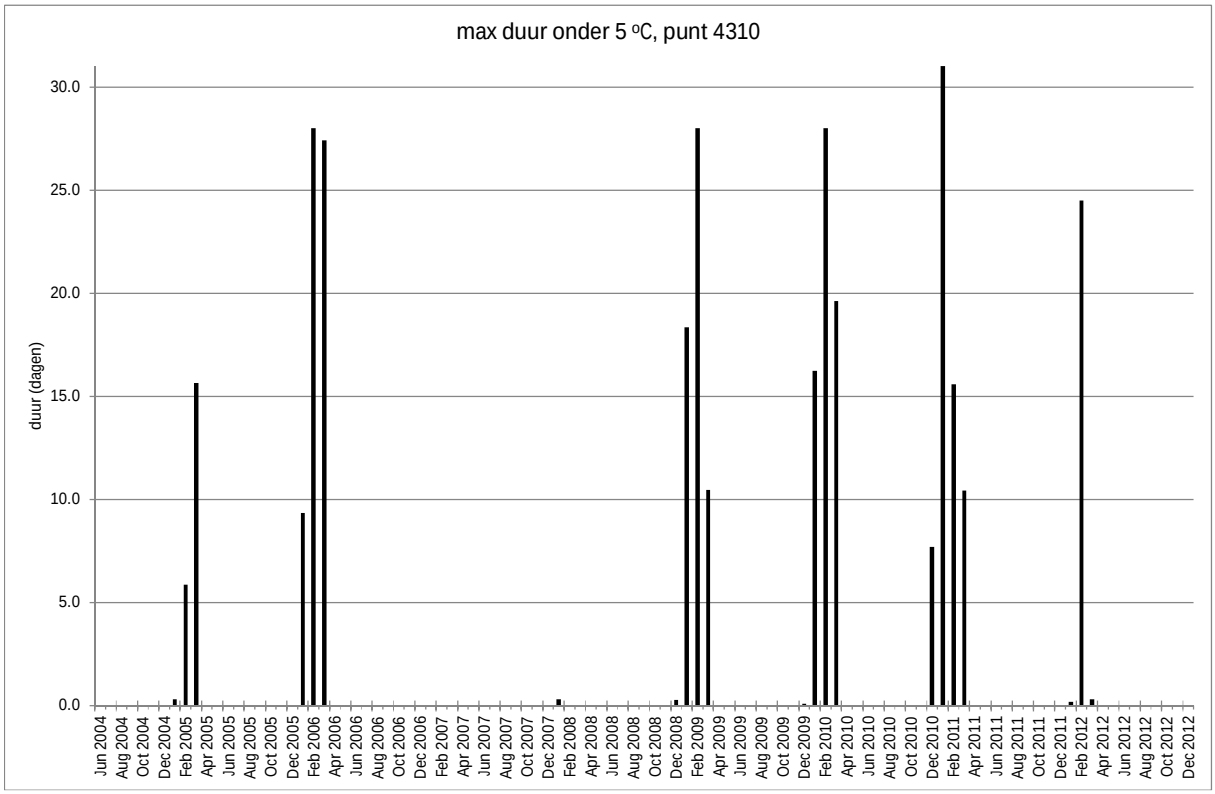
Opvallend aan de perioden 2006 – 2007 en 2007 – 2008 is dat de wintertemperatuur duidelijk hoger ligt dan de overige jaren, terwijl de zomertemperatuur juist in 2004 – 2005 en 2006 – 2007 hoger ligt dan in de andere jaren.

Figuur 7.50 laat een staafdiagram zien van maandgemiddelde temperatuur nabij de bodem en het gemiddelde over de 6 jaren.

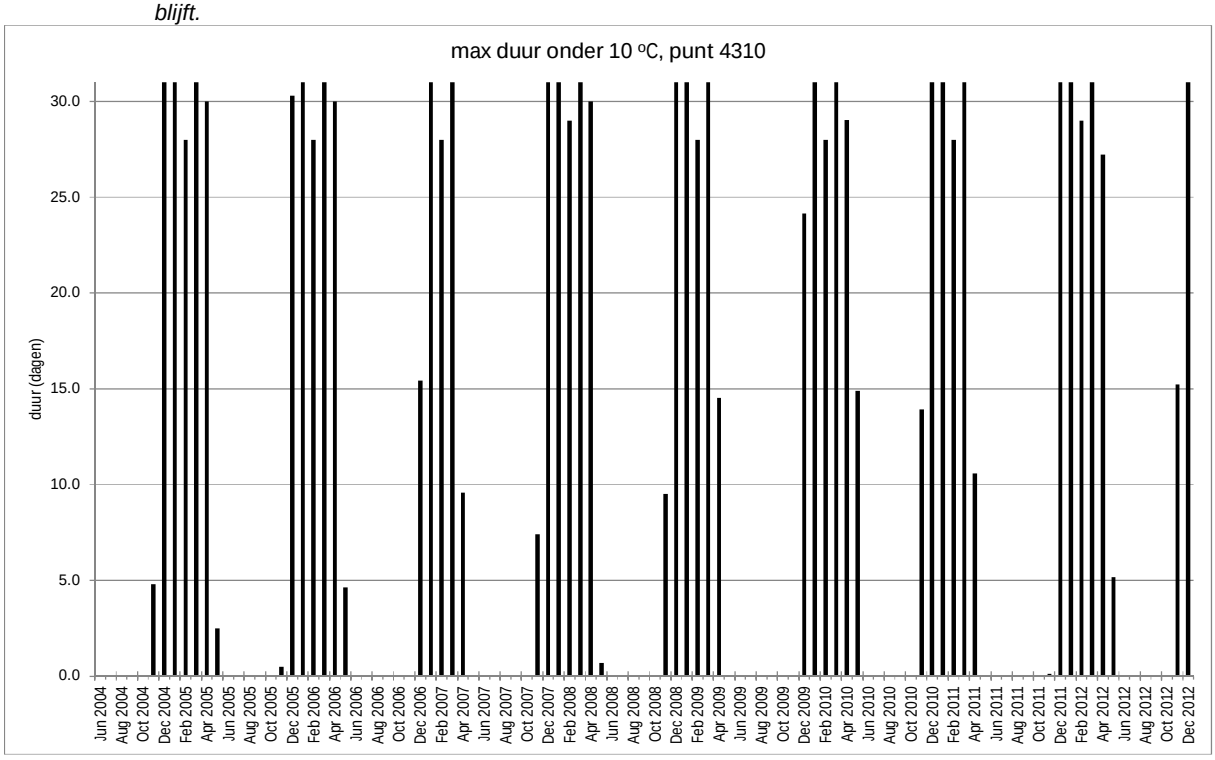


Figuur 7.45 Maandgemiddelde watertemperatuur bij de bodem nabij de Kop van Schouwen.

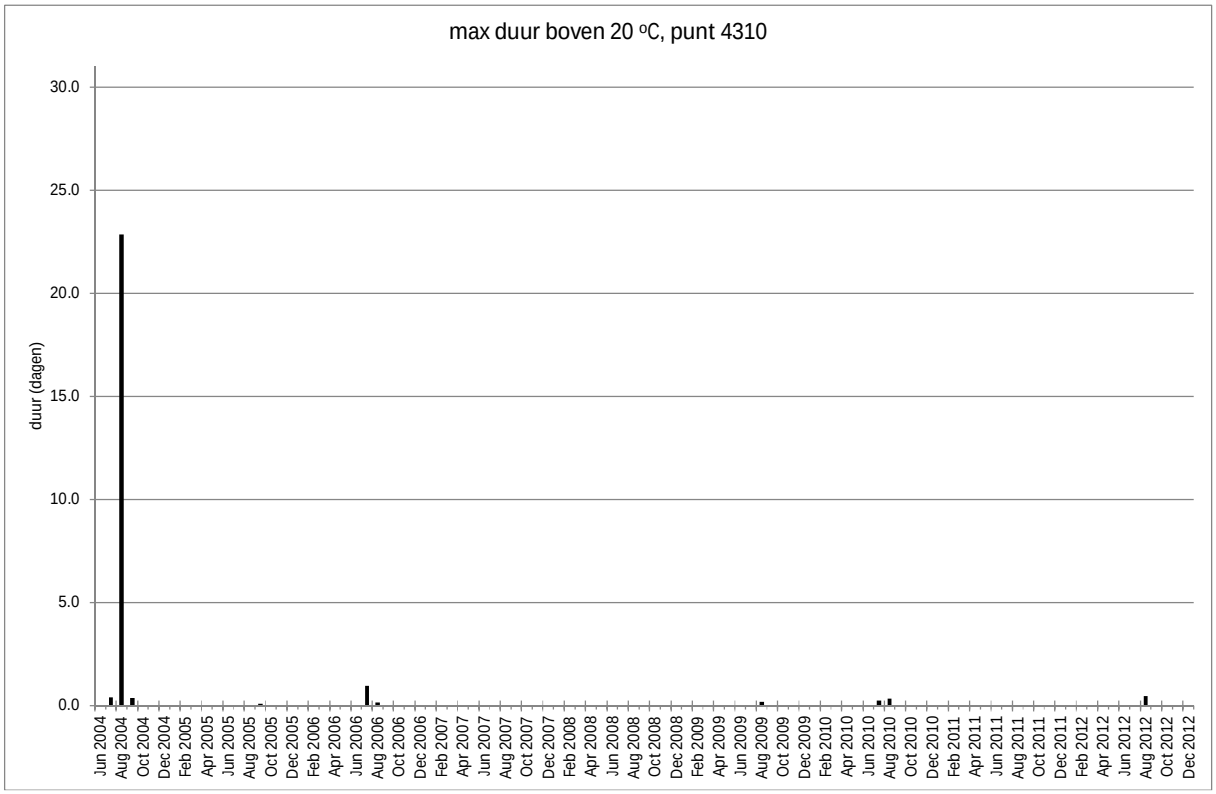
Daarnaast is ook nog gekeken naar de langst aaneengesloten duur dat de temperatuur in de locatie bij de Kop van Schouwen bij de bodem onder 5° C, 10° C en boven 20° C is gebleven. In tegenstelling tot de analyse voor waterstand en saliniteit is deze per maand uitgevoerd, zodat de aaneensluitende periode niet over een maandgrens heen loopt. De reden hiervoor is dat de temperatuur in de winter vaak meerdere maanden onder en in de zomer meerdere maanden boven deze grenzen blijft, zoals blijkt uit Figuren 7.51 tot en met 7.53. De figuren bevestigen de twee in Figuur 7.50 geconstateerde warmere winters (in 2006 – 2007 en 2007 – 2008) en de warmere zomer (in 2004).



Figuur 7.46 Maximale aaneengesloten duur dat de bodemtemperatuur bij de Kop van Schouwen onder de 5° C blijft.



Figuur 7.47 Maximale aaneengesloten duur dat de bodemtemperatuur bij de Kop van Schouwen onder de 10° C blijft.



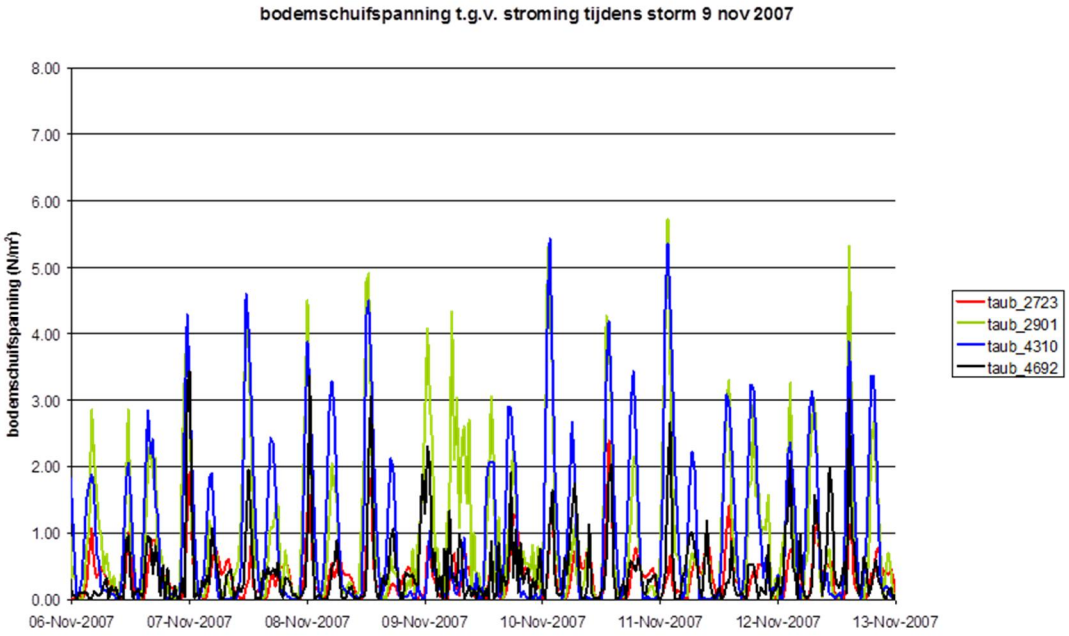
Figuur 7.48 Maximale aaneengesloten duur dat de bodemtemperatuur bij de Kop van Schouwen boven de 20° C blijft.

7.6.5 Modelresultaten bodemschuifspanning

Bodemschuifspanningen zijn het gevolg van golven en stroming. Voor de bodemschuifspanningen ten gevolge van stroming is gebruik gemaakt van de bodemsnelheden zoals die door de waterbewegingsmodellen worden uitgerekend. Voor de bodemschuifspanningen ten gevolge van golven zijn simulaties met het golfmodel SWAN uitgevoerd, om de metingen van station Europlatform te vertalen naar de Voordelta.

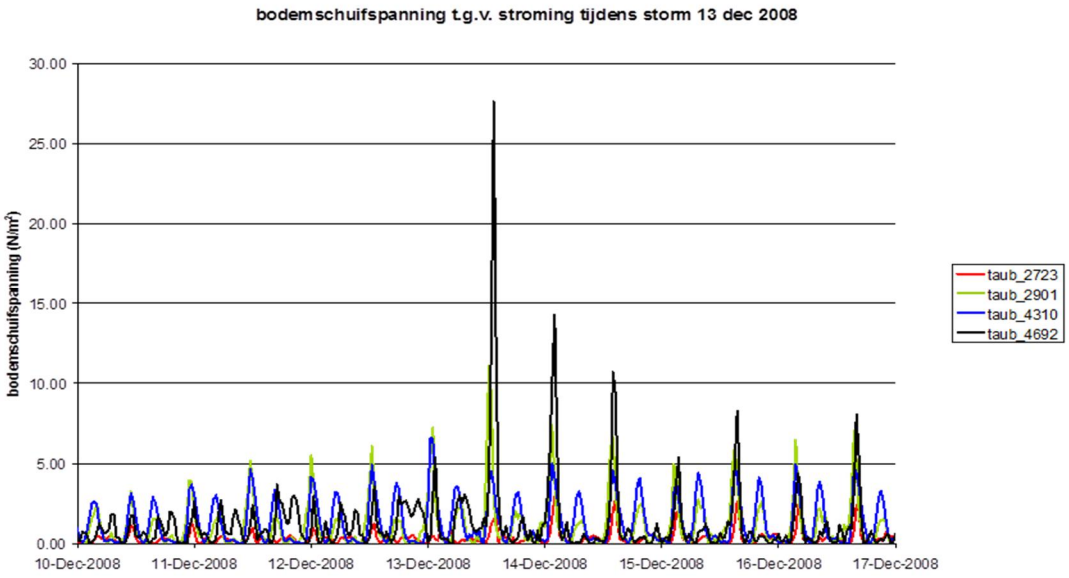
<u>Bodemschuifspanning onder stromingen</u>

De bodemschuifspanning is afgeleid uit de stroomsnelheden in de onderste laag.



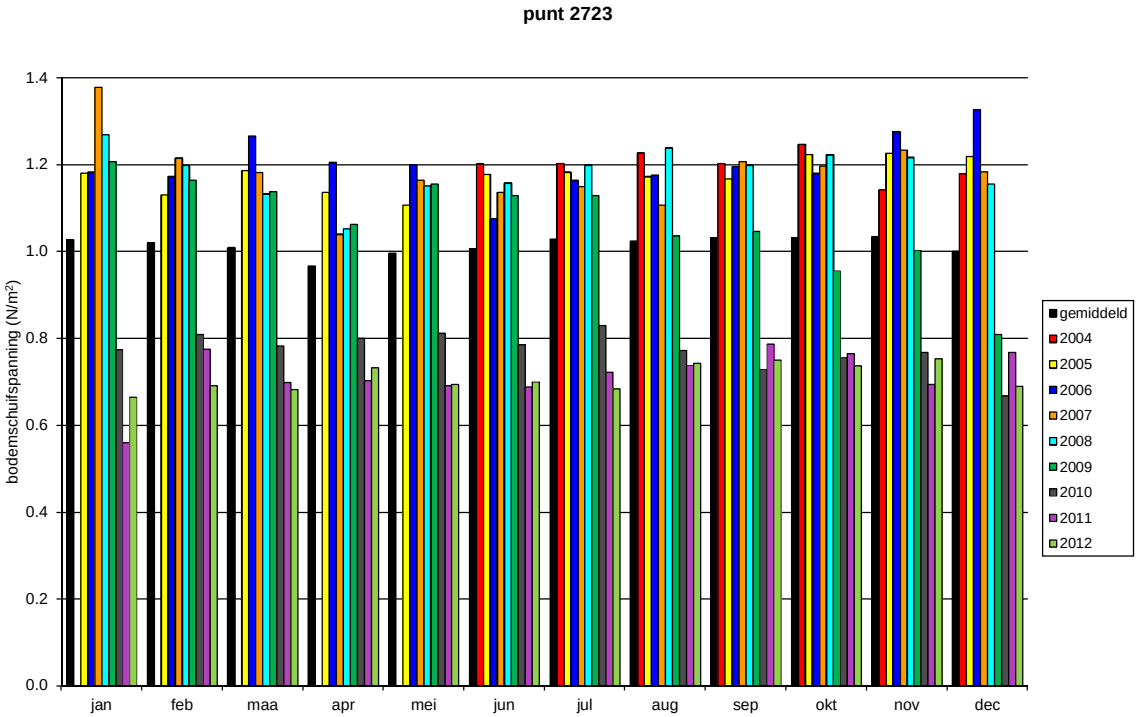
Figuur 7.49 Bodemschuifspanning ten gevolge van stroming, periode rond de storm van 9 november 2007 in de 4 punten uit Figuur 7.18.

Figuur 7.54 geeft een voorbeeld van een tijdserie van de bodemschuifspanning ten gevolge van stroming tijdens de storm van 9 november 2007. De piek van de storm ligt rond 8 uur. Opvallend is dat de bodemschuifspanningen tijdens het hoogtepunt van de storm afnemen. Dit hangt samen met de stormopzet tijdens de storm. De storm van 13 december 2008 waarbij er een significante waterstandsverlaging optrad, laat daarom ook een tegengesteld beeld zien, zie Figuur 7.55. De bodemschuifspanningen in het punt het dichtst bij de Haringvlietsluizen loopt op tot 27,5 N/m^2.

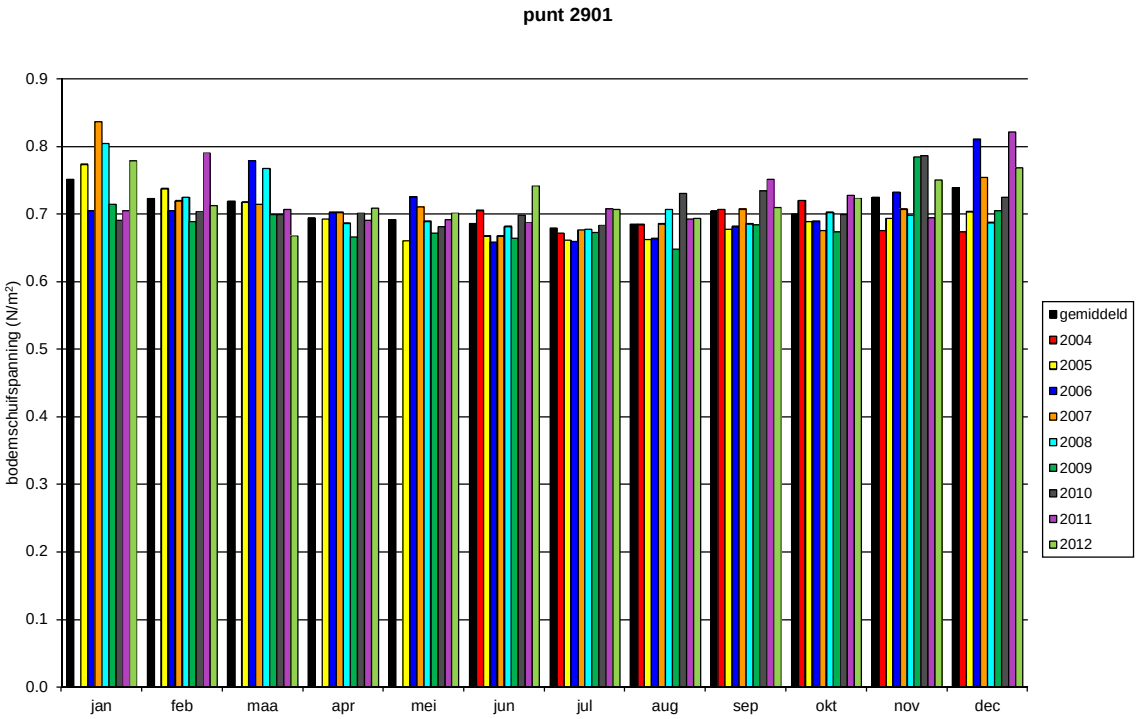


Figuur 7.50 Bodemschuifspanning ten gevolge van stroming, periode rond stormperiode van 13 december 2008. Let op: de verticale schaal verschilt van die in Figuur 7.54.

De maandgemiddelde bodemschuifspanningen ten gevolge van stroming zijn voor 2 locaties weergegeven in Figuur 7.56 en 7.57.



Figuur 7.51 Maandgemiddelde bodemschuifspanning ten gevolge van stroming, locatie bij de Slufter.



Figuur 7.52 Maandgemiddelde bodemschuifspanning ten gevolge van stroming, locatie bij de Brouwersdam.

De variaties in maandgemiddelde bodemschuifspanningen zijn minimaal over het jaar. De winters 2006– 2007 en 2007 – 2008 laten relatief hoge bodemschuifspanningen zien in de maanden december en januari. In punt 2723 is in 2009-2010 en 2010-2011 de aanleg van Maasvlakte 2 zichtbaar in de afname van de bodemschuifspanningen. Dit punt ligt immers net ten zuiden van de uitbouw van de kustlijn.

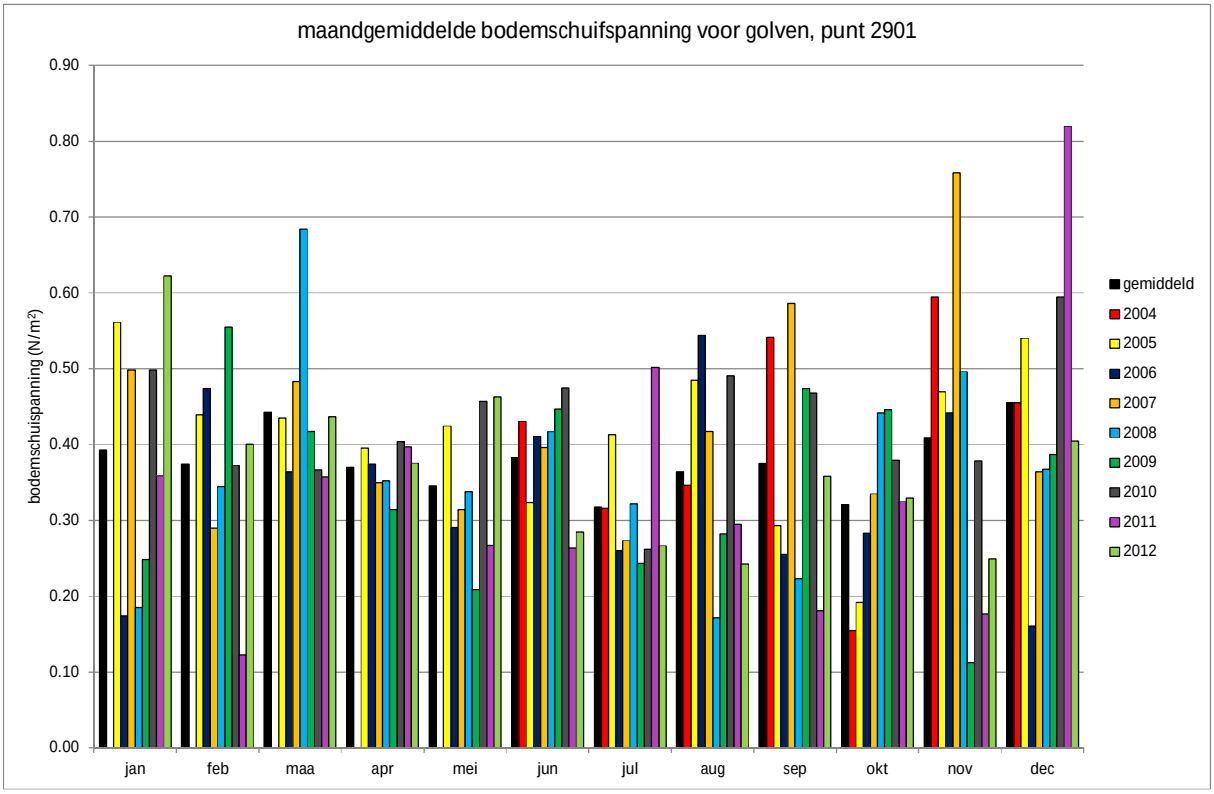
Bodemschuifspanning onder golven

Met behulp van het golfvoortplantingsmodel SWAN van de TU Delft is een groot aantal simulaties uitgevoerd om golfmetingen in Europlatform te vertalen naar andere locaties in de Voordelta. Om een goede transformatiematrix te bepalen, zijn SWAN-simulaties gedraaid voor:

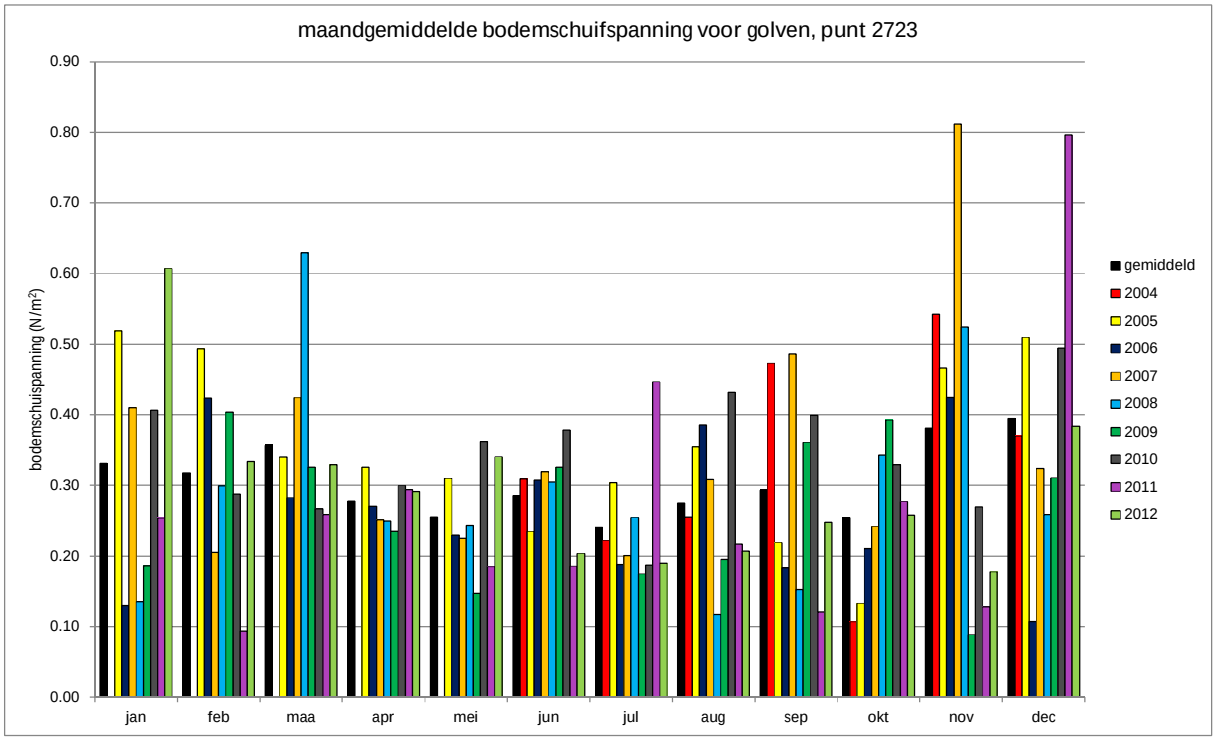
- 4 golfhoogtes (1.5, 2.5, 3.5, 5.5 m)
- 6 golfrichtingen (255, 285, 315, 345, 15, 45 °N)
- 2 golfsteilheden (0.02, 0.04, als maat voor de golfperiode)
- 3 waterstanden (-1.0, 0.0, 2.0 m)

Voor de SWAN-simulaties is hetzelfde WAQUA-rekenrooster en dezelfde bodemschematisatie van 2004 gebruikt zoals die in de simulaties tot en met mei 2010 is toegepast, dus van voor de aanleg van Maasvlakte 2.

De resultaten van de simulaties in een bepaald punt vormen de transformatie-matrix die de golfcondities in Europlatform vertaalt naar de bodemschuifspanningen in die uitvoerlocatie. Om een ruimtelijk beeld te krijgen in de gehele Voordelta, is deze procedure dus gedaan voor elk van de roosterpunten binnen dit gebied. Voor twee van deze punten is de maandgemiddelde bodemschuifspanning in Figuur 7.58 en 7.59 weergegeven.

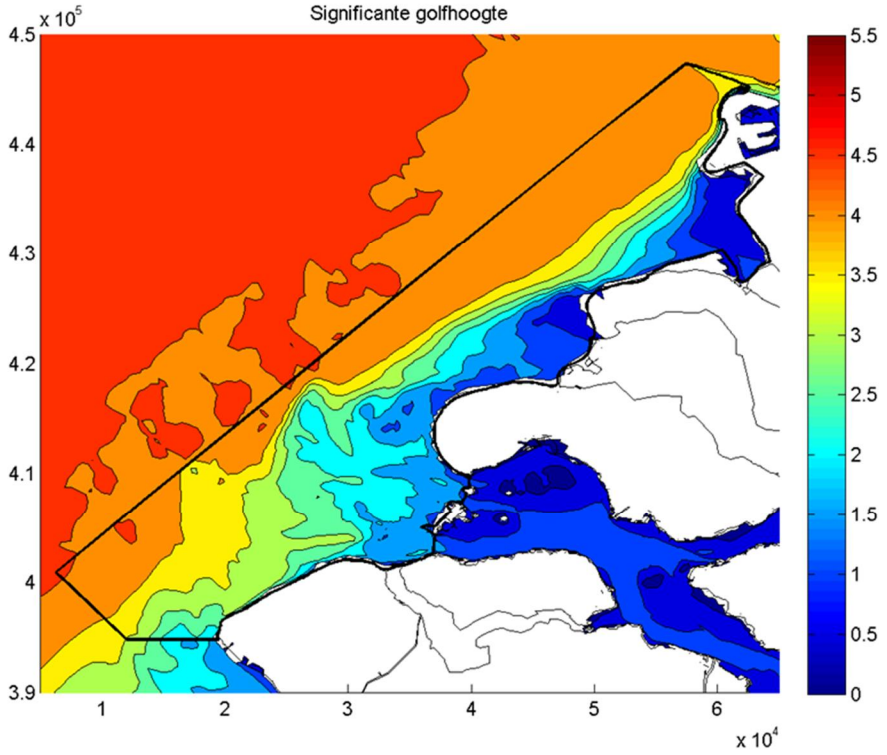


Figuur 7.53 Maandgemiddelde bodemschuifspanning ten gevolge van golven in locatie bij de Brouwersdam.

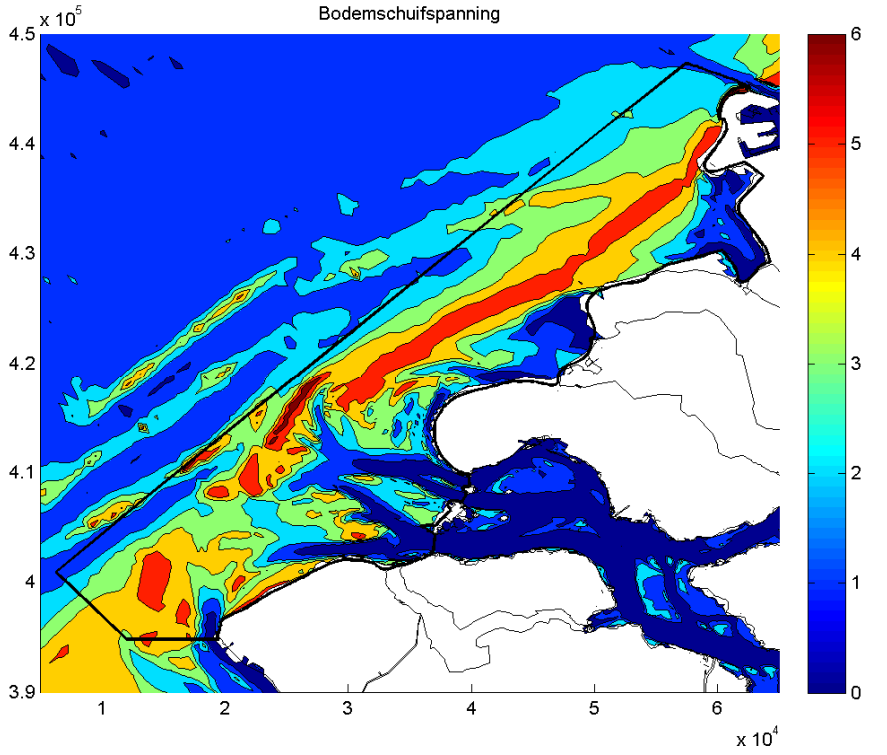


Figuur 7.54 Maandgemiddelde bodemschuifspanning ten gevolge van golven nabij de Slufter.

Voor een extreme golfconditie in de deze periode zijn de ruimtelijke verdelingen voor de golfhoogte en bodemschuifspanning weergegeven in Figuur 7.60 en 7.61. Deze conditie is die van 9 november 2007 om 8 uur.



Figuur 7.55 Golfhoogte in de Voordelta op 9 november 2007 om 8 uur.



Figuur 7.56 Bodemschuifspanning ten gevolge van golven in de Voordelta op 9 november 2007 om 8 uur.

Vergeleken met de maandgemiddelde bodemschuifspanningen ten gevolge van golven die in het algemeen in de Voordelta onder de 1,5 N/m^2 blijven, is deze extreme golfconditie uit het oogpunt van bodemschuifspanningen vrij extreem.

7.7 VERGELIJKING VAN DE CONDITIES TUSSEN DE T0- EN DE T1-METINGEN

Voor deze studie is de centrale vraag hoe de condities in de Voordelta globaal zijn veranderd in de jaren van de T1-metingen (2009 en verder) ten opzichte van de T0-metingen (2004 t/m 2007). Gedeeltelijk zullen deze veranderingen het gevolg zijn van de aanleg van de Maasvlakte en gedeeltelijk zullen ze samenhangen met de natuurlijke variatie in omgevingscondities. Het is echter lastig om op basis van metingen of de uitgevoerde berekeningen onderscheid te kunnen maken tussen deze effecten, omdat in de modelberekeningen (met uitzondering van de golf-berekeningen) de ontwikkeling van de Maasvlakte 2 op een realistische manier is meegenomen. Ook de metingen zijn onderhevig aan de uitbouw van de nieuwe Maasvlakte. Daarnaast spelen ook de grootschalige morfologische ontwikkelingen nog een rol, ook deze beïnvloeden de stroming en daardoor de condities.

Om het effect van de verandering van de kustlijn (uitbouw MV2) te kunnen zien op de abiotische parameters, zijn voor een aantal condities berekeningen uitgevoerd waar de Maasvlakte niet en wel in zijn meegenomen (Cats, 2013). Door de resultaten te vergelijken, kan inzicht worden gekregen hoe groot dit effect is. Er is gekeken naar twee perioden, een rustige conditie met windsnelheden tot 7 m/s, en een stormperiode in maart 2007 met snelheden tot 15 m/s uit het noorden. De perioden zijn zodanig gekozen dat ook de afvoer van het Haringvliet vergelijkbaar is, met een daggemiddelde debiet rond de 700 m^3/s.

Het effect dat de aanleg heeft op de stroomsnelheden bij de Maasmond en in de omgeving van de Haringvlietmonding is niet eenduidig te beschrijven. De waterbeweging in dit gebied is erg complex, met de getijstroom langs de kust, de Maasmond waar het water in- en uitstroomt en het Haringvliet waar alleen water uitstroomt. Een extra complicerend effect is dat van de laatste twee de dichtheid van het water verschilt van de dichtheid van het zeewater, resulterend in complexe, 3-dimenionale stromingspatronen waardoor ook de veranderingen aan het oppervlak afwijken van die bij de bodem. De effecten op de stroming zijn ook nog eens sterk afhankelijk van de fase van het getij.

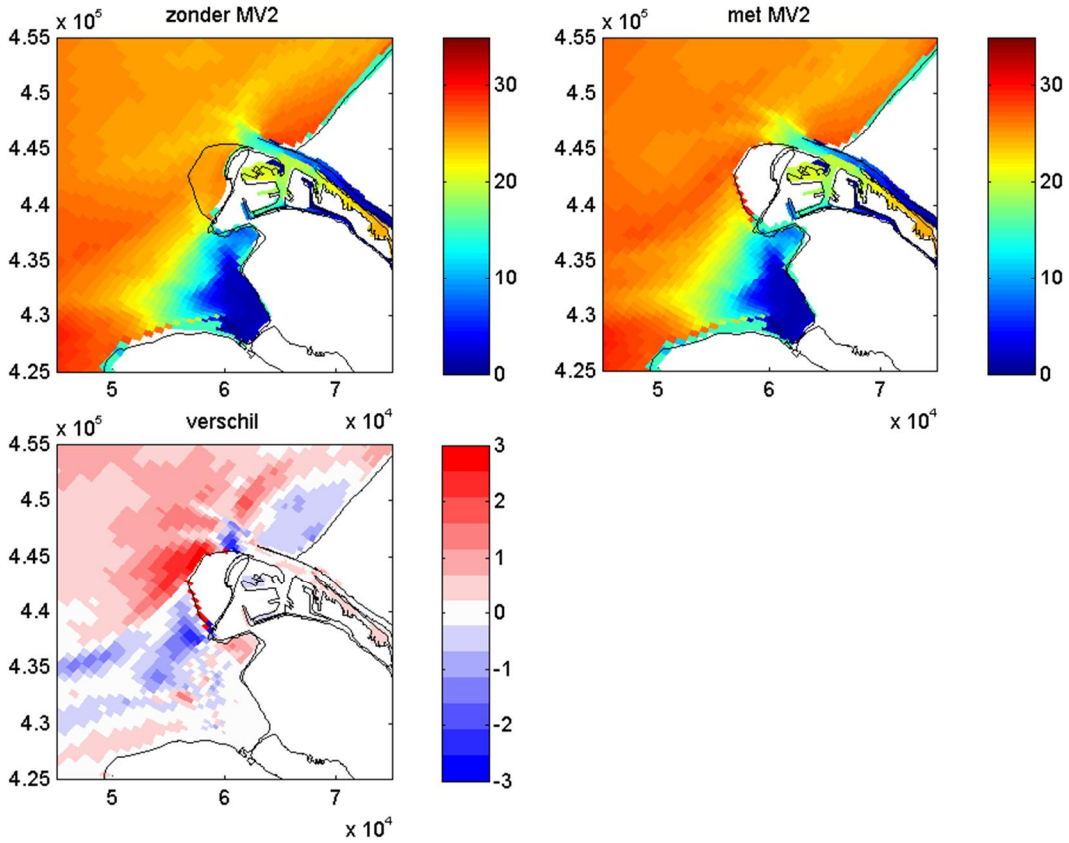
Op basis van de modelberekeningen kan worden geconcludeerd dat aan het oppervlak de bestaande eb- en vloedstroom langs de kust verder van de kust af komt te liggen, waardoor er luwtegebieden ontstaan ten noordoosten en zuidwesten van de Maasvlakte 2. Nabij de bodem zijn de effecten minder zichtbaar, mede doordat het zoetere water zich voornamelijk aan het oppervlak bevindt.

Dit heeft ook gevolgen voor de ruimtelijke verdeling van de zoutgehalten. Doordat de vloedstroom verder van de kust af komt te liggen, komt het water van de Maasmond verder op de Noordzee terecht. Aangezien de hoeveelheid instromend zoet water niet verandert, neemt het zoutgehalte nabij de kust dus toe.

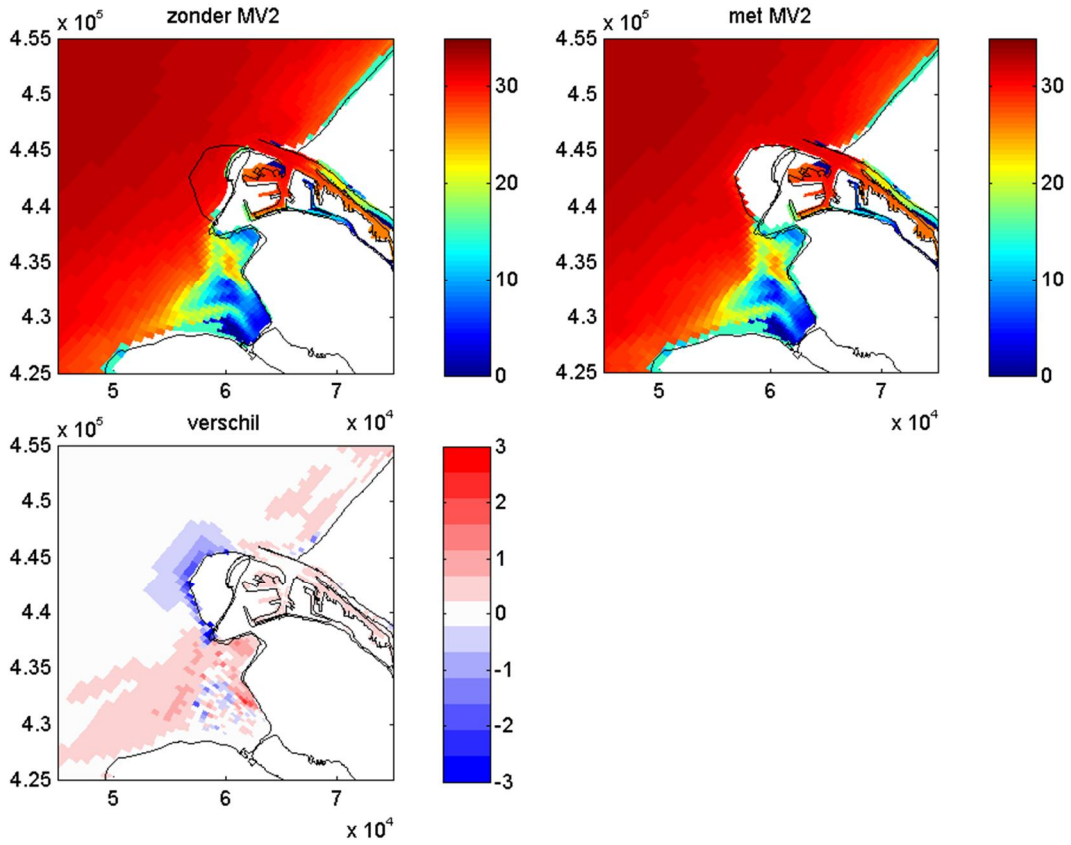
Doordat ook de ebstroom verder van de kust af komt te liggen, kan ook het zoete water uit het Haringvliet verder uit de kust doordringen. Doordat de stroomsnelheden ten zuid-zuid-westen van Maasvlakte 2 afnemen, mag verwacht worden dat de gelaagdheid langer in stand blijft, waardoor het zoete water zich aan het oppervlak over een groter oppervlak zal verspreiden. Vanwege de lagere snelheden ten zuiden van Maasvlakte 2 laten de

berekeningen zien dat het water meer naar het noorden langs de kustlijn van de nieuwe Maasvlakte stroomt. Op het moment dat de ebstroom dit water naar het zuiden transporteert, komt het dan ook verder uit de kust terecht. Als de vloedstroom het water vervolgens weer naar het noorden transporteert, is het water op zee al sterk gemengd. Ondanks dat de Haringvliet op dit moment niet loost, blijven de zoutgehalten in de Haringvlietmond aan het oppervlak nog steeds laag.

De veranderingen in saliniteit worden sterk beïnvloed door de verschoven stroompatronen, maar voor een deel zijn dat alleen grote momentane verschillen. Als over een aantal dagen de saliniteit wordt gemiddeld, worden aan het oppervlak de resultaten in Figuur 7.62 verkregen en nabij de bodem de resultaten in Figuur 7.63.

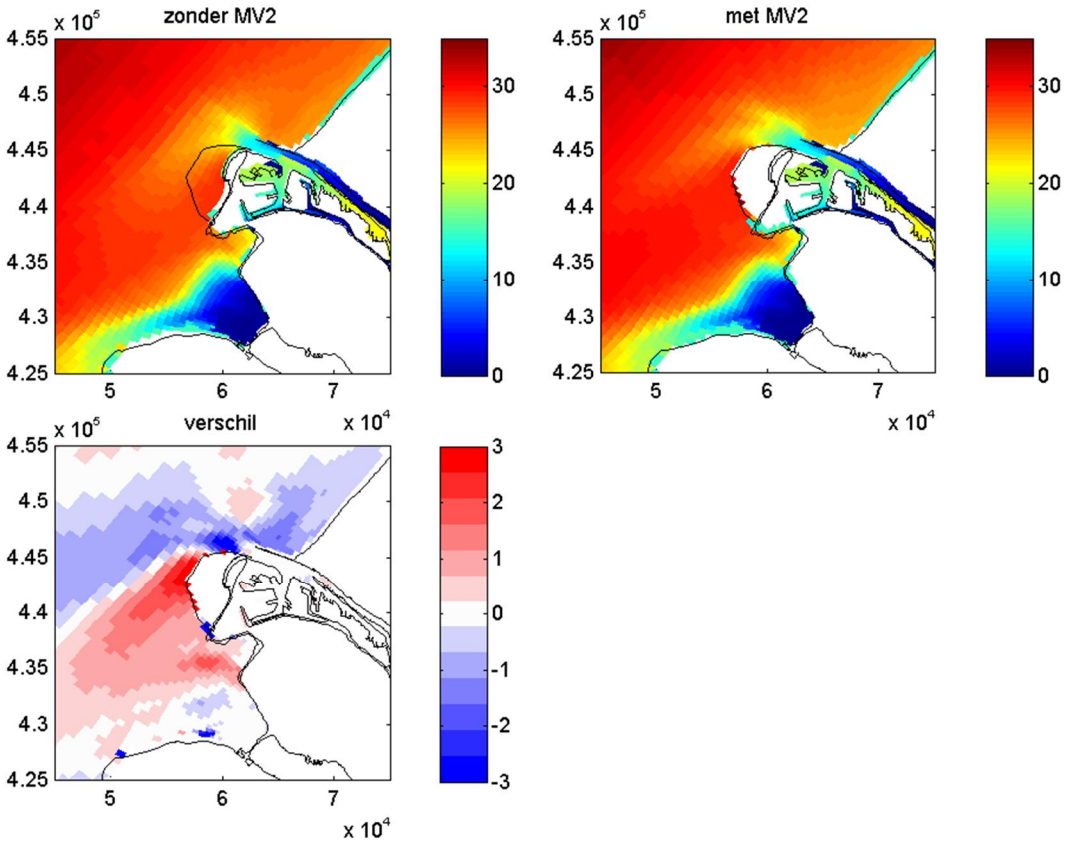


Figuur 7.57 Gemiddelde saliniteit aan het oppervlak, zonder Maasvlakte 2 (linksboven), met Maasvlakte 2 (rechtsboven) en het verschil (linksonder) tijdens een rustige periode.



Figuur 7.58 Gemiddelde saliniteit aan de bodem, zonder Maasvlakte 2 (linksboven), met Maasvlakte 2 (rechtsboven) en het verschil (linksonder) tijdens een rustige periode.

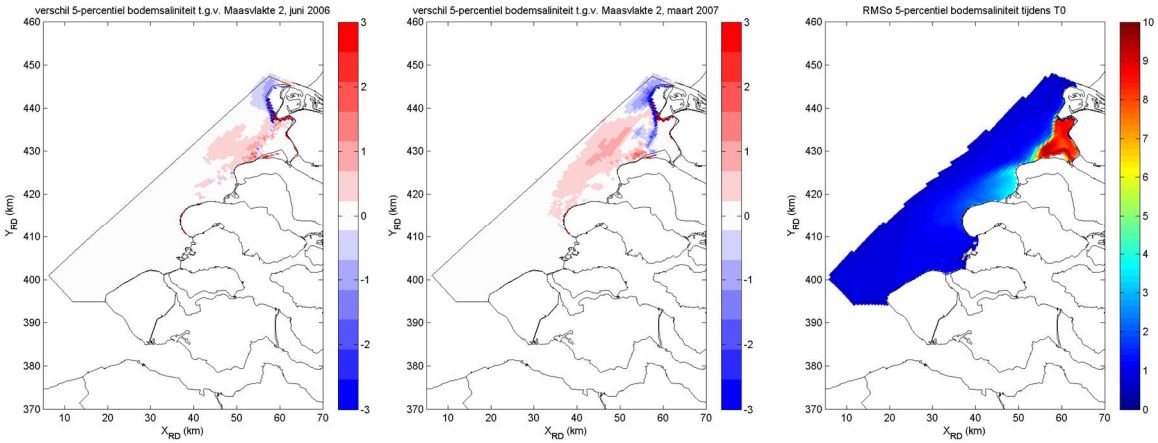
Bij de Haringvlietmond daalt de saliniteit aan het oppervlak lokaal met ongeveer 2 PSU, terwijl bij de bodem een kleine toename tot ongeveer 1 PSU zichtbaar is. Ten noordwesten van de Maasvlakte 2 is aan het oppervlak een toename van de saliniteit zichtbaar, terwijl bij de bodem juist een afname is te zien. Door de grotere stroomsnelheden wordt zouter water vanaf de bodem omhoog gemengd en relatief zoet water vanaf het oppervlak omlaag.



Figuur 7.59 Gemiddelde saliniteit aan het oppervlak, zonder Maasvlakte 2 (linksboven), met Maasvlakte 2 (rechtsboven) en het verschil (linksonder) tijdens een noorderstorm-periode.

De resultaten tijdens een noorderstorm, zie Figuur 7.64, laten weer een ander patroon zien. Door de noordenwind wordt het zoetere water vanuit de Maasmond meer naar het zuiden gedwongen langs de nieuwe Maasvlakte. Door de uitbouw van de kust, komt het verder van de kust af terecht, met een gemiddelde verlaging van de saliniteit op zee, en een verhoging dichterbij Maasvlakte 2. Het effect dat zonder wind bij de Haringvlietmond een verschillend gedrag tussen bodem en oppervlak optrad, is nu veel minder duidelijk zichtbaar. Daar waar zonder wind in gebieden waar de stroomsnelheden klein zijn weinig menging optreedt, zorgt de wind nu wel voor een verticale menging.

Ten behoeve van deze studie is naast de momentane en gemiddelde verschillen ook gekeken naar de veranderingen op de statistische parameters zoals de 5- en 95-percentiel van de bodemsaliniteit. Figuur 7.65 laat als voorbeeld de verandering van de 5-percentiel van de bodemsaliniteit ten gevolge van de Maasvlakte 2 zien. Dit is gedaan voor twee maanden. De resultaten van deze twee maanden laten een vergelijkbaar patroon zien, een afname ten noordwesten van de Maasvlakte en een toename in het zuiden, die tot de kop van Schouwen kan uitstrekken. Deze veranderingen zijn echter niet significant groter dan de spreiding die in de 5-percentiel bodemsaliniteit wordt gezien in de jaren voor de aanleg van de Maasvlakte 2, wat een maat is voor de natuurlijke variatie ten gevolge van de verschillende forceringen (zie rechter figuur in Figuur 7.65).

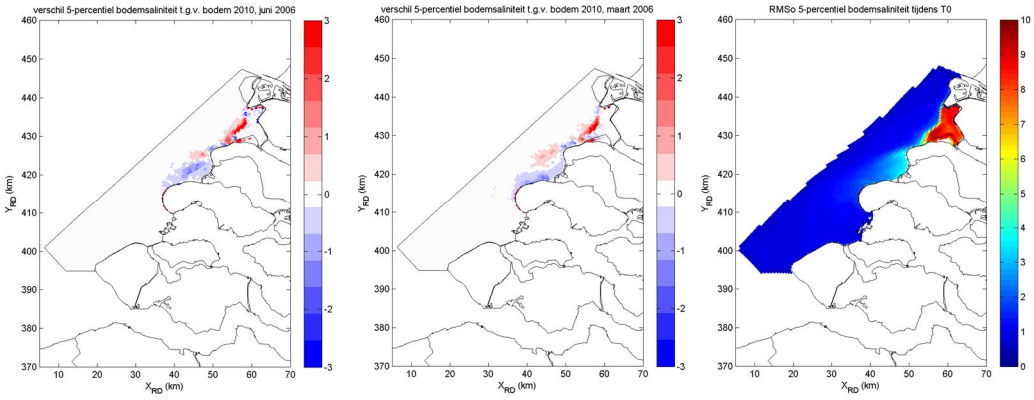


Figuur 7.60 Verandering in 5-percentiel bodemsaliniteit in juni 2006, maart 2007 t.g.v. de aanleg van Maasvlakte 2 en de standaarddeviatie van deze parameter over de maanden voor de aanleg van de Maasvlakte.

Voor de 95-percentiel bodemsaliniteit zijn de verschillen kleiner. Dit is verklaarbaar, doordat hoge saliniteitswaarden voorkomen als er een geringe afvoer vanuit het Haringvliet en de Maasmond is. Onder die omstandigheden verschilt de verspreiding van het zoetere water ook minder significant.

Voor de maximale bodemstroomsnelheden (en dus ook bodemschuifspanning) treden de veranderingen op in de omgeving van de nieuwe Maasvlakte. Deze zijn wel duidelijk groter dan de standaarddeviatie van de maandwaarden van de maximale bodemstroomsnelheid in dat gebied voor de aanleg van de Maasvlakte.

Een zelfde analyse is ook gedaan om te kijken naar alleen het effect van de morfologische veranderingen tussen 2004 en 2010 (zie Figuur 7.4) op de waterbeweging. In deze analyse is de gedeeltelijke aanleg van de Maasvlakte 2 in 2010 dus niet meegenomen. De resultaten zijn weergegeven in Figuur 7.66. De resultaten laten zien dat de veranderingen geringer in waarde zijn, maar ruimtelijk wel een groter gebied dekken. Dit is verklaarbaar, doordat de bodemveranderingen relatief klein zijn, maar ook een groter gebied omvatten.

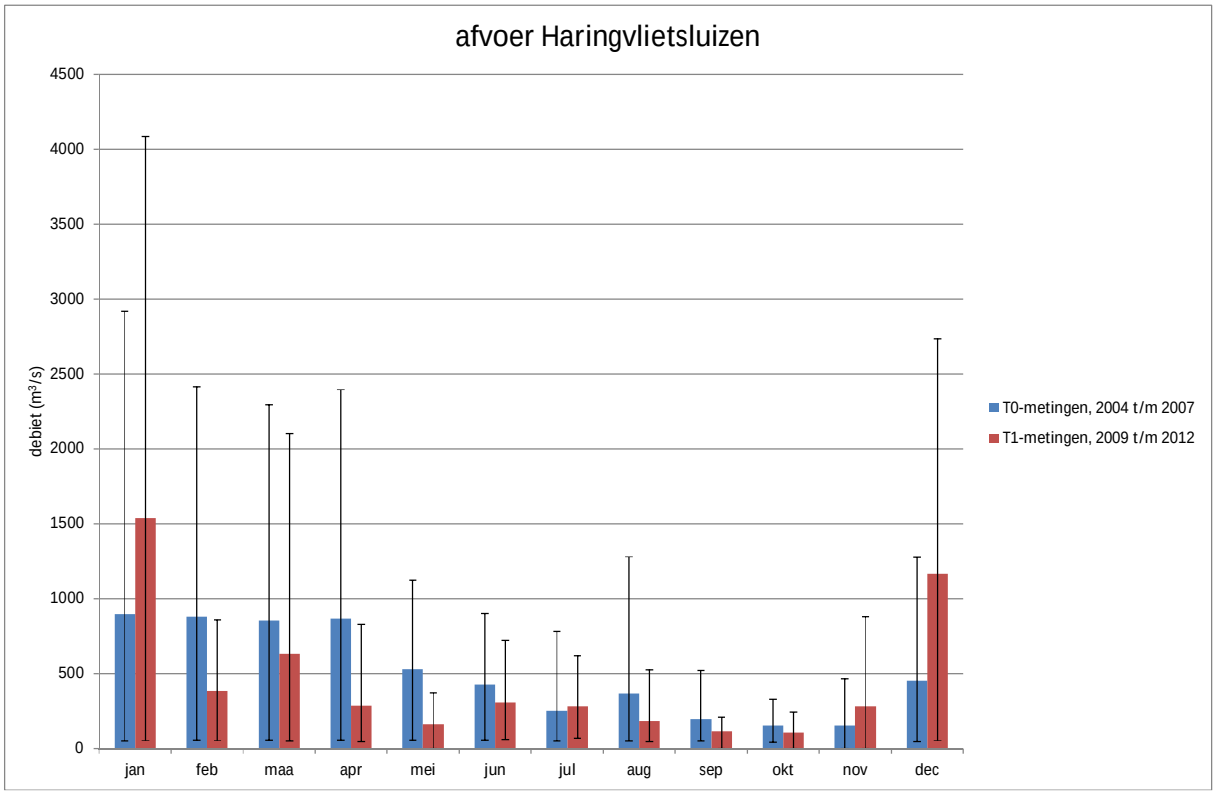


Figuur 7.61 Verandering in 5-percentiel bodemsaliniteit in juni 2006, maart 2007 t.g.v. update bodemschematisatie en de standaarddeviatie van deze parameter over de maanden voor de aanleg van de Maasvlakte.

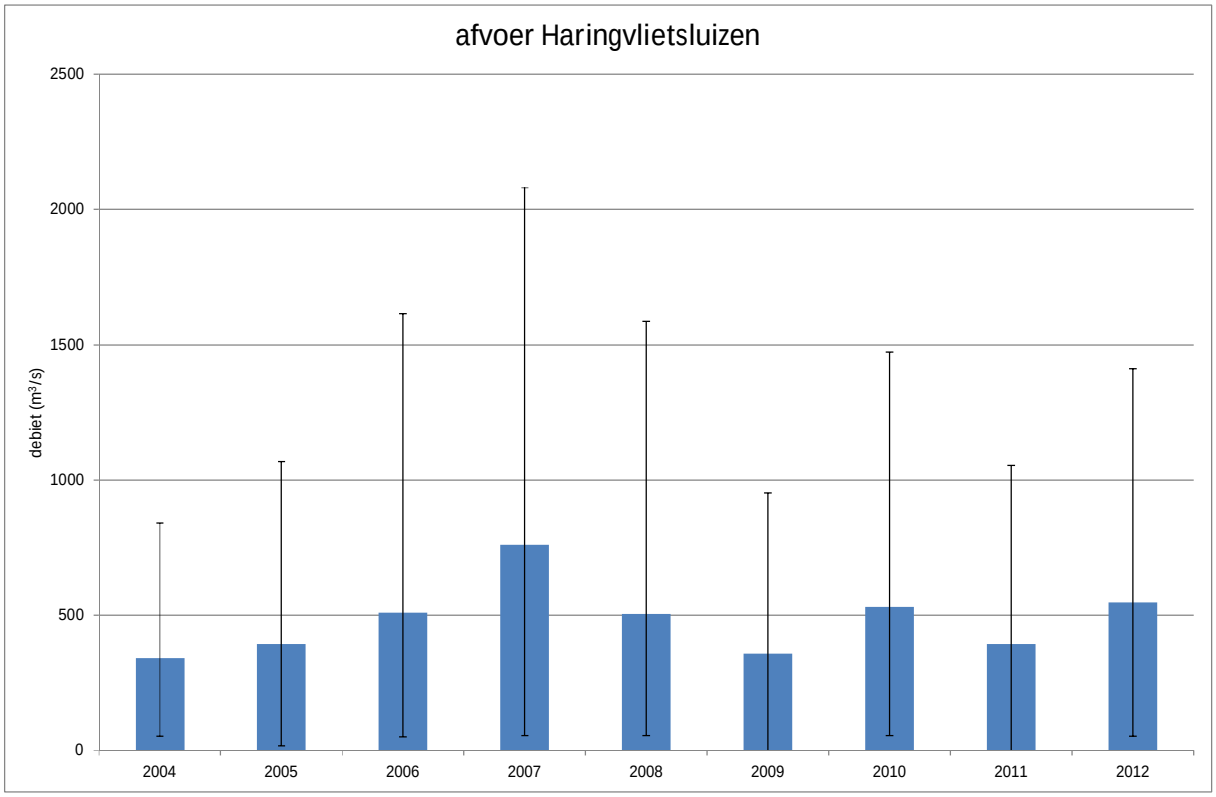
Op basis van deze resultaten kan worden geconcludeerd dat de aanleg van de Maasvlakte 2 weliswaar invloed heeft op de abiotische condities in de Voordelta, maar dat die in het algemeen verwaarloosbaar is ten opzichte van de natuurlijke variatie. Alleen heel lokaal kunnen de veranderingen significant zijn, zeker als wordt gekeken naar momentane waarden. Door middeling of door te kijken naar 5- of 95-percentielswaarden, worden de grootste momentane verschillen sterk gereduceerd.

In het vervolg van deze paragraaf zullen enkele vergelijkingen tussen de T0- en T1-periode worden gepresenteerd voor de veranderingen in de parameters Haringvliet-debiet, watertemperatuur, saliniteit en de bodemschuifspanning ten gevolge van golven die zijn opgetreden.

Figuur 7.67 toont middels een staafdiagram voor de twee perioden de maandgemiddelde afvoer over het jaar. De verticale ‘error-bars’ geven respectievelijk de 10- en 90-percentiel over die maand. In Figuur 7.68 is het verloop van de jaargemiddelde afvoer in de tijd uitgezet. Ook hierbij geven de ‘error-bars’ de 10- en 90-percentiel waarden weer.



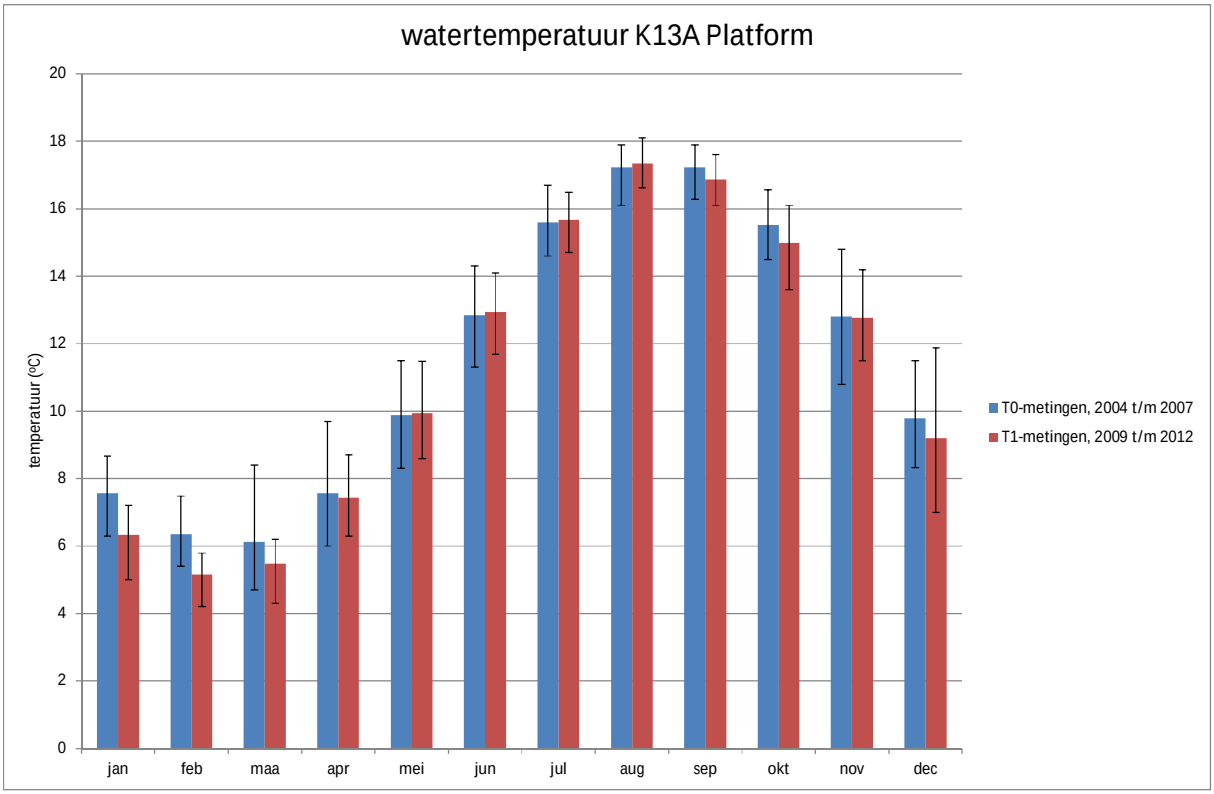
Figuur 7.62 Maandgemiddelde afvoer Haringvlietsluizen en 10- en 90-percentielen voor de T0- en T1-periode.



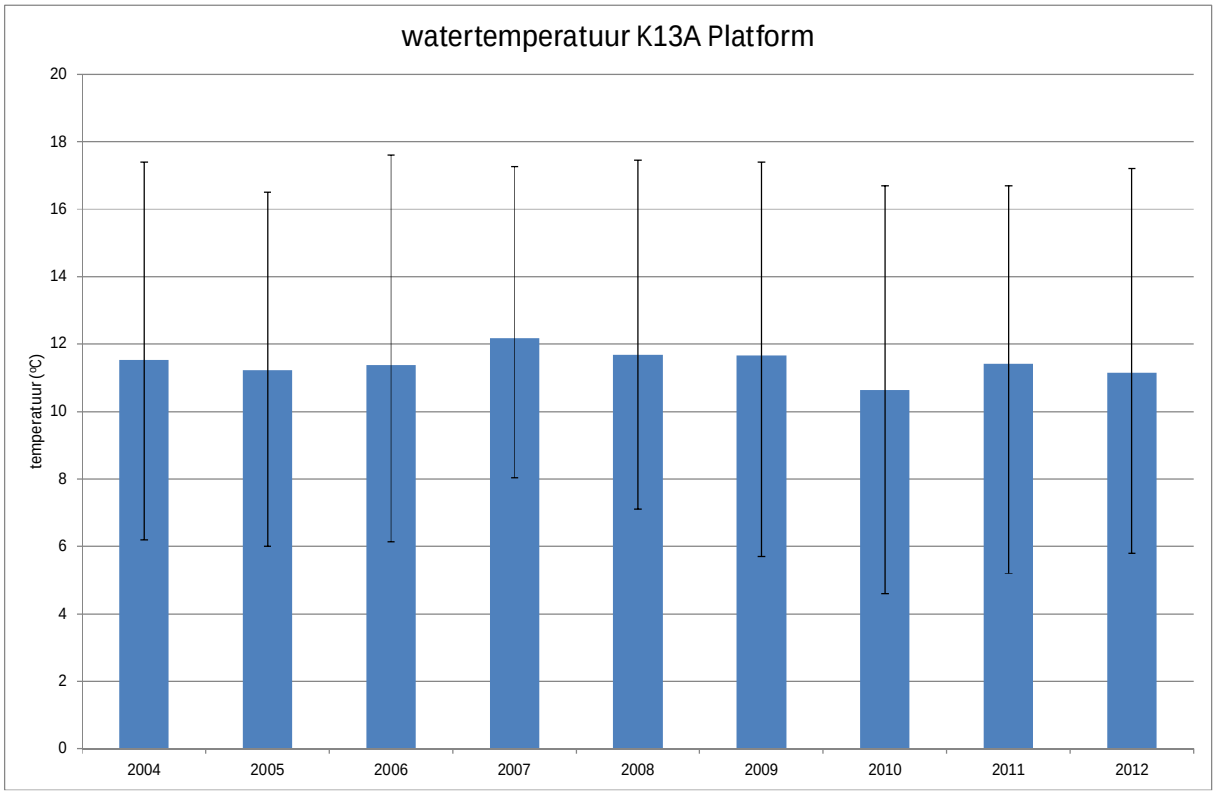
Figuur 7.63 Jaargemiddelde afvoer Haringvlietsluizen en 10- en 90-percentielen over de jaren.

In de maanden januari, juli, november en december is de afvoer tijdens de T1-metingen hoger dan tijdens de T0-metingen. Dit geldt voor januari, november en december ook voor de 90-percentiel. De 10-percentiel toont niet veel variatie over de maanden en de verschillende perioden. In termen van jaargemiddelde en 90-percentiel valt van de beschouwde jaren 2007 op als een jaar met een extreem hoge afvoer.

Op een vergelijkbare manier zijn de watertemperaturen vergeleken over deze twee perioden. Hiervoor zijn de gemeten watertemperaturen van station K13A Platform gekozen. In het algemeen is de temperatuur tijdens de T1-metingen lager dan tijdens de T0-metingen, zie Figuur 7.69. Vooral in oktober en december tot en met maart is dit het geval, waarbij het verschil meer dan een halve graad Celsius bedraagt. Net als bij de Haringvliet-afvoeren vertoont 2007 een piek in jaargemiddelde waarde (Figuur 7.70). Ook de 10-percentiel ligt duidelijk hoger dan de overige jaren. De 90-percentiel laat echter niet een duidelijk afwijkend jaar zien.

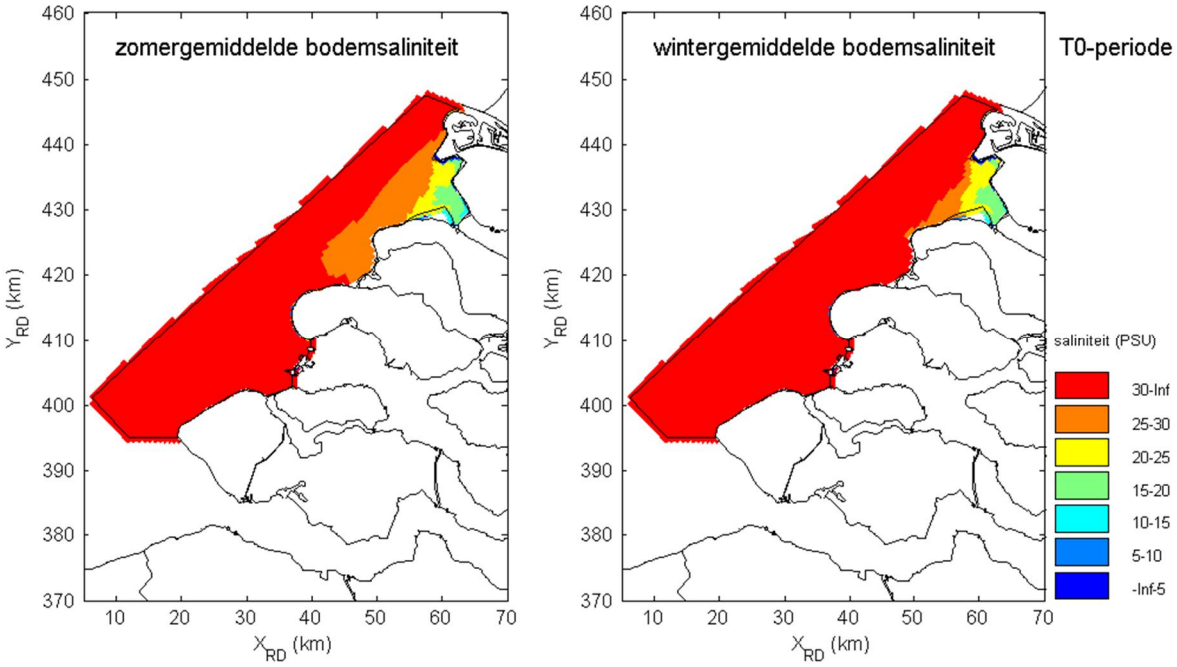


Figuur 7.64 Maandgemiddelde temperatuur K13A Platform en 10- en 90-percentielen voor de T0- en T1-periode.

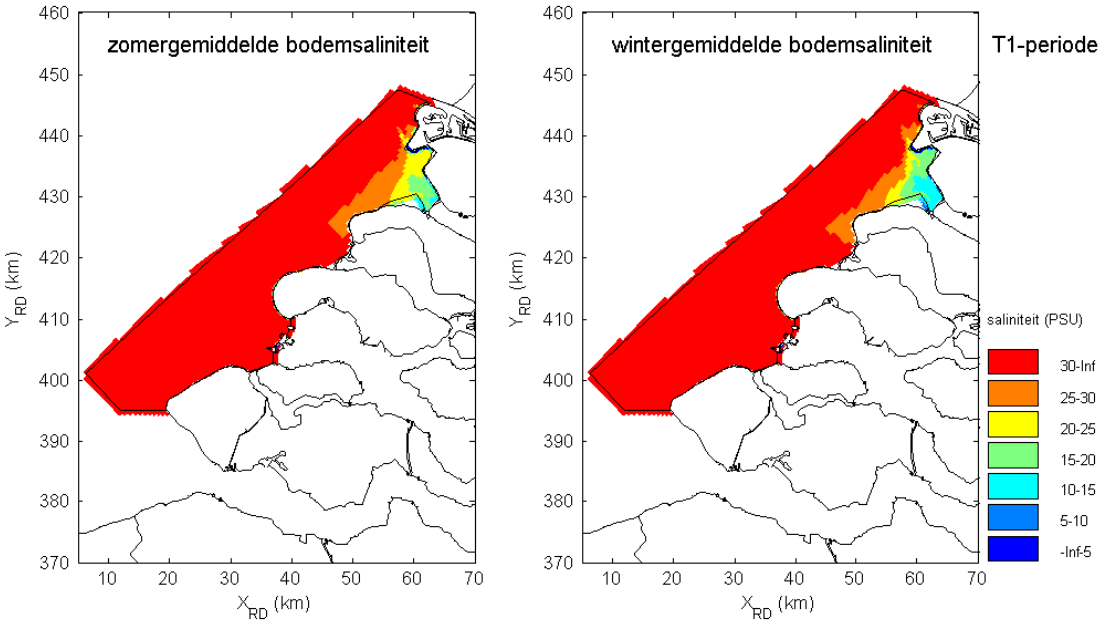


Figuur 7.65 Jaargemiddelde temperatuur K13A Platform en 10- en 90-percentielen over de jaren.

Voor de saliniteit is gekeken naar de modelresultaten voor de bodemsaliniteit in de Voordelta. Figuren 7.71 en 7.72 geven de gemiddelden over de zomermaanden (juni, juli en augustus) en de wintermaanden (december, januari en februari) tijdens respectievelijk de T0- en de T1-metingen. Tijdens de T1-metingen is in de omgeving van de Haringvlietsluizen de saliniteit in de winter duidelijk lager dan in de T0-periode en komt de 30 PSU-grens ten zuiden van de kop van Goeree. Dit is consistent met het gegeven dat de afvoer van het Haringvliet in de maanden december en januari tijdens de T1-periode groter was dan tijdens de T0-periode (zie Figuur 7.67). In de zomermaanden zijn de verschillen echter klein.

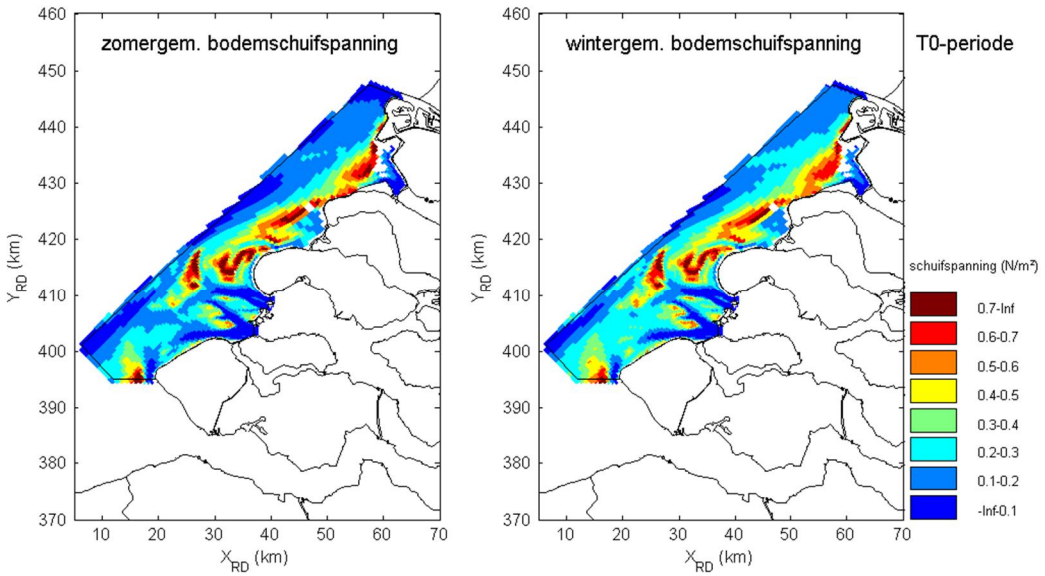


Figuur 7.66 Zomer- en wintergemiddelde bodemsaliniteit in de Voordelta in de T0-periode.

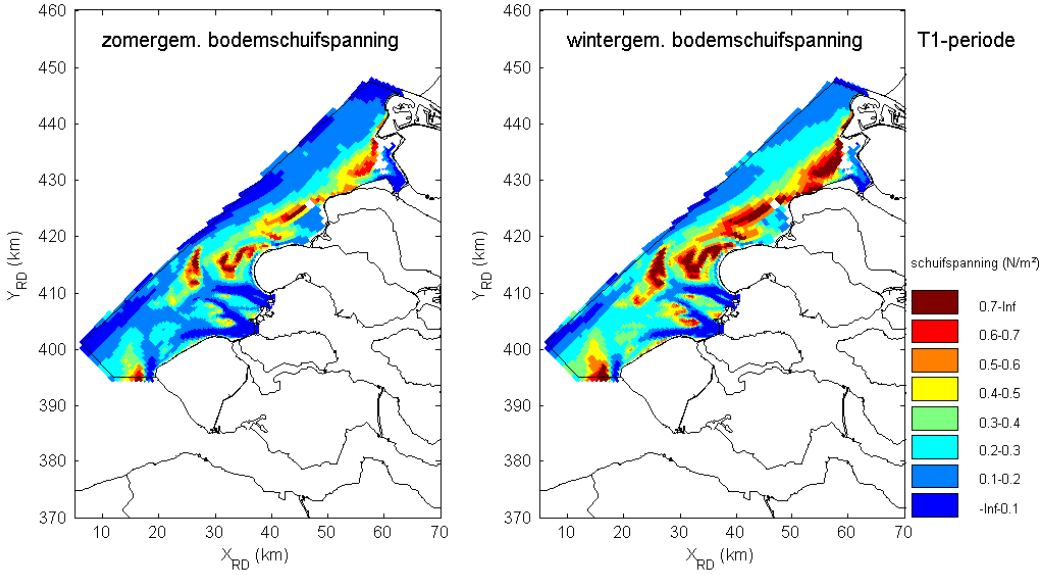


Figuur 7.67 Zomer- en wintergemiddelde bodemsaliniteit in de Voordelta in de T1-periode.

Ten slotte is gekeken naar de verschillen in de bodemschuifspanning door golven tussen de T0- en T1-periode. Figuur 7.73 toont de gemiddelden over de zomer- en wintermaanden tijdens de T0. Dezelfde figuren voor de T1 zijn in Figuur 7.74 weergegeven. In de zomermaanden van de T1 is een afname zichtbaar in de bodemschuifspanningen, terwijl in de wintermaanden er juist een toename zichtbaar is. Hierbij moet opgemerkt worden dat in deze aanpak de aanleg van Maasvlakte 2 en andere morfologische ontwikkelingen niet worden meegenomen.



Figuur 7.68 Zomer- en wintergemiddelde bodemschuifspanning t.g.v. golven in de Voordelta in de T0-periode.



Figuur 7.69 Zomer- en wintergemiddelde bodemschuifspanning t.g.v. golven in de Voordelta in de T1-periode.

7.8 OPGELEVERDE MODELRESULTATEN AAN DE ANDERE PERCELEN

De modelresultaten, voor de periode die momenteel gereed is (juni 2004 – december 2012), zijn gebruikt door de andere percelen om hun metingen te correleren aan de variaties in abiotische parameters. De uitvoer van het model bestaat uit de volgende ruimtelijk variërende informatie in de Voordelta (binnen de Natura 2000 polygoon), die elk half uur wordt weggeschreven:

- waterstanden
- stroomsnelheid
- saliniteit
- temperatuur

De gegevens worden uitgevoerd in elke roostercel van het model. De laatste drie grootheden zijn per rekenlaag (10 lagen van elk 10% van de waterdiepte, zogenaamde sigma-lagen) beschikbaar.

De volgende stappen zijn gevolgd:

1. het omzetten van de binaire modeluitvoer voor de waterbeweging (SDS-bestanden) naar NetCDF formaat
2. de relevante parameters uitlezen via een Matlab-script
3. de gevraagde afgeleide grootheden bepalen
4. de resultaten wegschrijven naar een ASCII of Excel-formaat
5. deze bestanden omschrijven naar een formaat zodat ze via PGADMIN kunnen worden opgenomen in de PostgreSQL database

Voor de bodemschuifspanningen ten gevolge van golven is de aanpak beschreven in paragraaf 7.6.5 onder het kopje ‘bodemschuifspanning golven’.

In het perceel Benthos speelt de vraag hoe het vóórkomen van typen benthos en hun aantallen is te relateren aan de abiotische parameters. De metingen in dit perceel zijn verspreid over het gehele gebied gedaan. Vandaar dat de verzoeken uit dit perceel voornamelijk gericht waren op informatie in het hele gebied, zodat bij de analyse nog eventueel geaggregeerd kan worden over deelgebieden.

Aan het Perceel Benthos zijn de volgende afgeleide grootheden voor elk gesimuleerd jaar op verzoek toegeleverd:

- bodemsnelheid
  - maximum, per maand
- bodemsaliniteit
  - 5-percentiel, per maand
  - 95-percentiel, per maand
  - maximale aaneengesloten periode dat de saliniteit onder de 25 PSU blijft, per maand
  - gemiddelde en RMS, per seizoen (zomer: juni-augustus, najaar: september-november, winter: december-februari, voorjaar: maart-mei)
- bodemtemperatuur
  - waarde die een periode van 5 dagen aaneengesloten wordt onderschreden, per winter (december-februari)
- bodemschuifspanning
  - 98-percentiel t.g.v. stroming, per maand
  - gemiddelde en 98-percentiel t.g.v. golven, per maand

Maandgemiddelde grootheden hebben als datumstempel de 16e van die maand gekregen. Voor seizoensgrootheden is de 16e van de middelste van de drie maanden aangehouden voor de tijdsindicatie. In bijlage Q zijn enkele figuren als voorbeeld opgenomen. Figuur Q.1 laat de ruimtelijke patronen zien van de maximale bodemsnelheid in januari 2008 en januari 2010. De hoge stroomsnelheden bij de kop van Walcheren en bij de Oosterschelde Stormvloedkering van orde 1,2 m/s zijn duidelijk te herkennen. Ter plaatse van de uitbreiding van de Maasvlakte 2 is in januari 2010 de luwte in het binnengebied en de hogere snelheden op de kop van de uitbreiding te herkennen.

Voor de afgeleide grootheden van de saliniteit zijn voorbeelden gegeven voor april en september 2008. Figuren Q.2 en Q.3 geven respectievelijk de 5- en de 95-percentiel van de bodemsaliniteit in de betreffende maand. April 2008 kende een vrij hoge afvoer door het Haringvliet van 1500 m^3/s, terwijl dit in september 2008 rond de 115 m^3/s lag (zie Figuur O.5). De verschillen in afvoer zijn direct in de patronen in de omgeving van het Haringvliet te zien; hoe hoger de afvoer, hoe groter het gebied waar de 5- en 95-percentiel van de saliniteit klein zijn. In april blijft de bodemsaliniteit in de omgeving van de sluizen de volledige maand onder de 25 PSU, terwijl dat in september maar hooguit 10 dagen het geval is (zie Figuur Q.4).

Ook in de gemiddelde bodemsaliniteit en de standaarddeviatie van deze grootheid is het verschil in afvoer terug te zien (Figuren Q.5 en Q.6). In het voorjaar is de gemiddelde saliniteit bij de sluizen laag en is de standaarddeviatie groot door de grote variatie in saliniteit tussen momenten dat er wordt gespuid en momenten waarop dat niet gebeurt. In het najaar ligt de gemiddelde saliniteit boven de 22 PSU, en is de standaarddeviatie ongeveer een factor 2 kleiner.

Figuur Q.7 toont een verschil tussen een warme en een koude winter. In de winter van 2007 (december 2006, januari en februari 2007) ligt de temperatuur die 5 dagen aaneengesloten wordt onderschreden rond de 6 °C. In de winter 2010 is dit rond de 3 °C. In de gemeten watertemperatuur in station K13A (zie Figuur O.4) is dit verschil tussen warme en koude jaren terug te zien.

De patronen van de bodemschuifspanningen ten gevolge van stroming zijn in Figuur Q.8 weergegeven, voor dezelfde maanden als de maximale stroomsnelheid uit Figuur Q.1. De maximale stroomsnelheden treden op in de geulen, terwijl gebieden met maximale bodemschuifspanningen zowel in geulen als op ondiepe gebieden liggen.

Bij het berekenen van de bodemschuifspanningen ten gevolge van golven wordt de ontwikkeling van de Maasvlakte niet meegenomen. Vandaar dat die ook niet terug te zien is in uitkomsten, zoals weergegeven in Figuren Q.9 en Q.10. In juni 2009 ligt de maandgemiddelde waarde iets boven die voor oktober, hoewel de gemiddelde golfhoogte in Europlatform in oktober bijna een factor 1,5 groter is (zie Figuur O.10). Echter, als gekeken wordt naar de 98-percentiel, dan komt de waarde in juni 2009 niet boven de 2 N/m^2 uit, terwijl in oktober 2009 de waarden op de platen oplopen tot 4,5 N/m^2.

In hoofdstuk 1 zijn de verdere nabewerkingen die in het perceel Benthos op deze gegevens zijn uitgevoerd nader beschreven.

Voor de P-percentiel van de waarnemingen v_1 t/m v_N, totaal dus N waarnemingen, is de formulering aangehouden zoals die in Matlab wordt gehanteerd:
P-percentiel = $v_{n_0} + (n - n_0) (v_{n_0+1} - v_{n_0})$
Met n_0 het grootste gehele getal kleiner of gelijk aan n:

$$n = \frac{P}{100} N + \frac{1}{2}$$

In de laatste stap wordt lineair geïnterpoleerd tussen de waarden met index n_0 en n_0+1. Indien vergelijkbare analyses in Excel worden uitgevoerd, moet men erop bedacht zijn dat Excel een iets andere definitie hanteert van de P-percentielen, waardoor resultaten licht kunnen afwijken.

Binnen het perceel Vissen zijn de metingen zo veel mogelijk gedaan op vaste locaties (53 stuks). Per locatie wordt een trek van orde 1,5 km gevaren, die representatief wordt geacht voor de beoogde locatie. De werkelijke raaien zullen van jaar tot jaar verschillen, en ook de gemiddelde positie van de raai zal in het algemeen niet gelijk zijn aan de beoogde locatie. Aangezien bij de analyses in dit perceel deze variaties in eerste instantie zijn genegeerd, is bij het analyseren van de modelresultaten uitgegaan van de beoogde locatie. Hiervoor is de roostercel genomen die zich het dichtstbij de gevraagde locatie bevindt.

Aan het Perceel Vissen zijn de volgende afgeleide grootheden op verzoek toegeleverd:
- maandgemiddelde saliniteit en temperatuur bij oppervlakte, bodem en dieptegemiddeld
- maandgemiddelde en standaarddeviatie van de bodemsnelheid
- waterstand
- gemiddelde bodemschuifspanning t.g.v. stroming en golven
- maandgemiddelde en maximale daggemiddelde afvoer Haringvliet
- maandgemiddelde meteo forcering (wind, luchttemperatuur, luchtvochtigheid, bewolkingsgraad)

Daarnaast zijn naast de maandgemiddelde waarden ook de waarden ten tijde van de metingen (het dichtstbij beschikbare tijdstip) toegeleverd. Deze zijn niet apart in de database opgenomen.

In tweede instantie is in meer detail gekeken naar de vis-metingen, waarbij de modelresultaten in de daadwerkelijke locaties zijn beschouwd. De analyse is gericht op de najaar surveys over de jaren 2009 tot en met 2012. De modelresultaten zijn geanalyseerd over een periode van een week, waarbij de dag van de survey op de laatste dag van de beschouwde week valt.

De volgende afgeleide grootheden zijn toegeleverd:
- temperatuur
    - gemiddelde
- saliniteit
    - gemiddelde
    - minimale en maximale
    - het gemiddelde van de laagste en hoogste 25% van de waarnemingen
- stroomsnelheid
    - gemiddelde
    - minimale en maximale
    - het gemiddelde van de laagste en hoogste 25% van de waarnemingen
- bodemschuifspanning t.g.v. golven
    - gemiddelde
    - minimale en maximale
    - het gemiddelde van de laagste en hoogste 25% van de waarnemingen
- bodemschuifspanning t.g.v. stroming
    - gemiddelde

- o minimale en maximale
- o het gemiddelde van de laagste en hoogste 25% van de waarnemingen

Ook deze zijn niet apart in de database opgenomen.

7.9 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

7.9.1 Conclusies

Het hoofddoel van het onderdeel abiotiek is om inzicht te krijgen in de veranderingen in abiotische grootheden in de Voordelta gedurende de periode van de monitoring van de compensatiemaatregelen voor de aanleg van Maasvlakte 2. Vooraf zijn de grootheden gedefinieerd waarvan verwacht werd dat deze de sterkste correlaties met de metingen uit de overige percelen te zien zouden geven. De volgende grootheden zijn specifiek bekeken:

- waterstand
- stroomsnelheid
- saliniteit
- watertemperatuur
- bodemschuifspanning (stroming en golven)
- wind
- luchttemperatuur

De aanleg van Maasvlakte 2 heeft een directe invloed op de abiotiek doordat door de aanleg de stromingspatronen zijn veranderd. Hierdoor verandert o.a. ook de verspreiding van zoet water die vanuit de Maasmond en het Haringvliet de Noordzee en de Voordelta instroomt. Deze directe invloed is onderzocht door de veranderingen te analyseren die optreden onder identiek dezelfde condities, in af- en aanwezigheid van Maasvlakte 2. Op basis van de vergelijkingen kunnen de volgende conclusies worden getrokken:

- de aanleg van Maasvlakte 2 beïnvloedt binnen een straal van circa 5 tot 10 km de stromingspatronen, en
- de veranderingen van stromingspatronen hebben invloed op de uitstroom vanuit het Haringvliet waardoor in een groter gebied de saliniteit merkbaar verandert.

Ook de bodemveranderingen ten gevolge van lange termijn morfologische ontwikkelingen beïnvloeden de abiotische condities in de Voordelta. Ook deze effecten zijn apart bekeken. Doordat deze bodemveranderingen een ruimtelijke schaal hebben ter grootte van de gehele Voordelta, is het gebied waarin veranderingen zichtbaar zijn ook groter dan die ten gevolge van alleen de aanleg van Maasvlakte 2.

Maar niet alle veranderingen in de abiotische omstandigheden in de Voordelta kunnen aan de aanleg van Maasvlakte 2 worden toegeschreven. Het hele gebied staat onder invloed van:

- het getij,
- de wind,
- de temperatuur (zowel lucht als water), en
- rivier- en spuidebieten.

Al deze invloeden vertonen een grote variatie in de tijd, waardoor de abiotische condities in de Voordelta sterk variëren in ruimte (zowel horizontaal als verticaal) en tijd. Ook deze veranderingen hebben invloed op de gemeten aantallen vogels, vissen en benthos.

Op basis van de in dit hoofdstuk gepresenteerde vergelijkingen en analyses kunnen de volgende conclusies worden getrokken met betrekking tot de geconstateerde veranderingen in de abiotiek tussen de referentieperiode T0 en de periode van de effectmeting T1:

- De abiotiek in de Voordelta, zoals gekarakteriseerd door de saliniteit, wordt voor een belangrijk deel gestuurd door de spuidebieten via de Haringvlietsluizen. Gedurende de T1 (de jaren tot dusverre beschikbaar: 2009 t/m 2012) zijn de maandgemiddelde afvoeren in de meeste maanden gemiddeld lager geweest dan tijdens de T0 (2004 t/m 2007). Dit is vooral het gevolg van de relatief hoge afvoer in 2007. In de maanden december en januari zijn de afvoeren gedurende de T1, vooral in januari 2011, gemiddeld juist hoger geweest. De variabiliteit als verschil tussen het 90- en 10-percentiel was voor de T1 eveneens kleiner m.u.v december en januari. In het algemeen geldt, dat de verschillen tussen T0 en T1 van de maandgemiddelde afvoeren kleiner zijn dan de variabiliteit van de spuiafvoeren gedurende de maanden.
- De hogere spuidebieten tijdens de wintermaanden in de T1-periode resulteren in gemiddeld lagere bodemsaliniteiten in de monding van het Haringvliet en voor de kust van Goeree. Tijdens de zomerperiode is de bodemsaliniteit tijdens de T1 iets hoger dan tijdens de T0 maar de verschillen zijn klein.
- De watertemperatuur, zoals gemeten in station K13A, is tijdens de winterperiode van de T1 (januari-maart) gemiddeld lager dan tijdens de T0. De verschillen tussen de maandgemiddelde temperaturen voor T0 en T1 (1 graad Celsius of minder) zijn kleiner dan de variabiliteit per maand (~ 2-4 graden Celsius) en aanmerkelijk kleiner dan de seizoensvariatie (> 10 graden Celsius).
- De bodemschuifspanningen t.g.v. golven zijn tijdens de zomermaanden van de T1 gemiddeld wat lager dan tijdens de zomerperiode van de T0. Voor de winterperiode geldt het omgekeerde.

Op basis van het onderzoek van de andere percelen, zijn volgende relaties tussen abiotiek en de eigen metingen gevonden (zie de rapportages van de overige percelen):

- benthos:
    - Uit de habitatanalyse blijkt dat het meenemen van de abiotische grootheden zinvol is, omdat die correleren met de beschouwde grootheden (totale biomassa bodemdieren, totale biomassa prooien voor zwarte zee-eenden, aantal soorten). De belangrijkste abiotische grootheden zijn waterdiepte, maximale stroomsnelheid bij de bodem, variatie van saliniteit, bodemschuifspanning golven en strengheid van de winter. Ook de sedimentsamenstelling van de bodem speelt een rol.
- vogels:
    - Zee-eenden – de grootheden waterdiepte en stroomsnelheid bij de bodem hebben invloed op het voorkomen van de zee-eenden. Een grote waterdiepte of hoge stroomsnelheden beperken de tijd dat ze bij het duiken op de bodem naar voedsel kunnen zoeken.
    - Sterns/visdieven – voor deze vogels zijn geen sterke relaties tussen abiotische grootheden en het voorkomen van deze vogels in de Voordelta gevonden.
    - Voor alle onderzochte vogelsoorten is het plaatareaal vermoedelijk wel een belangrijke parameter om de verspreiding van deze soorten in de Voordelta te verklaren.
- vissen:
    - Uit de habitatanalyse volgt dat voor een aantal soorten de gemeten hoeveelheden correleren aan de abiotische grootheden saliniteit, waterdiepte en seizoen/watertemperatuur. Ook is er een correlatie gevonden met de sedimentsamenstelling van de bodem. Voor sommige soorten is dit ook nog afhankelijk van de leeftijdsklasse.
    - Stroomsnelheden en golven blijken niet van invloed te zijn op het aantal gevangen vissen, behalve voor zandspiering. Deze soort graaft zich in in de bodem, bij voorkeur in gebieden waar weinig slib in de bodem aanwezig is. In

het algemeen zijn dit ook de gebieden waar hoge stroomsnelheden voorkomen.

Op basis van de resultaten van de analyses in de andere percelen kan worden geconcludeerd dat abiotiek zeker invloed heeft op het voorkomen van vogels, vissen en benthos in de Voordelta. Elk van de percelen vindt andere abiotische grootheden die relevant zijn, maar de mate waarin elk van deze grootheden invloed heeft op het voorkomen van soorten vogels, vissen en benthos varieert.

7.9.2 Aanbevelingen

Op basis van alle resultaten en analyses, zowel in het perceel abiotiek als in de andere percelen, is het aan te bevelen om in het vervolg van de studie:

- door te gaan met het berekenen van de abiotische condities in de Voordelta,
- kijken of de methode waarop de bodemschuifspanningen ten gevolge van golven worden bepaald niet kan worden verfijnd (meenemen ontwikkelingen aanleg Maasvlakte 2 en morfologische veranderingen, of het golfvoortplantingsmodel zelfs te koppelen aan de waterbeweging), en
- op basis van de in de andere percelen gevonden relaties proberen te zoeken naar een indicator waarmee het best de momentane en plaatselijke abiotische condities kunnen worden beschreven en waarmee eenduidig gebieden en jaren met elkaar kunnen worden vergeleken. Deze indicatoren zouden moeten worden samengesteld op basis van de relevante abiotische grootheden, en zullen dus afhankelijk zijn van de soort.

Een probleem dat bij de laatste aanbeveling speelt, is dat de correlaties zijn gevonden op basis van statistische analyses, en dus geen uitspraak doen of er een direct of indirect effect bestaat (een causaal verband). Gezien deze complexiteit van de processen die in de Voordelta een rol spelen en hun onderlinge interactie, is het onzeker of op deze manier bruikbare indicatoren zijn af te leiden.

7.10 REFERENTIES

Alkyon, 2006a, Morfodynamische ontwikkeling Voordelta, Alkyon rapport A1698

Alkyon, 2006b, Morfodynamische ontwikkeling Voordelta; Samenvatting en analyse rustgebieden. conceptplan mei 2006, Alkyon rapport A1698R3

Alkyon, 2006c, Kwantitatieve analyse en prognose morfologische ontwikkeling Voordelta, Alkyon rapport A1770.

Alkyon, 2010, Perceel 4, abiotiek, Beschrijving aanpak modelsimulaties, calibratie en validatie, Validatie rapport, C04021.002218R2r1, december 2010.

ARCADIS 2014, PMR monitoring natuurcompensatie Voordelta, Perceel 4, abiotiek, Validatierapport voor de simulaties juni 2004 t/m december 2012, Validatie rapport, C04021.002218R3r3, maart 2014.

Cats, G. 2013. The Influence of Maasvlakte 2 on Abiotic Parameters, Stageverslag, 25 juni 2013.

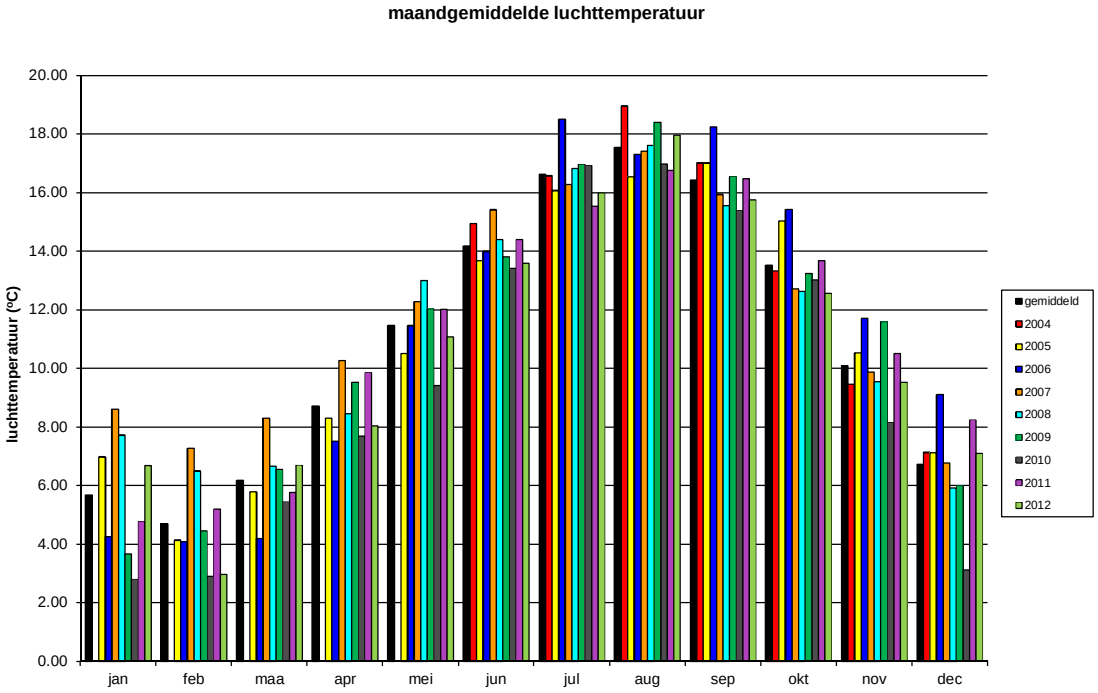
Cleveringa, J. 2008. Morphodynamics of the Delta coast (south-west Netherlands): Quantitative analysis and phenomenology of the morphological evolution, Alkyon rapport A1881.

Heessen, H.J.L. & R.G. Jak, 2009. Plan van Aanpak PMR monitoring natuurcompensatie Voordelta. Deel B: Uitvoeringsplannen per perceel. IMARES Rapport 09.015.

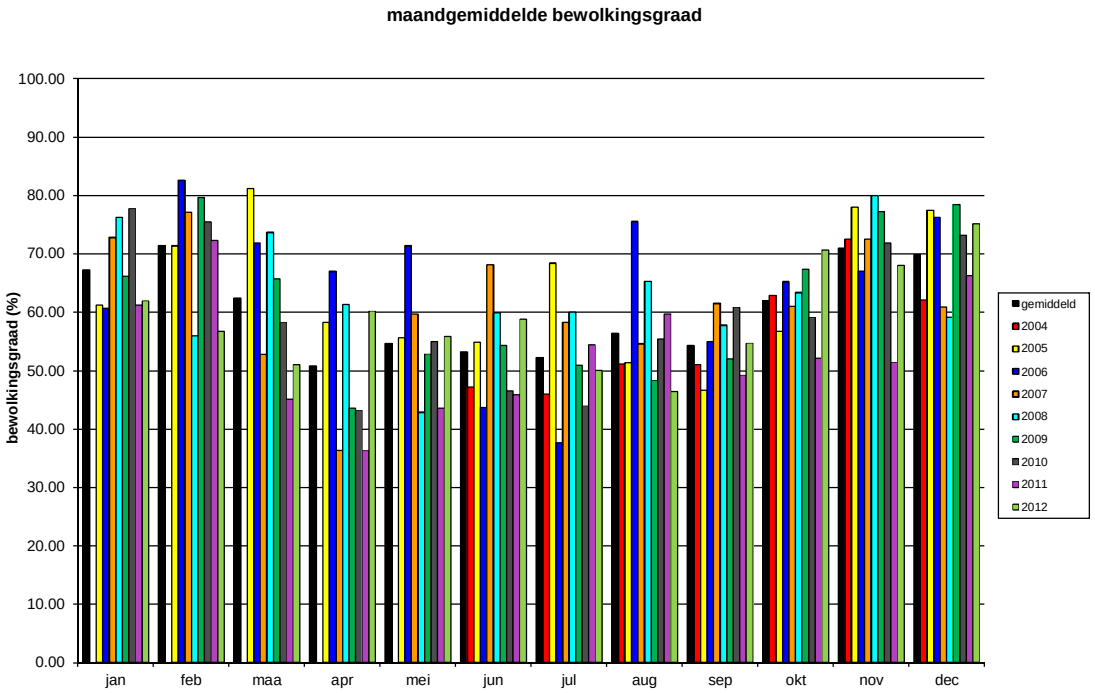
Holzhauer H. & Prins T.C., 2009. Plan van Aanpak PMR monitoring natuurcompensatie Voordelta. Deel A: Samenhang en integratie van de percelen. Deltares rapport.

KNMI, Roozekrans, J.N., A 10-YEAR NOAA-AVHRR SST DATABASE OF THE NORTH SEA (bron: http://www.knmi.nl/onderzk/applied/sd/en/sd_NOAA_AVHRR_KNMI.html)

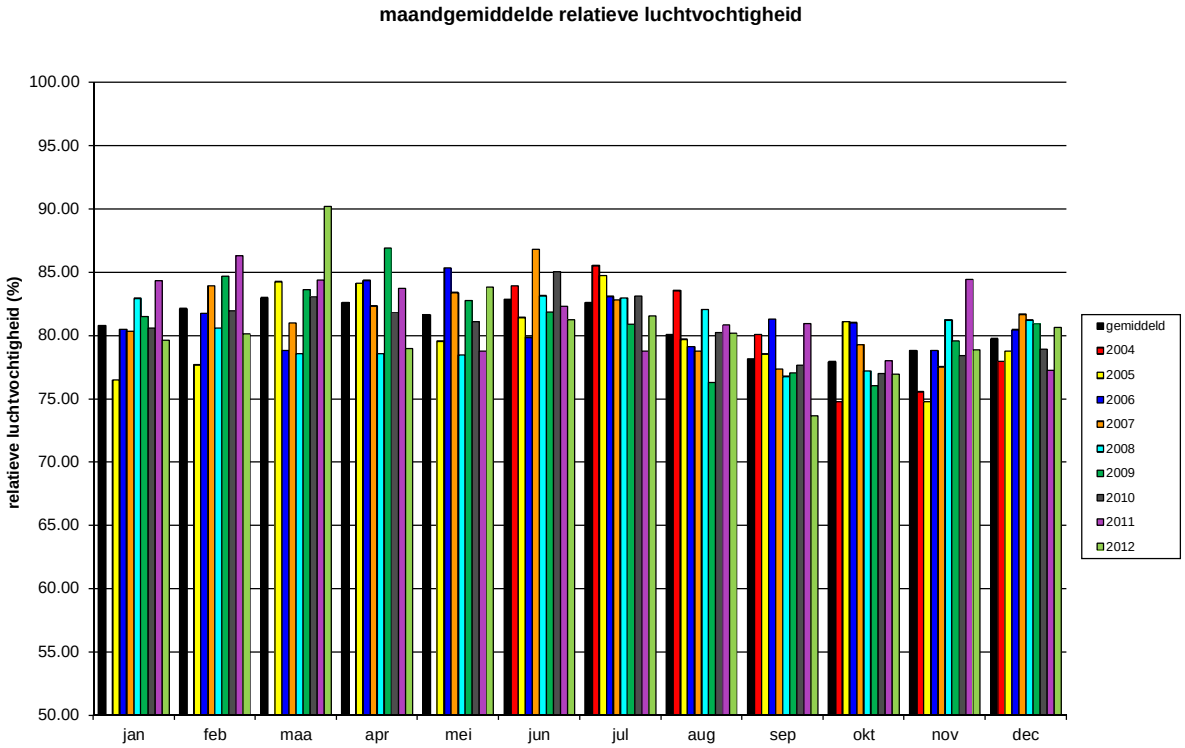
Bijlage O: Staafdiagrammen maandgemiddelde parameters juni 2004 - december 2012 (of voor zover beschikbaar)



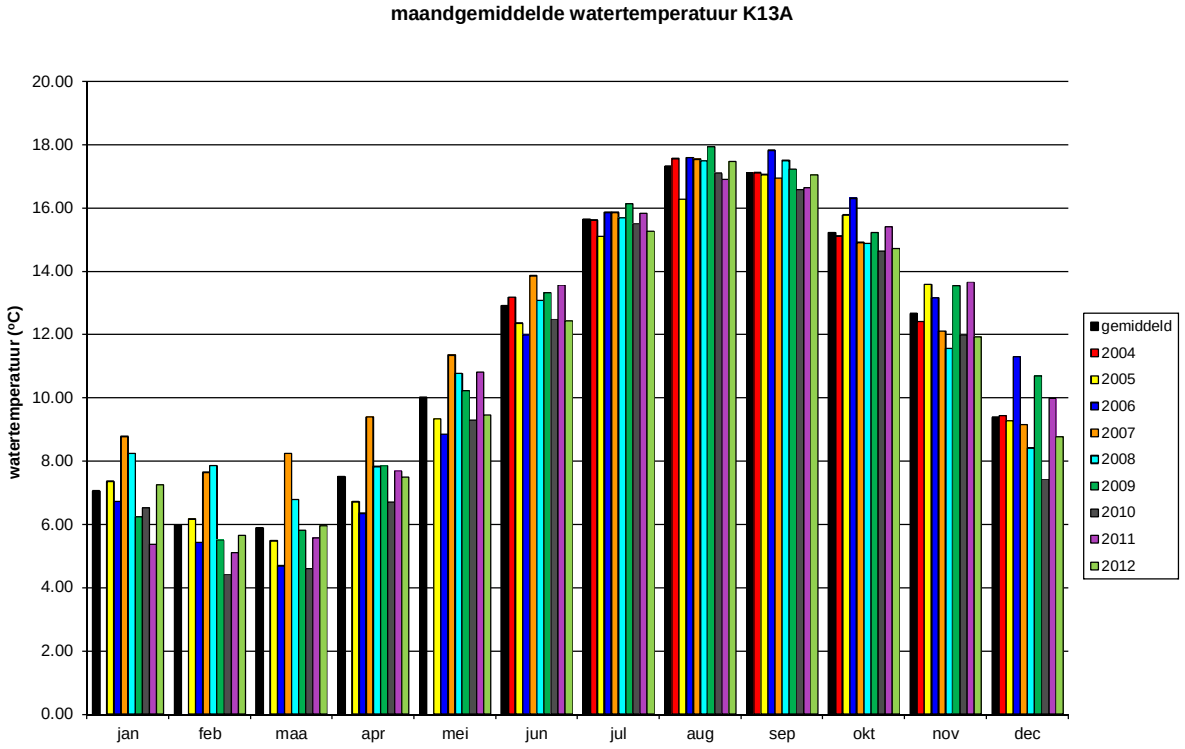
Figuur O.1 Maandgemiddelde luchttemperatuur in de Voordelta.



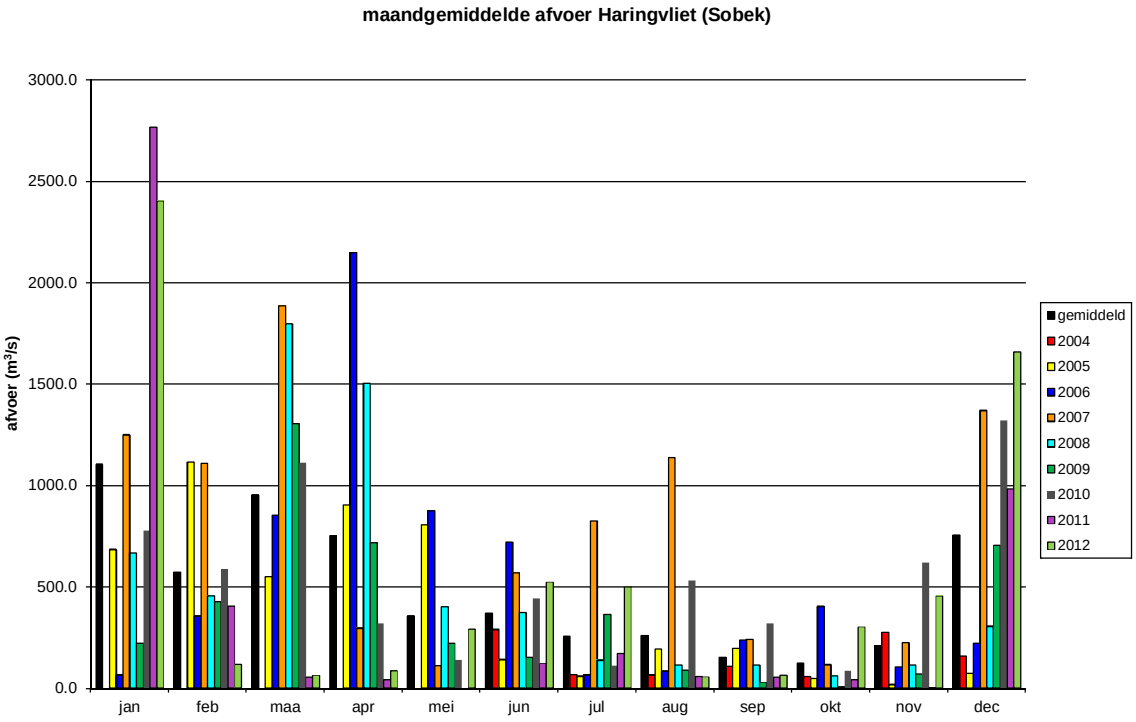
Figuur O.2 Maandgemiddelde bewolkingsgraad in de Voordelta.



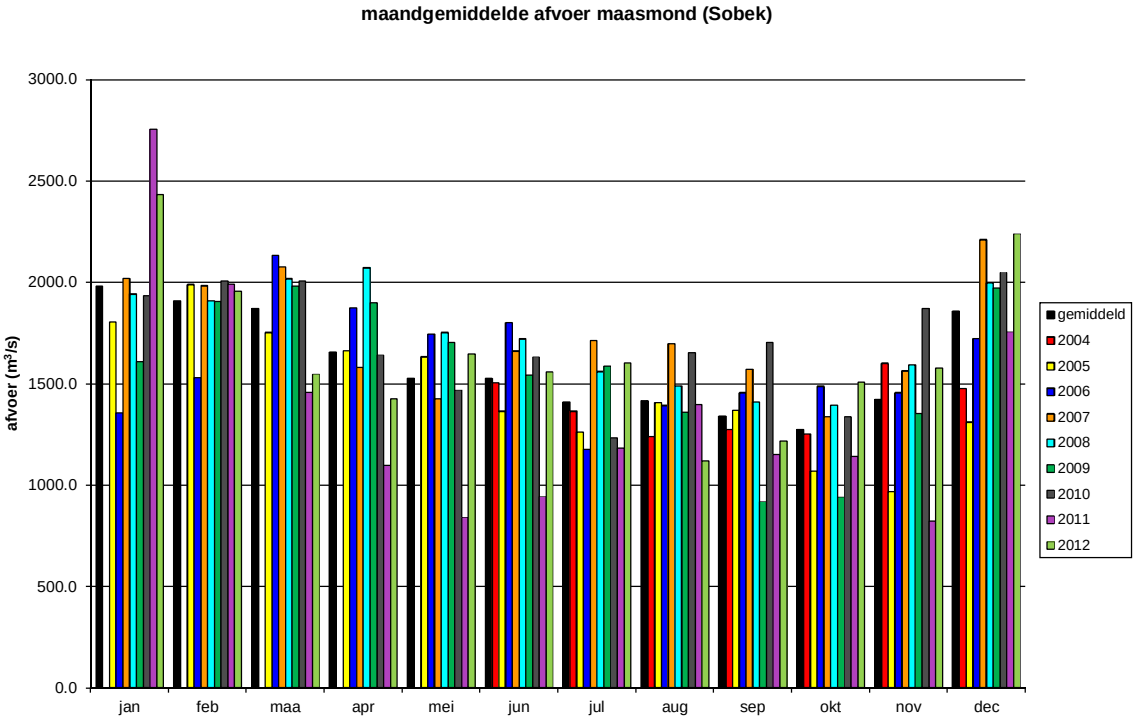
Figuur O.3 Maandgemiddelde relatieve luchtvochtigheid in de Voordelta.



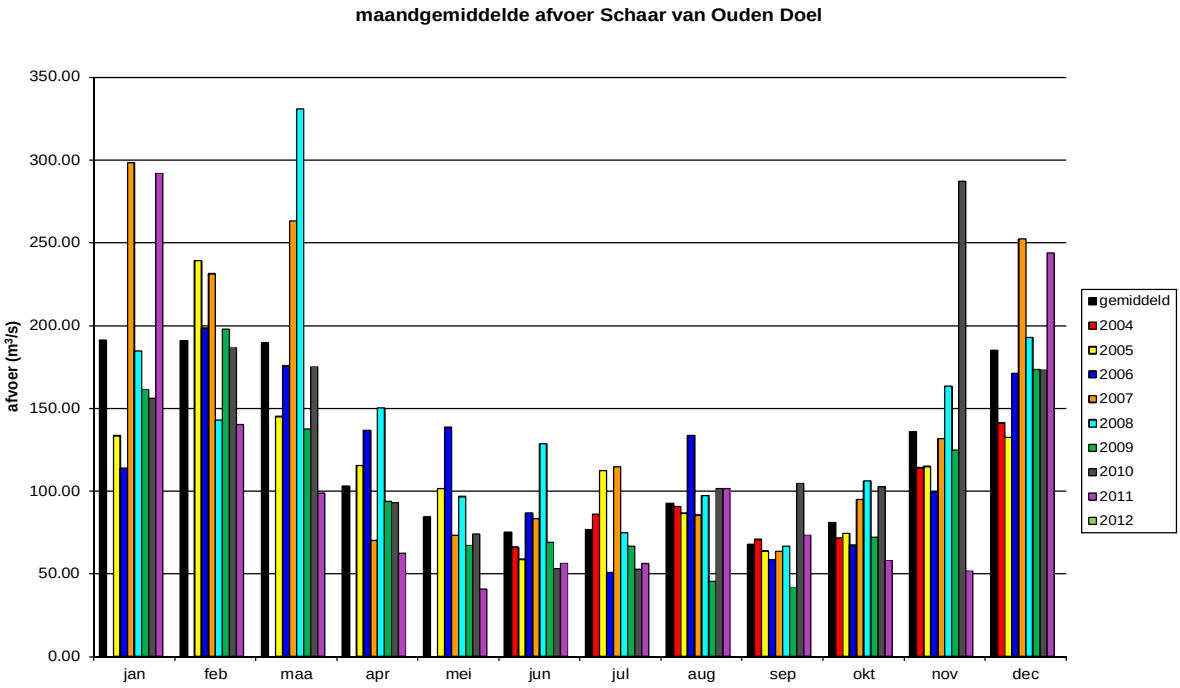
Figuur O.4 Maandgemiddelde watertemperatuur in station K13A.



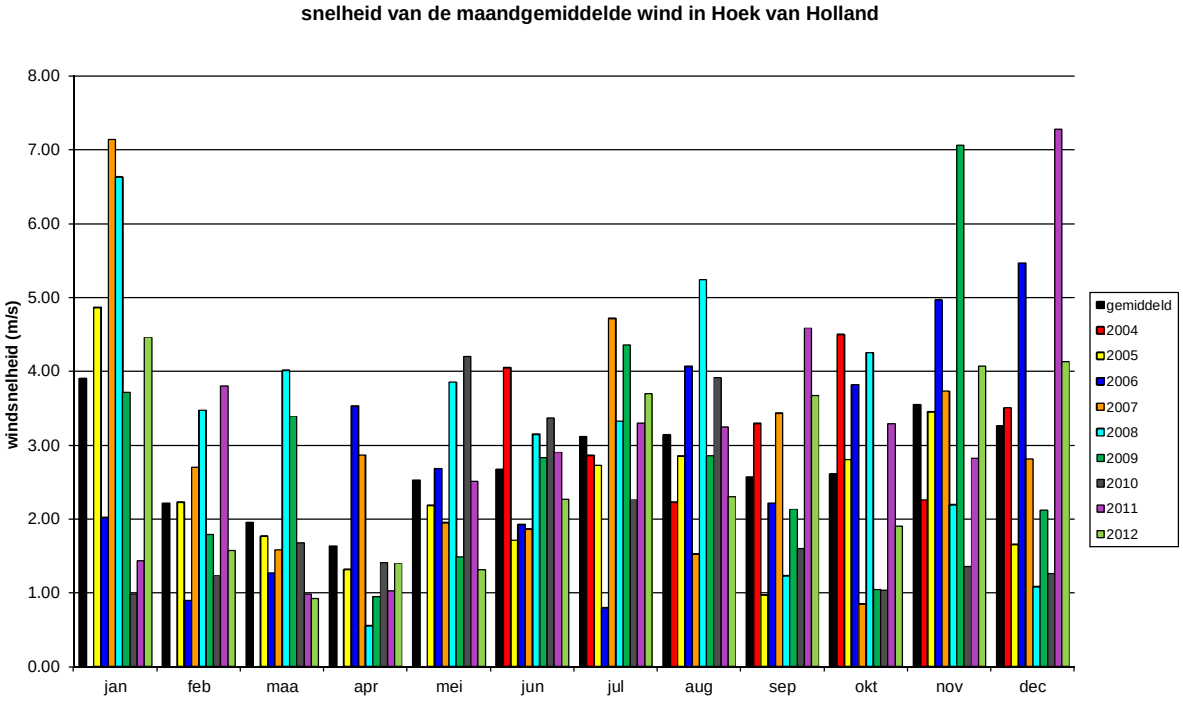
Figuur O.5 Maandgemiddelde afvoer uit het Haringvliet.



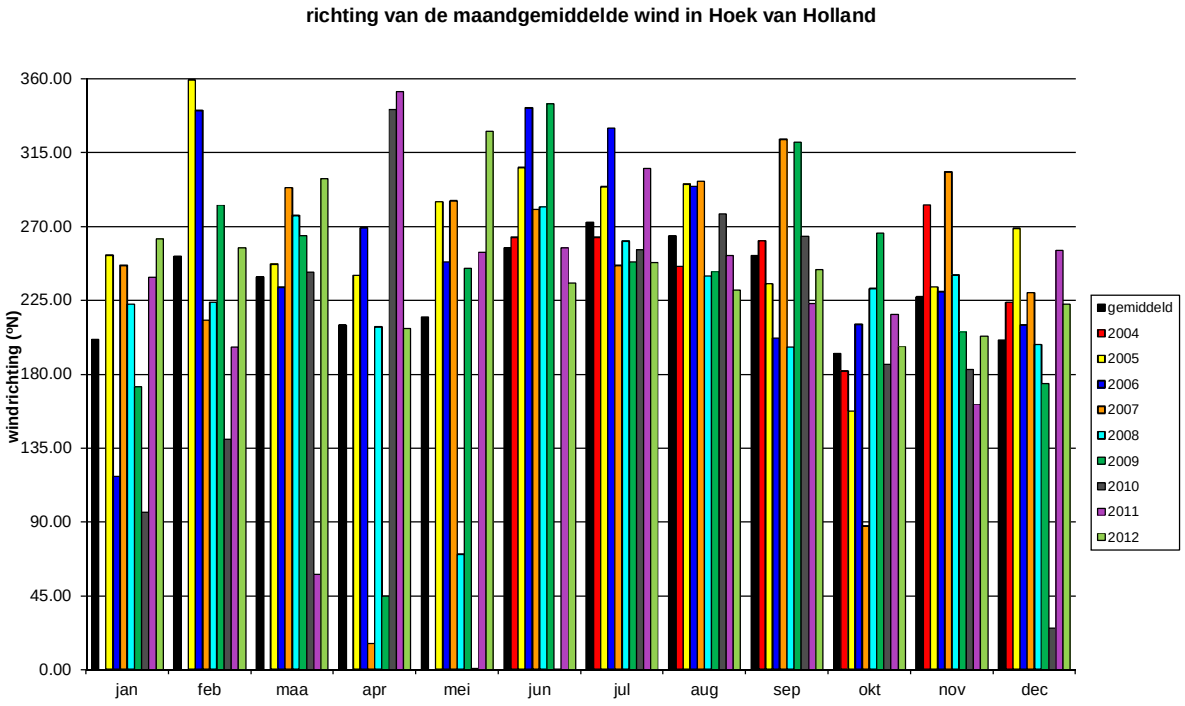
Figuur O.6 Maandgemiddelde afvoer uit de Maasmond.



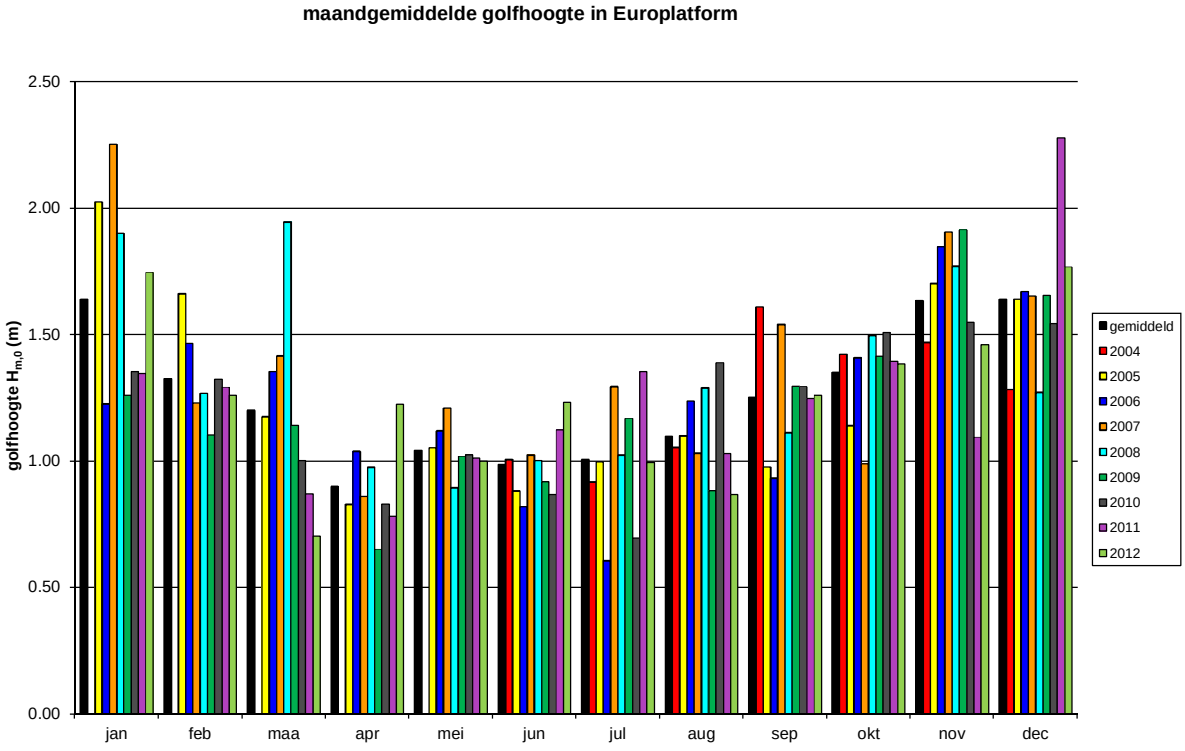
Figuur O.7 Maandgemiddelde afvoer uit de Schaar van Ouden Doel (geen gegevens 2012).



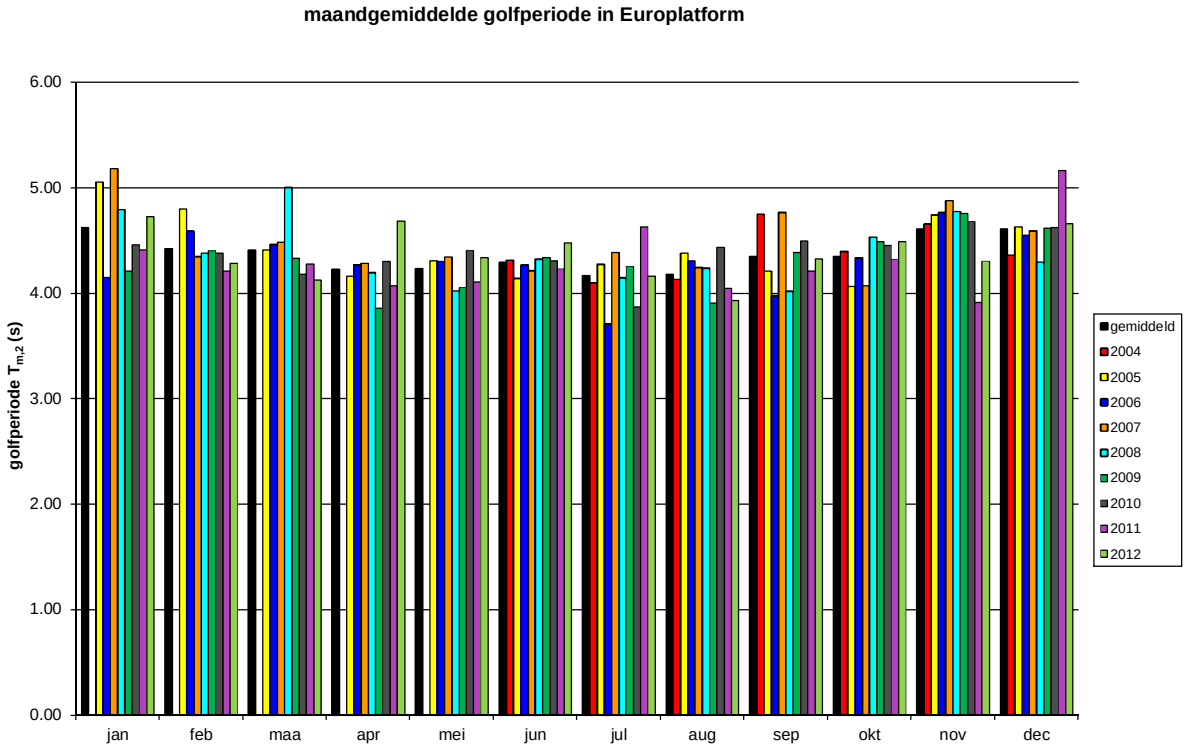
Figuur O.8 Maandgemiddelde windsnelheid in station Hoek van Holland.



Figuur O.9 Maandgemiddelde windrichting in station Hoek van Holland.

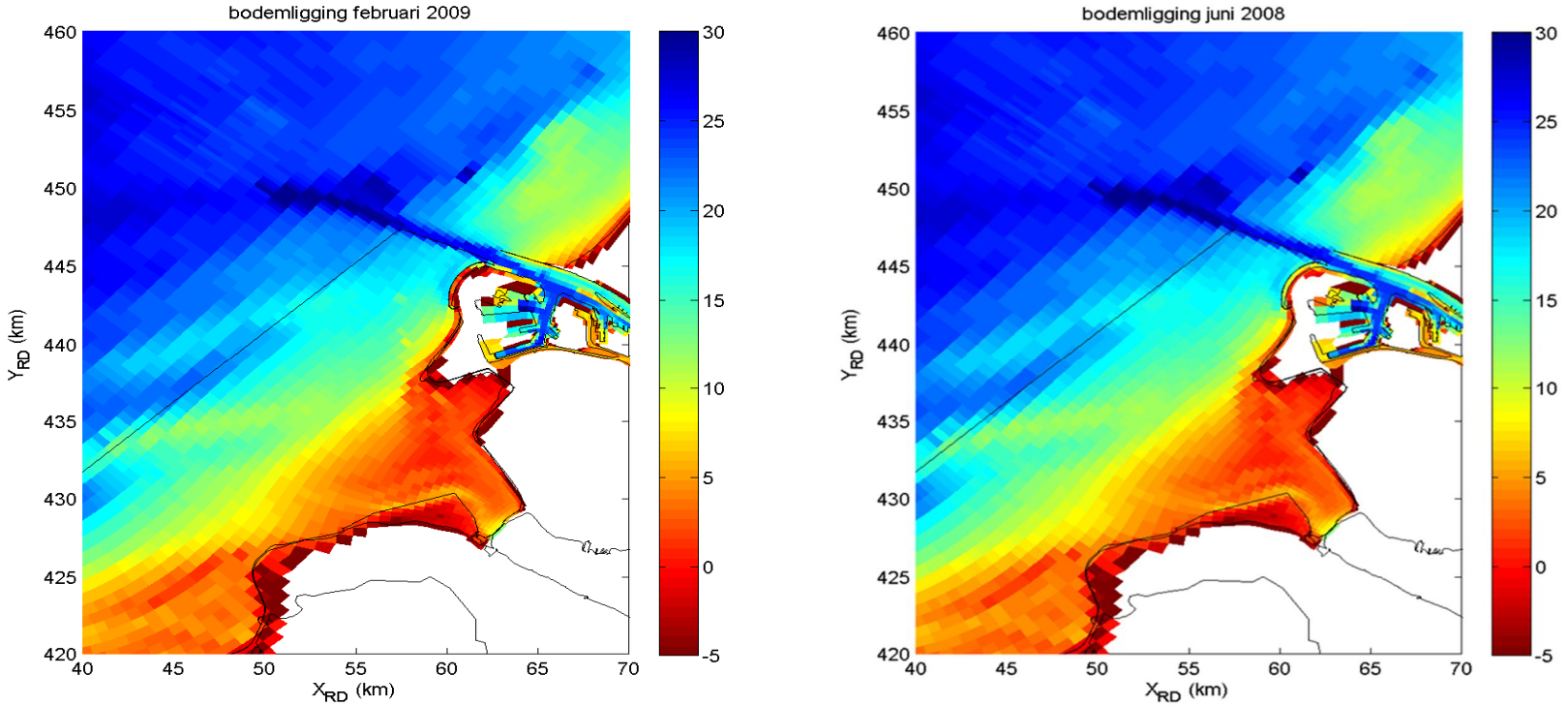


Figuur O.10 Maandgemiddelde golfhoogte in station Europlatform.

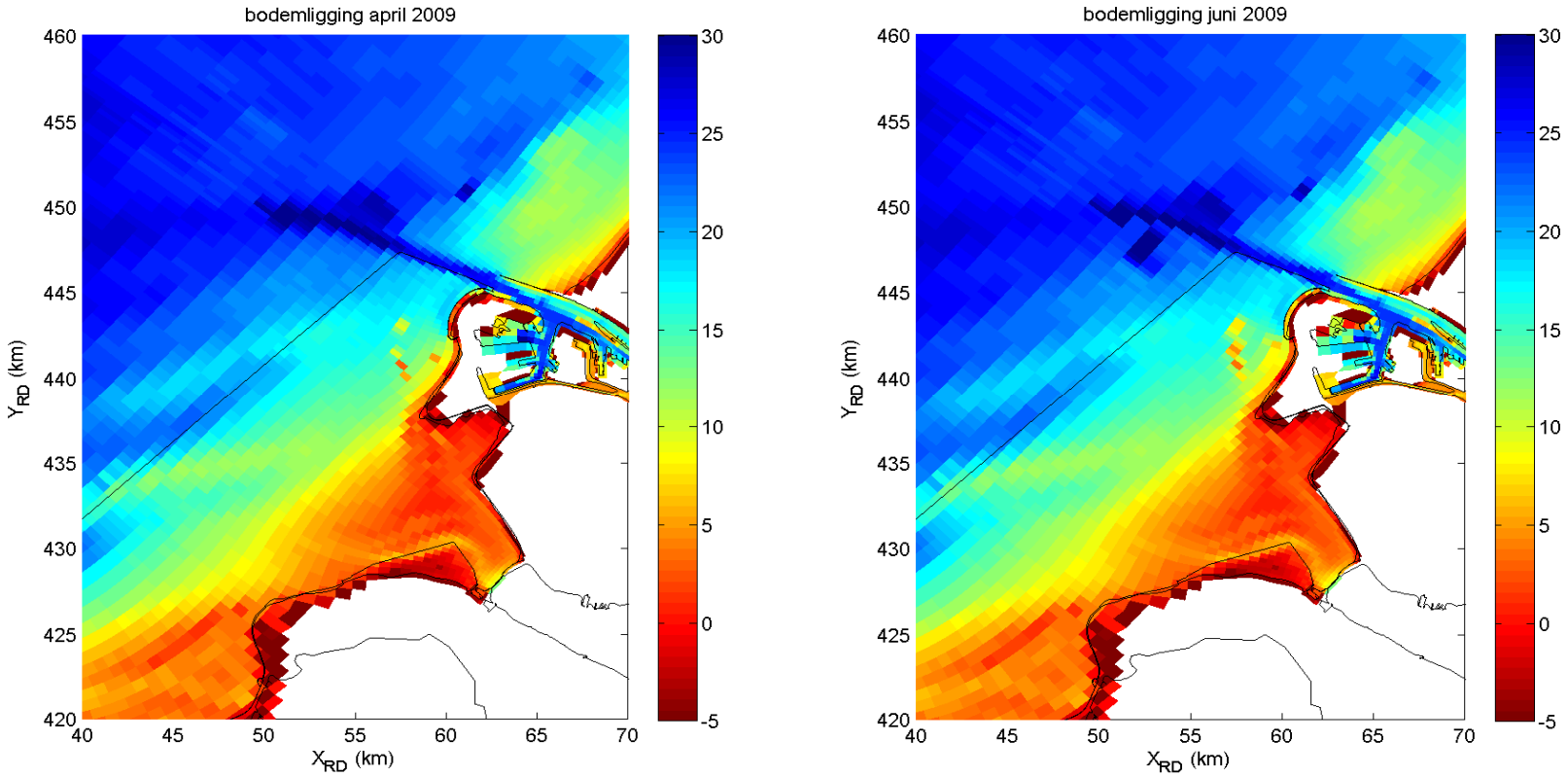


Figuur O.11 Maandgemiddelde golfperiode in station Europlatform.

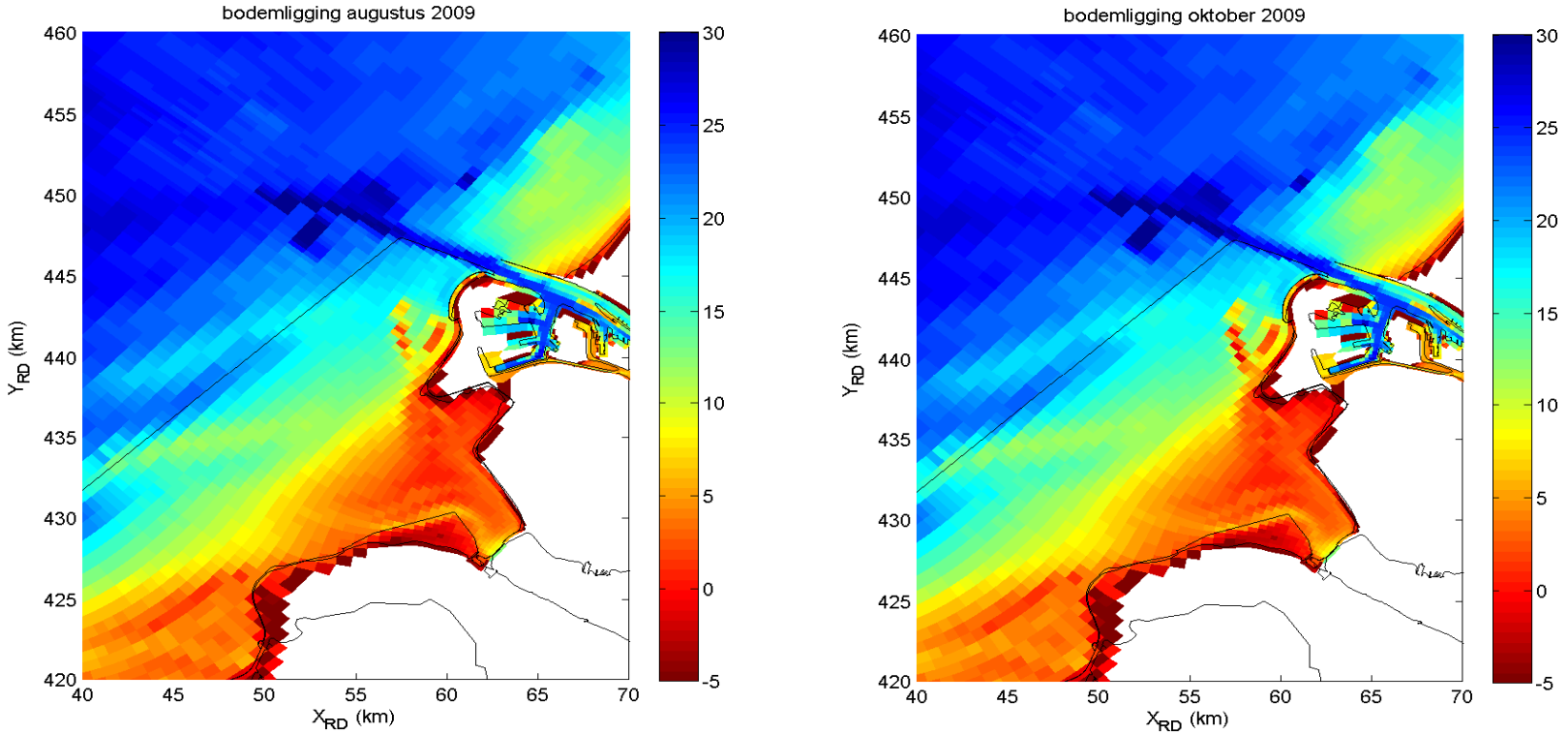
Bijlage P: Figuren van de bodemschematisatie in de omgeving van de Maasvlakte



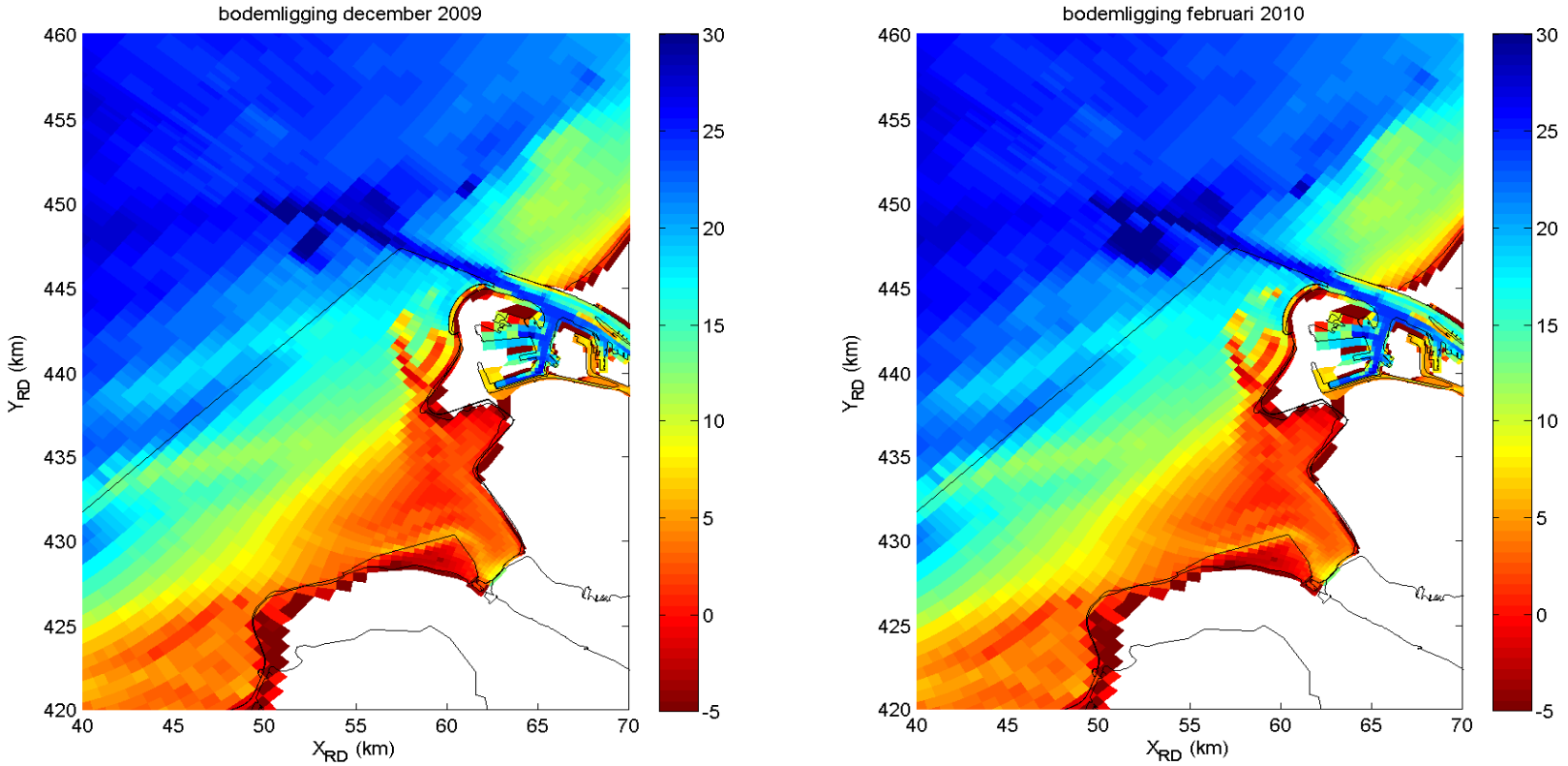
Figuur P.1 Voor aanleg en februari 2009.



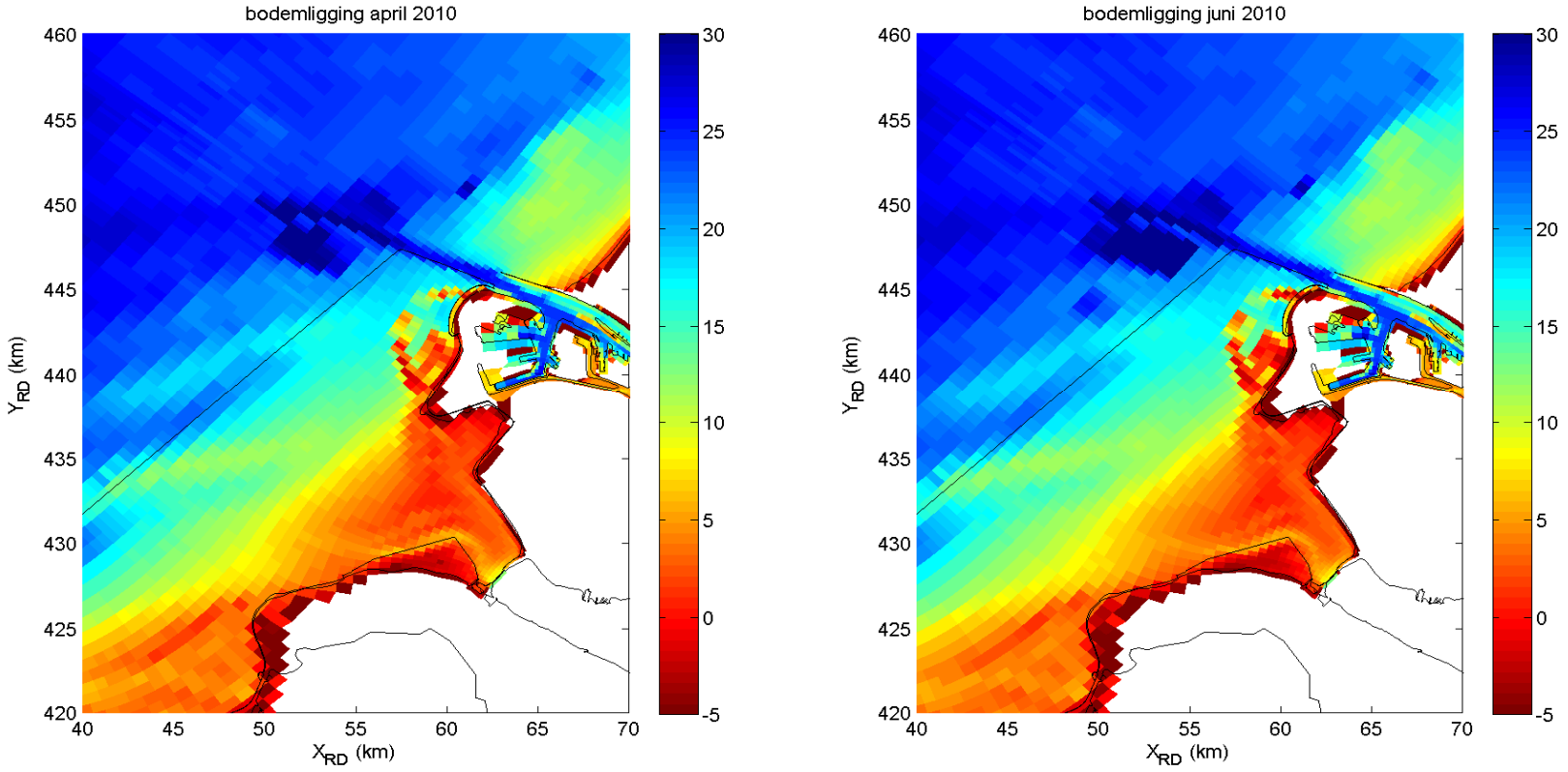
Figuur P.2 April en juni 2009.



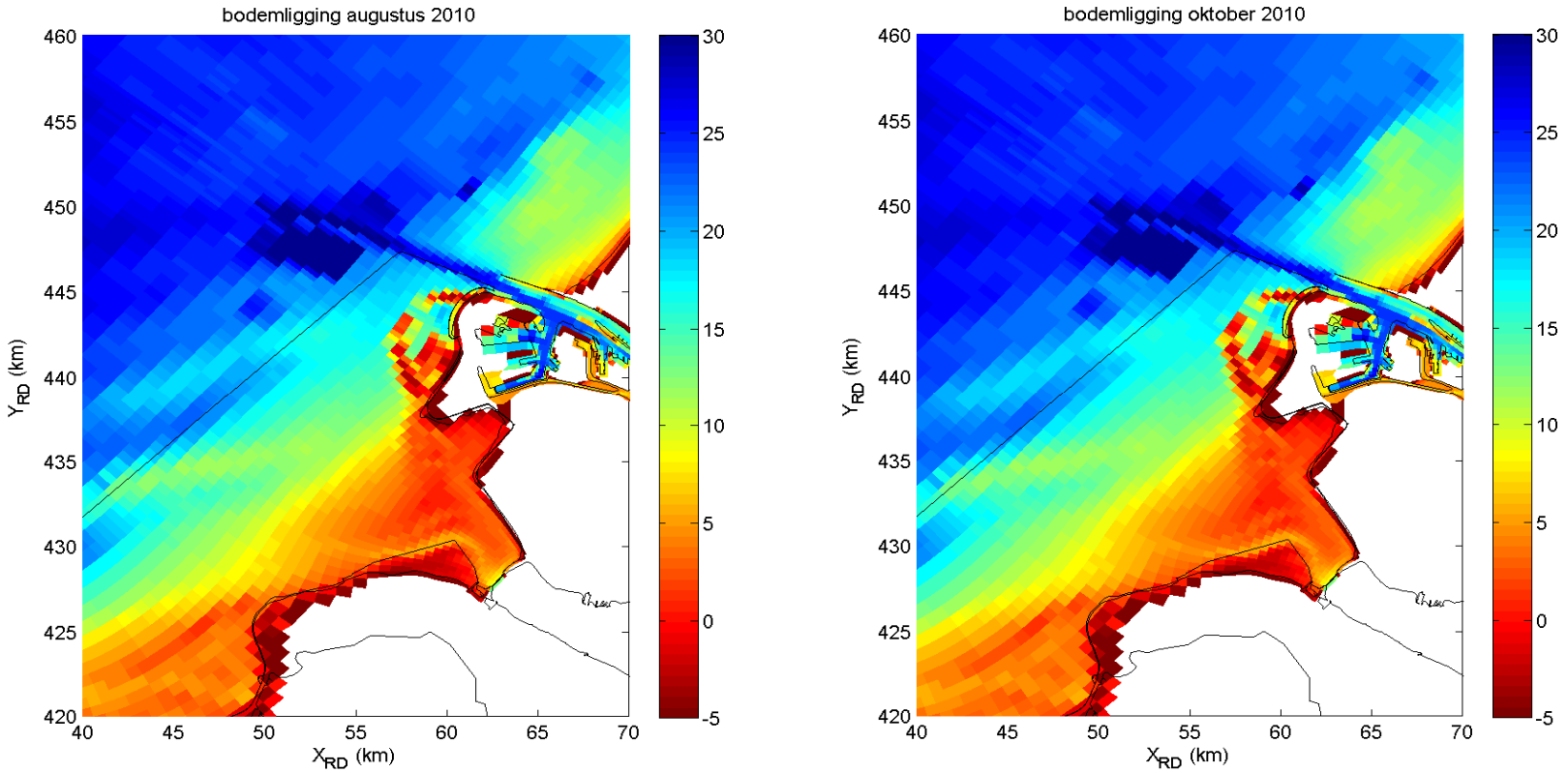
Figuur P.3 Augustus en oktober 2009.



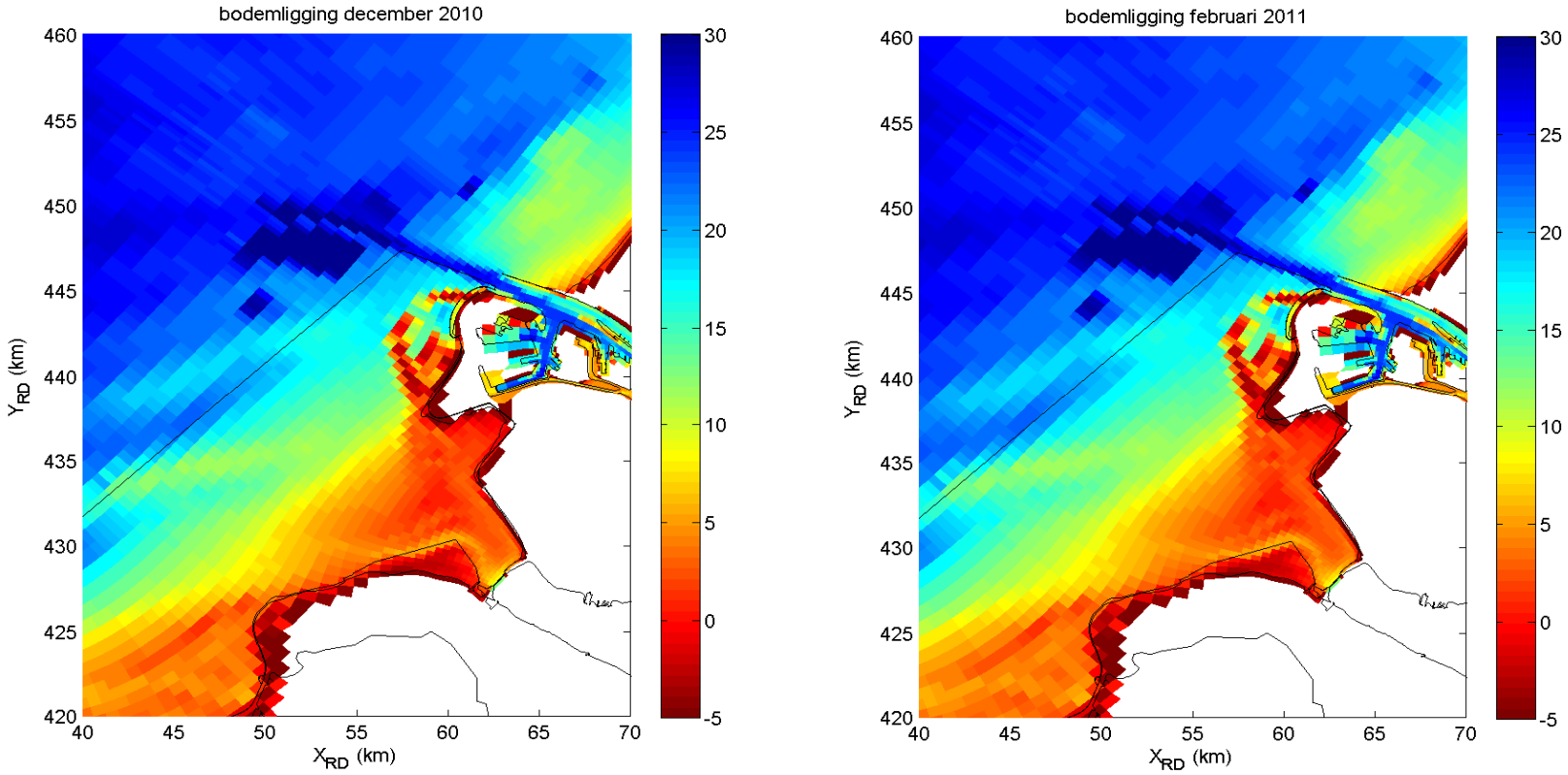
Figuur P.4 December 2009 en februari 2010.



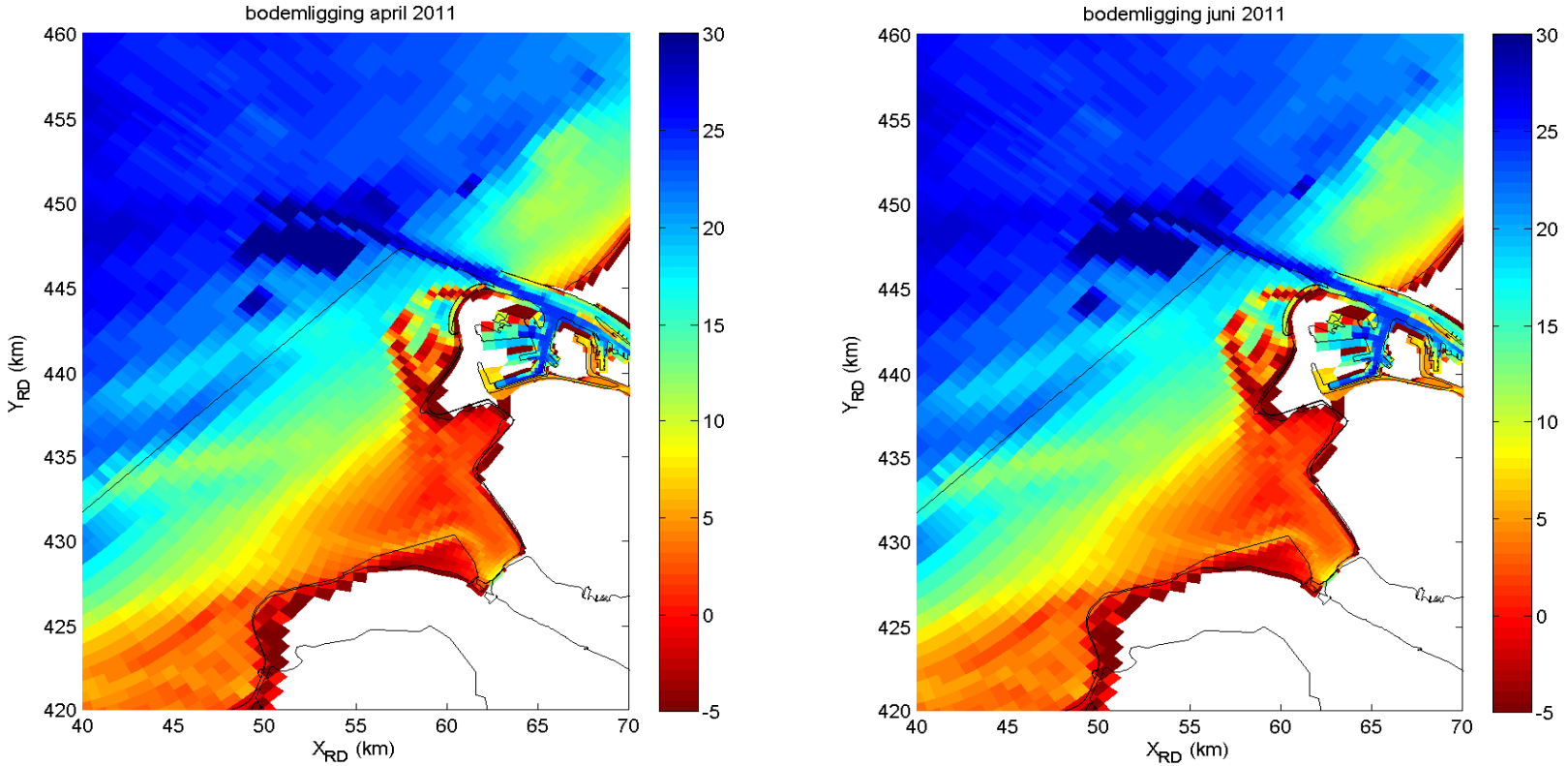
Figuur P.5 April en juni 2010.



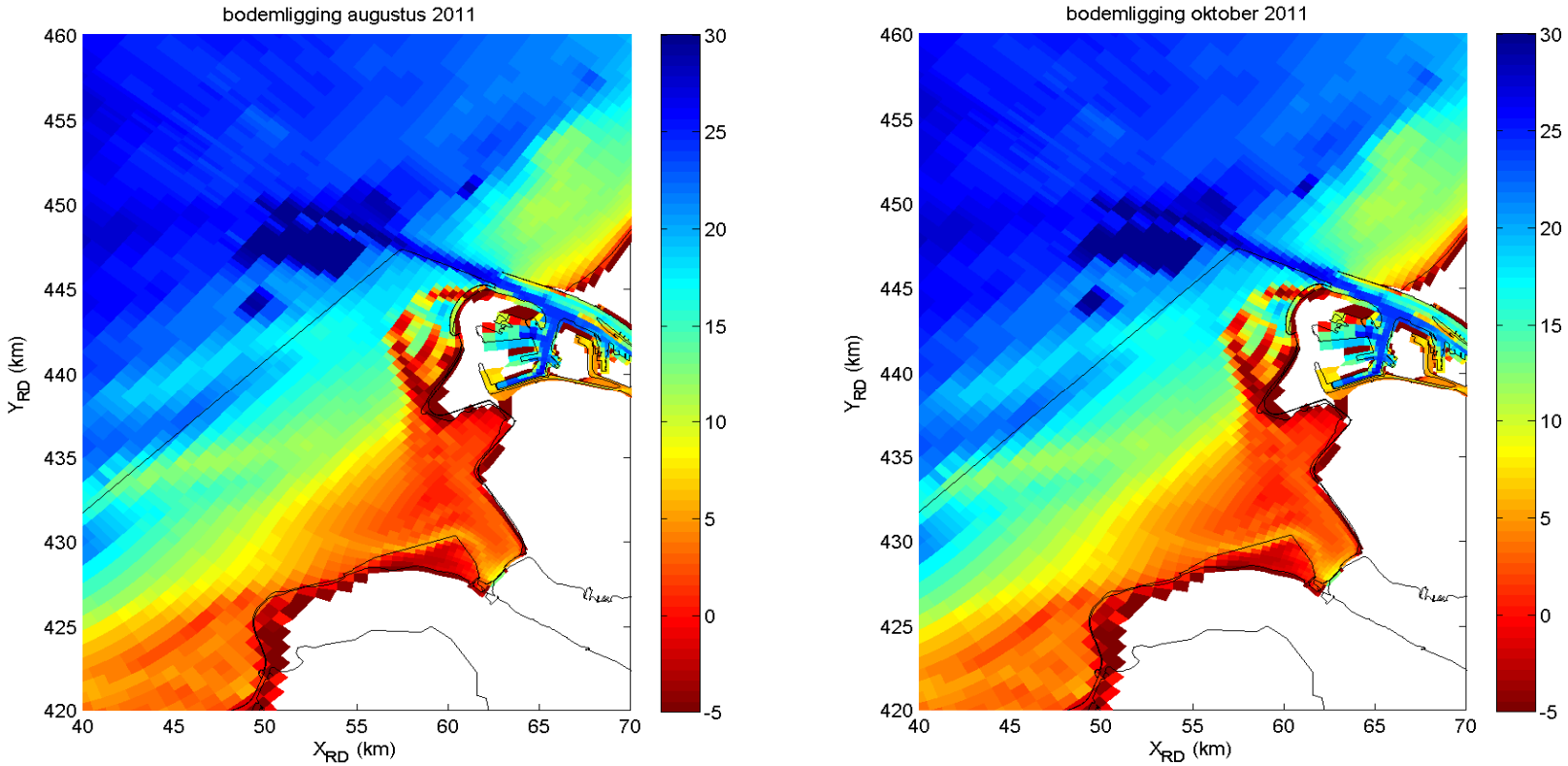
Figuur P.6 Augustus en oktober 2010.



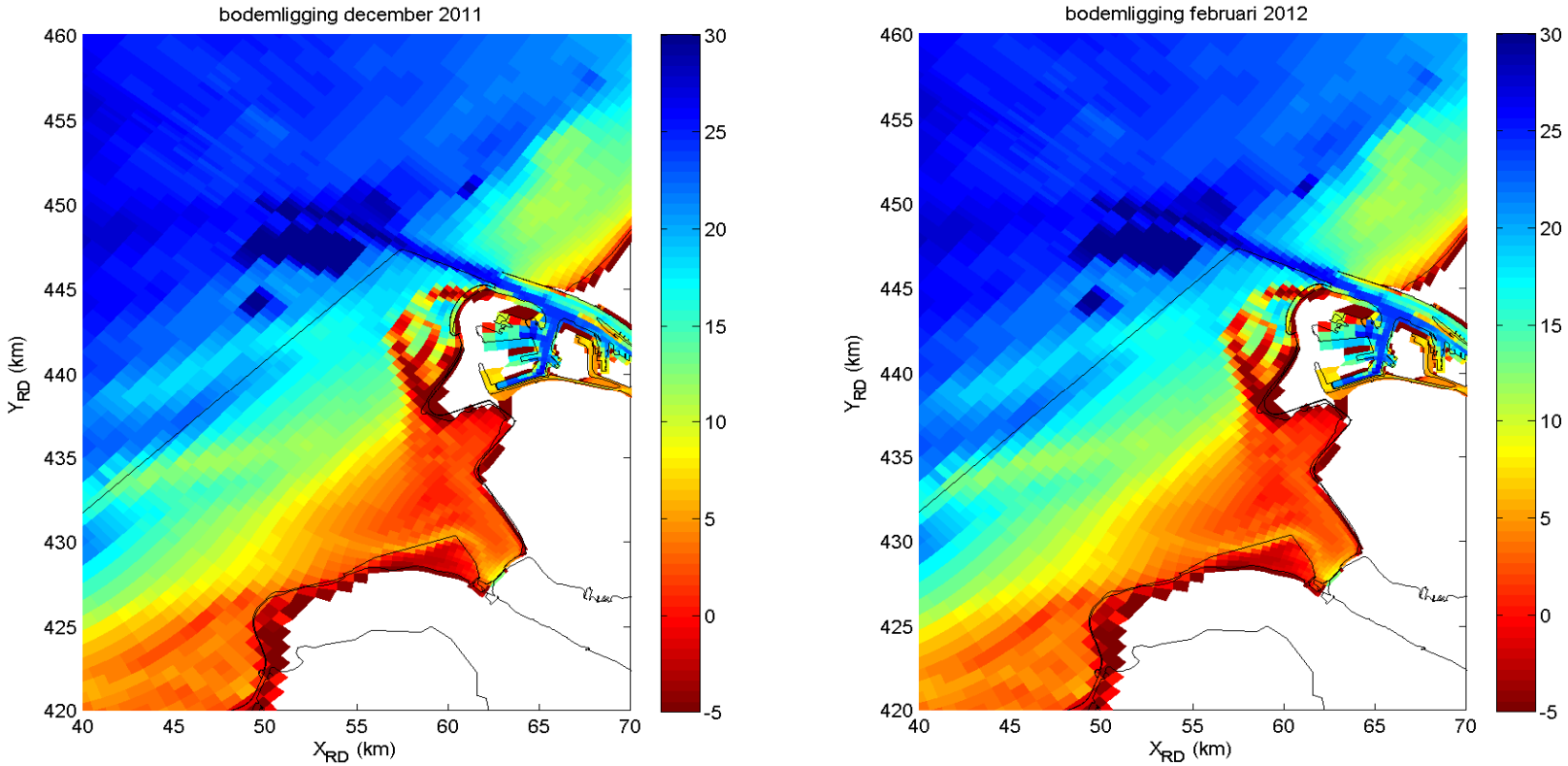
Figuur P.7 December 2010 en februari 2011.



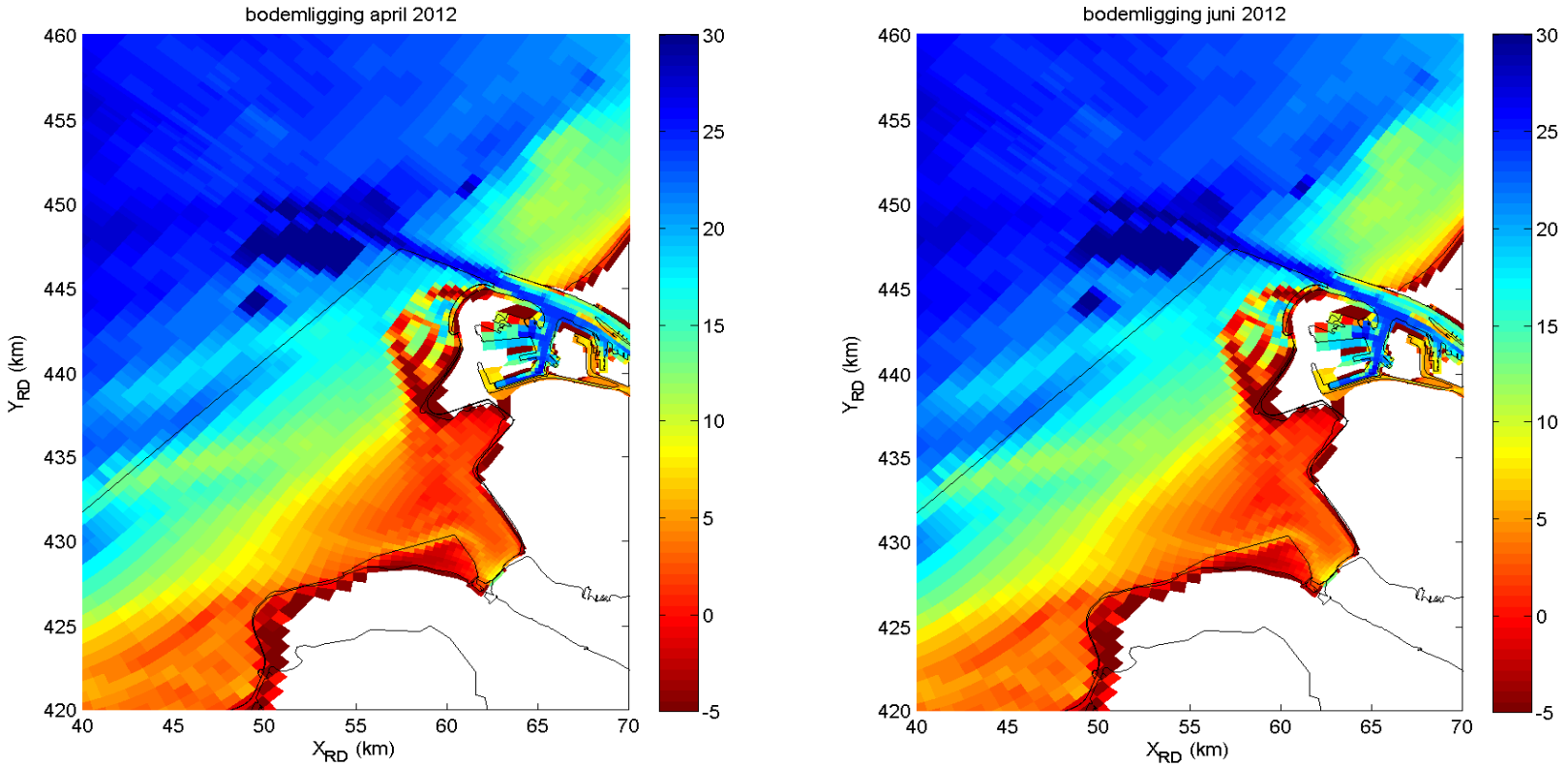
Figuur P.8 April en juni 2011.



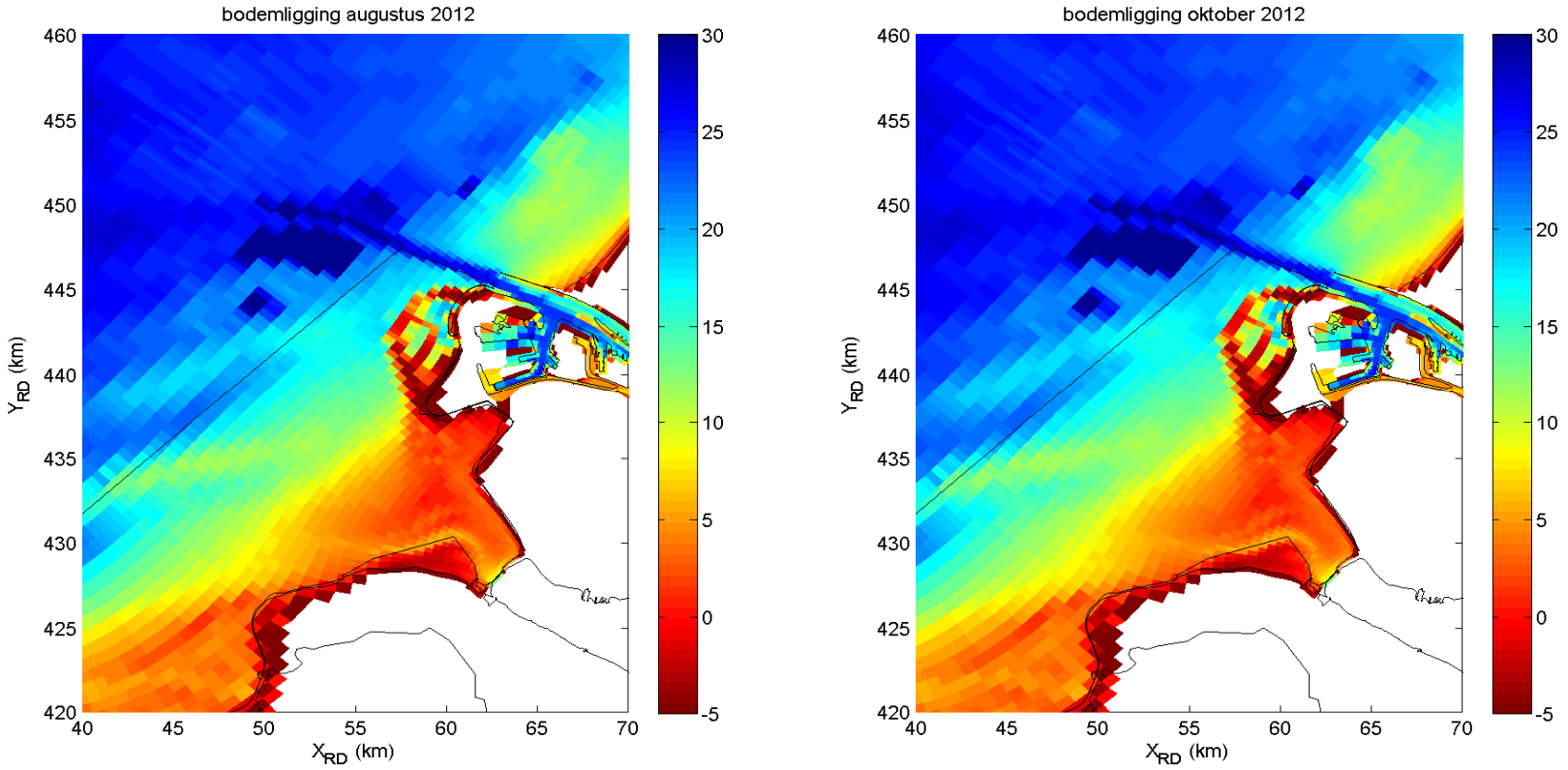
Figuur P.9 Augustus en oktober 2011.



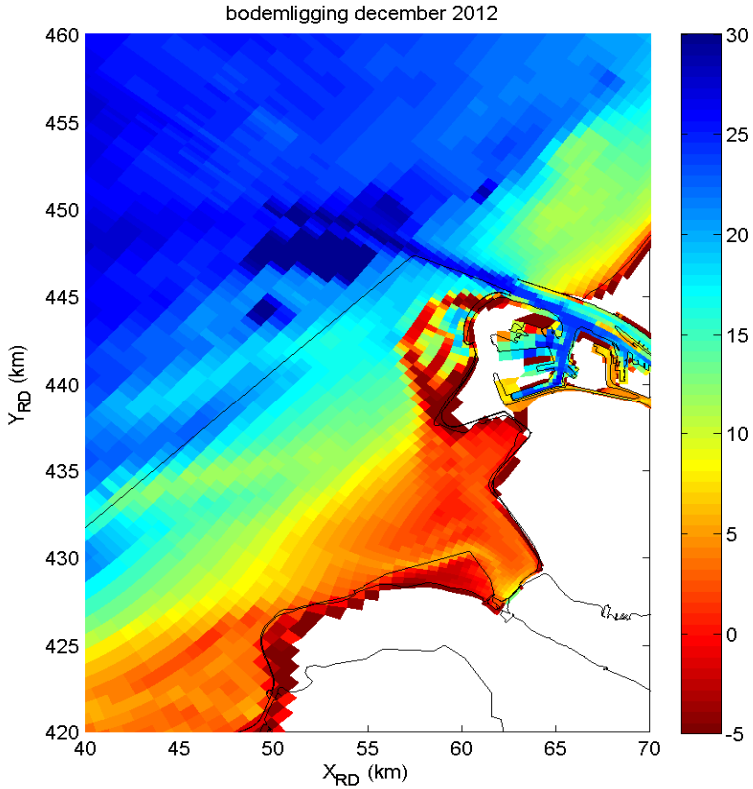
Figuur P.10 December 2011 en februari 2012.



Figuur P.11 April en juni 2012.

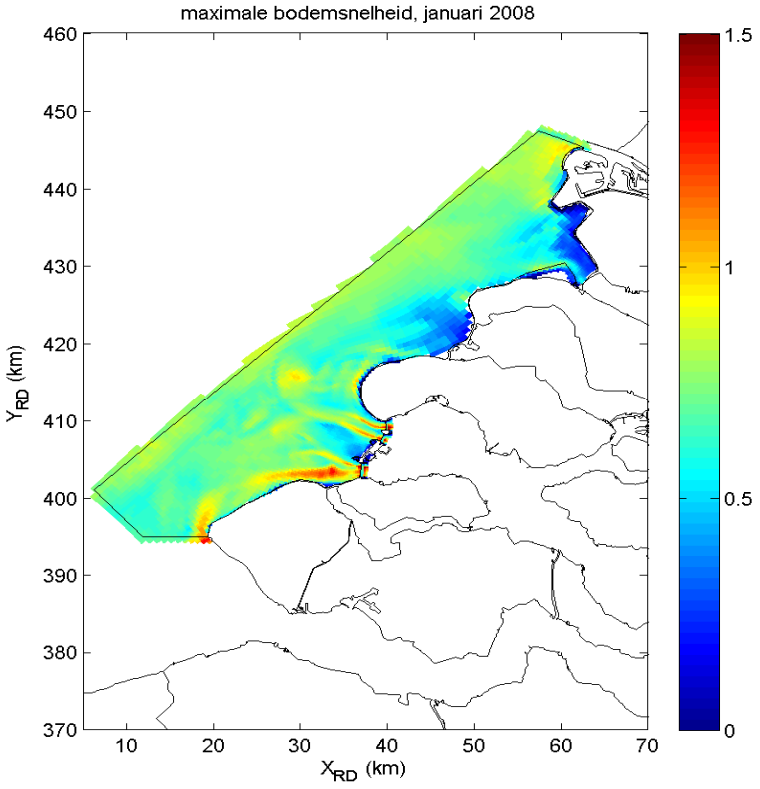


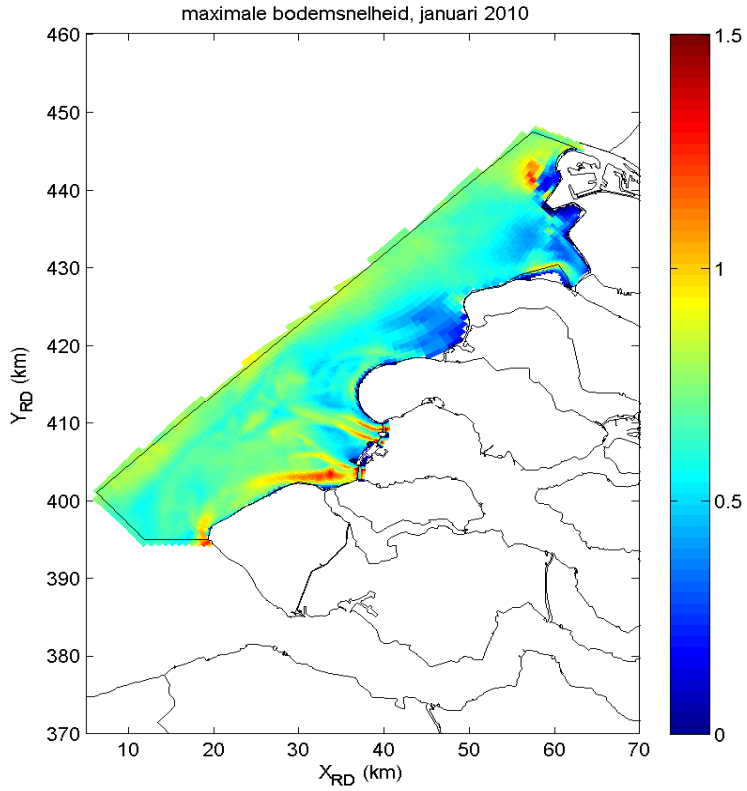
Figuur P.12 Augustus en oktober 2012.



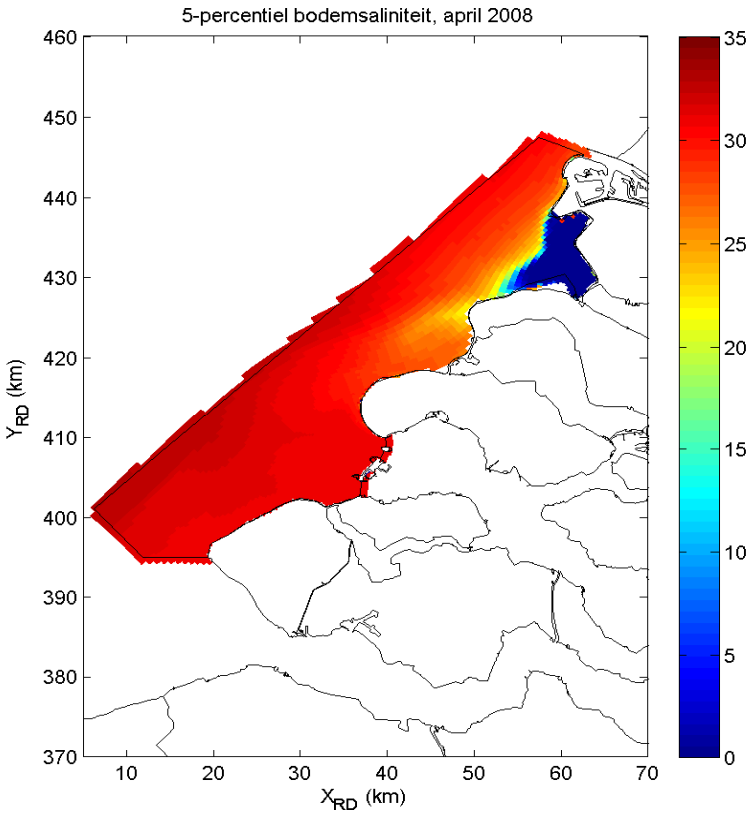
Figuur P.13 December 2012.

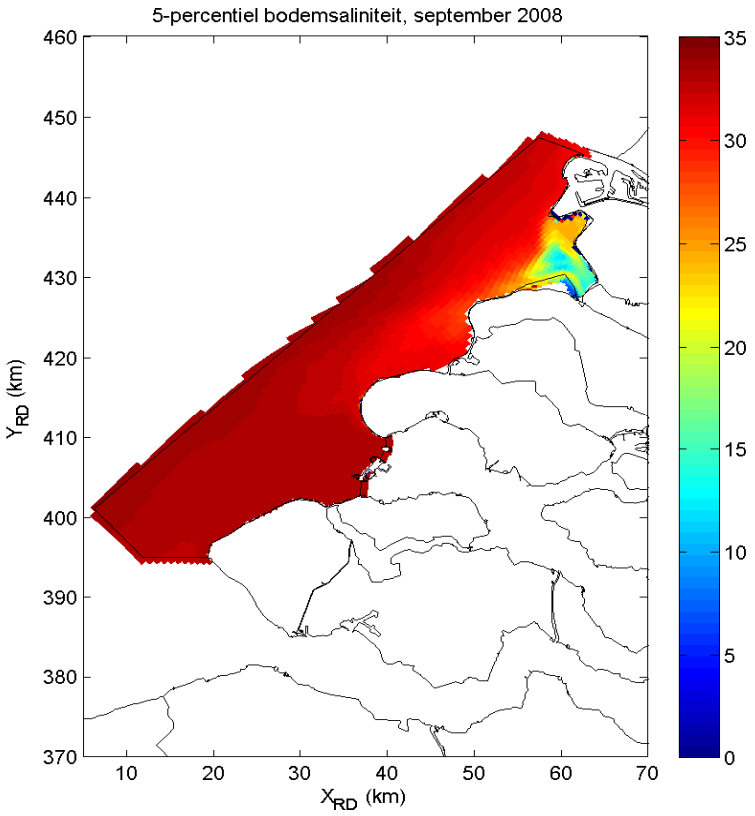
Bijlage Q: Figuren van toegeleverde data aan perceel Benthos



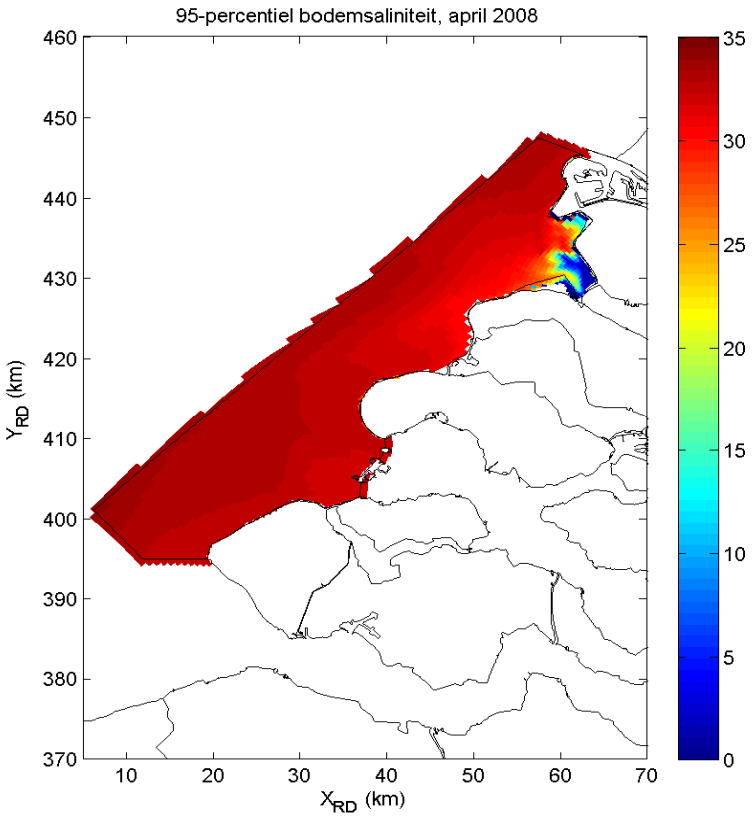


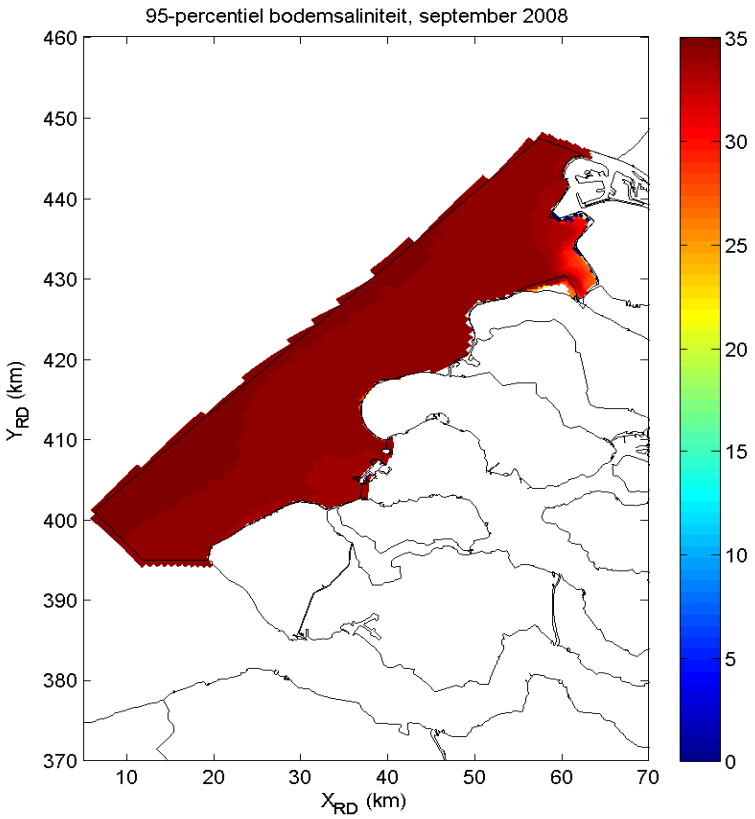
Figuur Q.1 Maximale bodemsnelheid in januari 2008 en januari 2010.


5-percentiel bodemsaliniteit, april 2008
460
450
440
430
420
410
400
390
380
370
Y_RD (km)
10
20
30
40
50
60
70
X_RD (km)
35
30
25
20
15
10
5
0

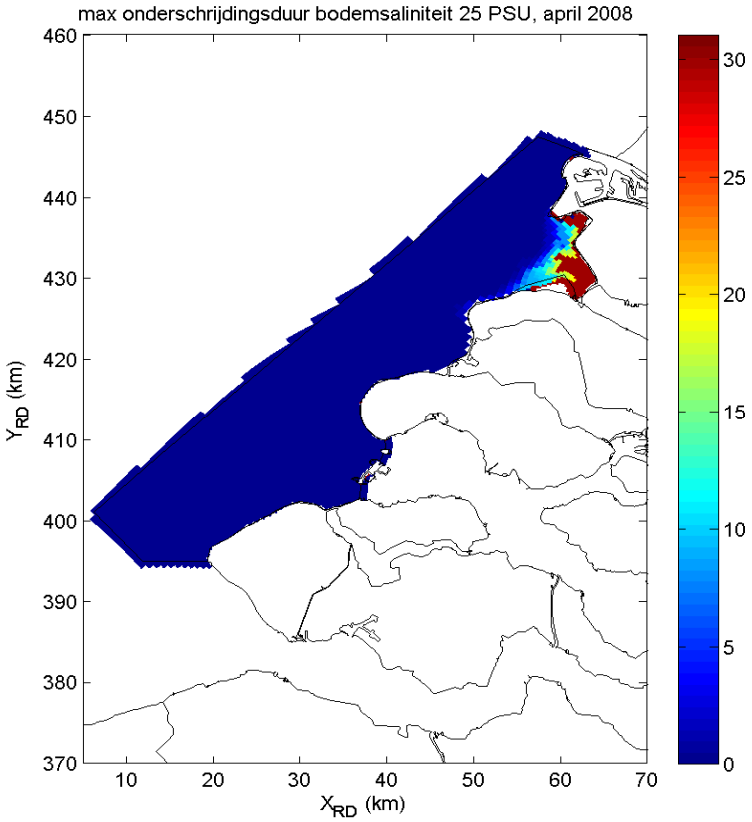


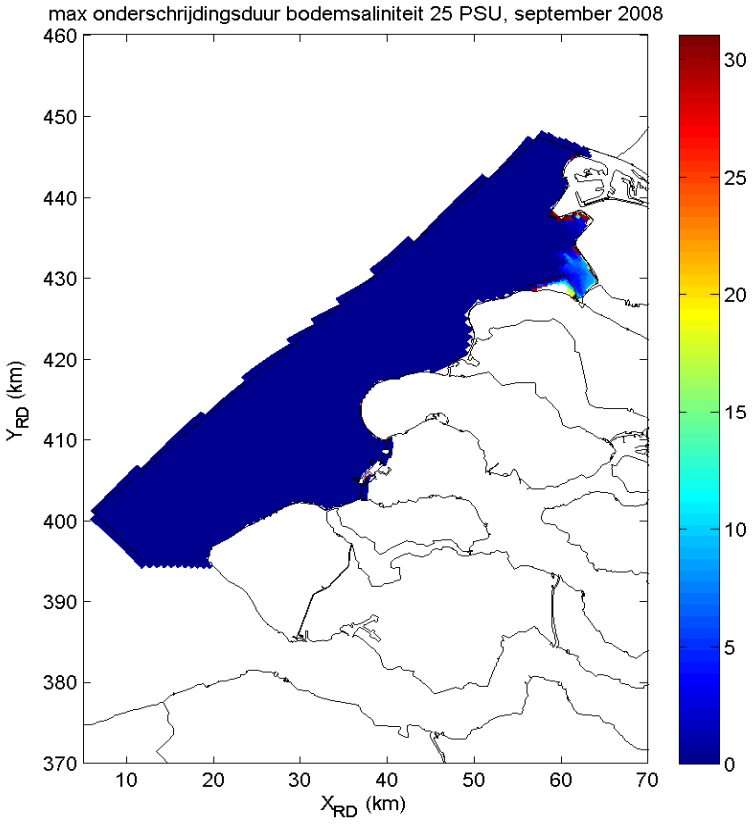
Figuur Q.2 5-percentiel van de bodemsaliniteit in april en september 2008.


95-percentiel bodemsaliniteit, april 2008
460
450
440
430
420
410
400
390
380
370
Y_RD (km)
10
20
30
40
50
60
70
X_RD (km)
35
30
25
20
15
10
5
0

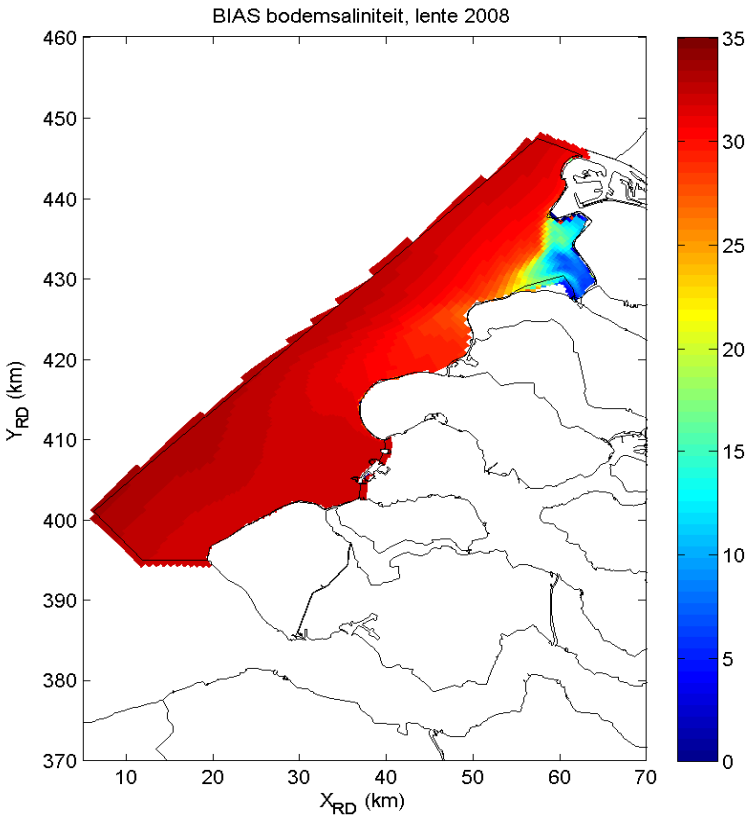


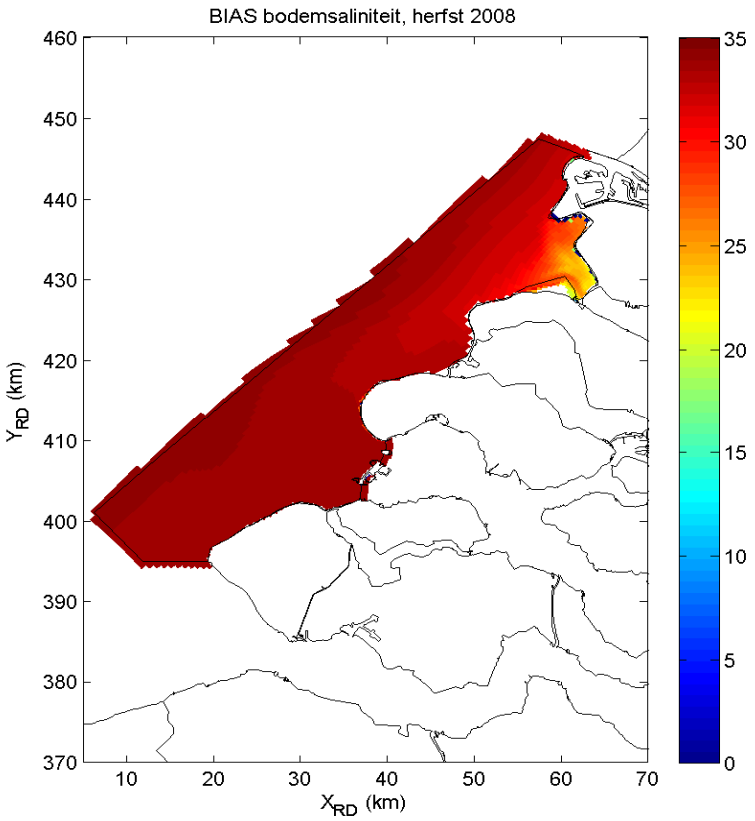
Figuur Q.3 95-percentiel van de bodemsaliniteit in april en september 2008.


max onderschrijdingsduur bodemsaliniteit 25 PSU, april 2008
460
450
440
430
420
410
400
390
380
370
Y_{RD} (km)
10
20
30
40
50
60
70
X_{RD} (km)
30
25
20
15
10
5
0

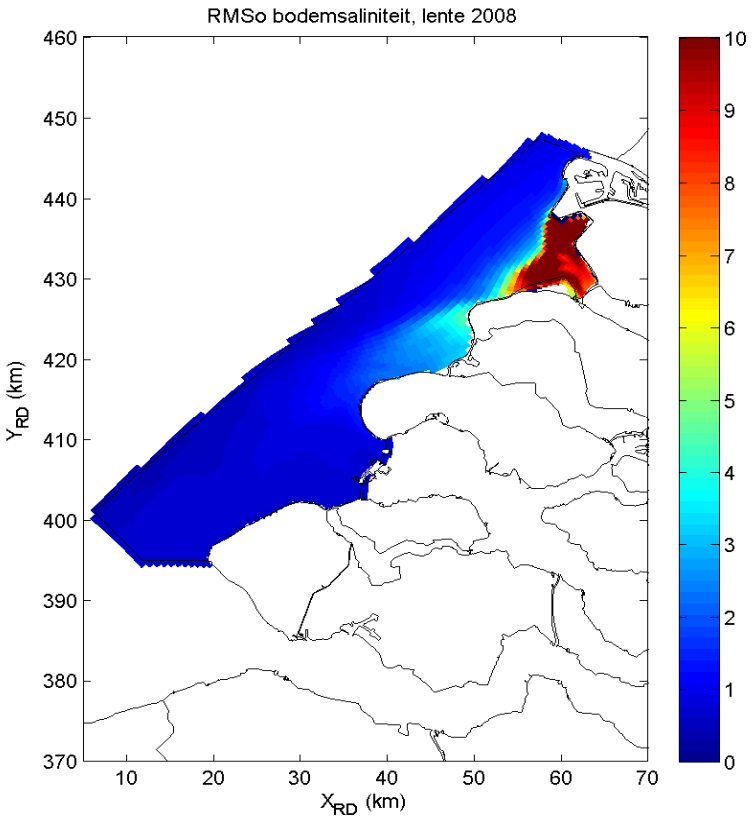


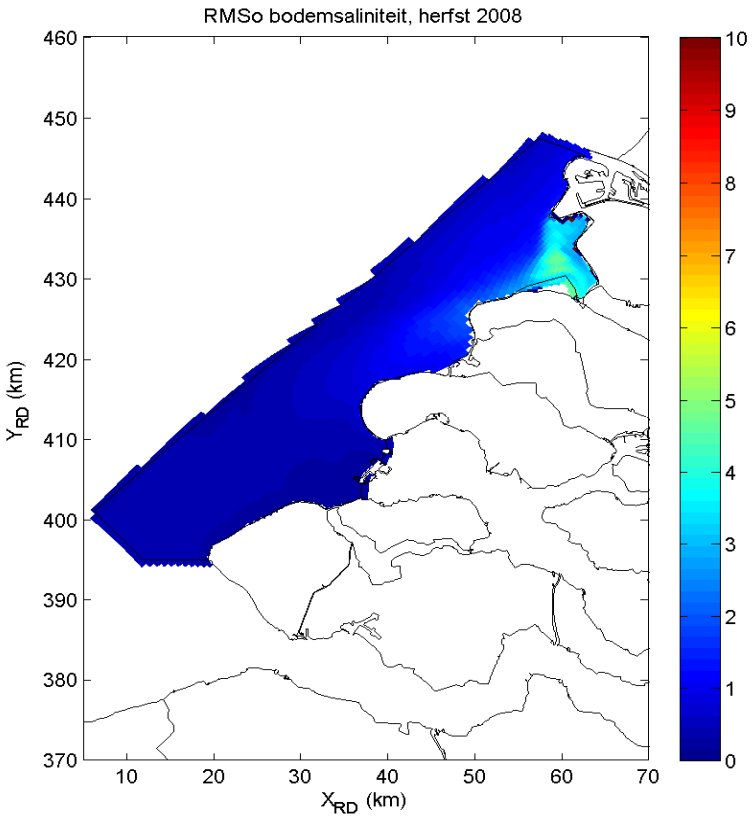
Figuur Q.4 *Maximale duur dat de bodemsaliniteit aaneengesloten onder de 25 PSU blijft in april en september 2008.*


BIAS bodemsaliniteit, lente 2008
460
450
440
430
420
410
400
390
380
370
Y_{RD} (km)
10
20
30
40
50
60
70
X_{RD} (km)
35
30
25
20
15
10
5
0

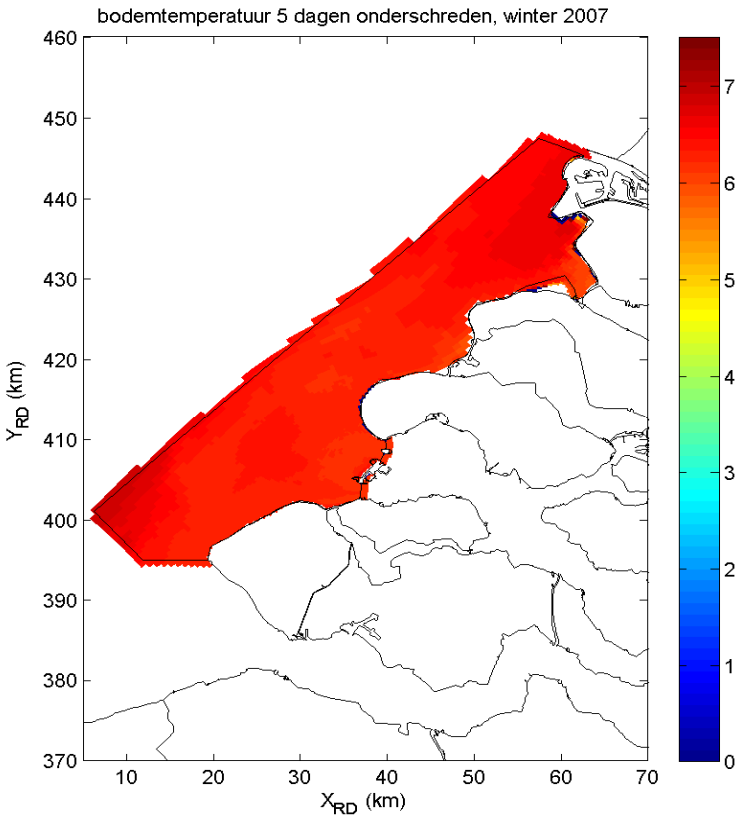


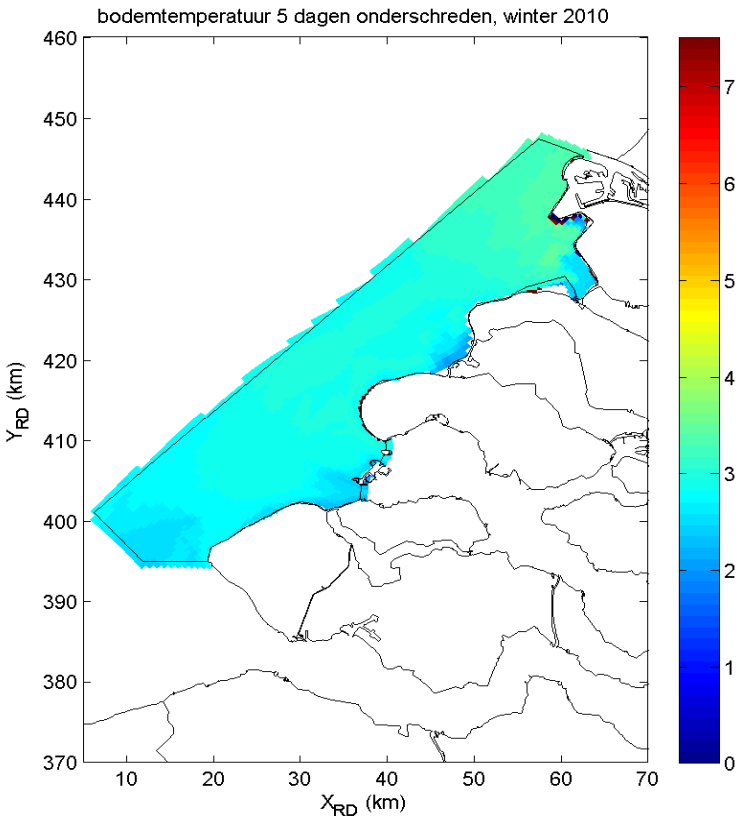
Figuur Q.5 Maandgemiddelde bodemsaliniteit in voor- en najaar 2008.


RMSo bodemsaliniteit, lente 2008
460
450
440
430
420
410
400
390
380
370
Y_{RD} (km)
10
20
30
40
50
60
70
X_{RD} (km)
10
9
8
7
6
5
4
3
2
1
0

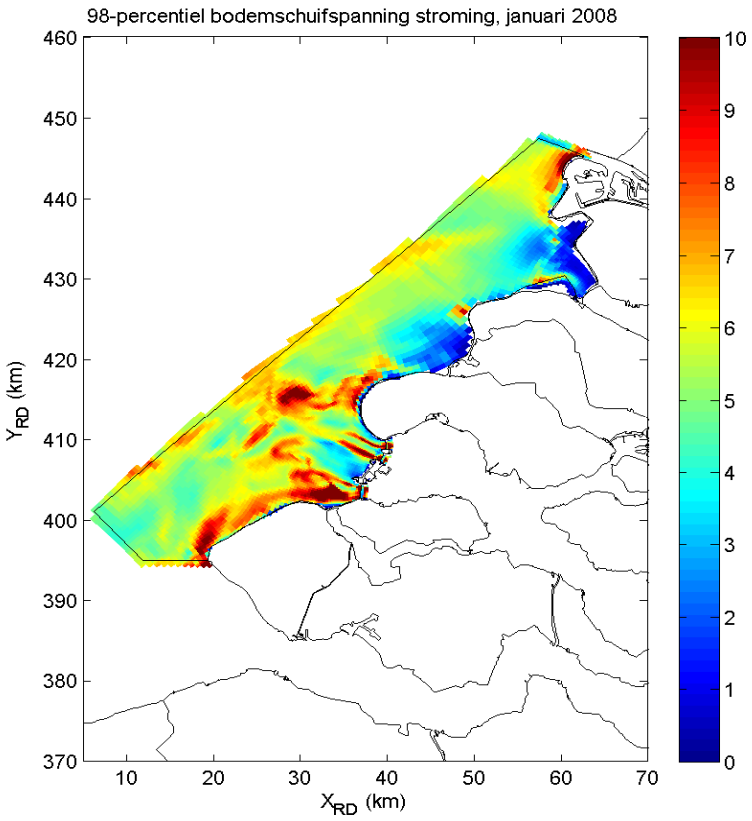


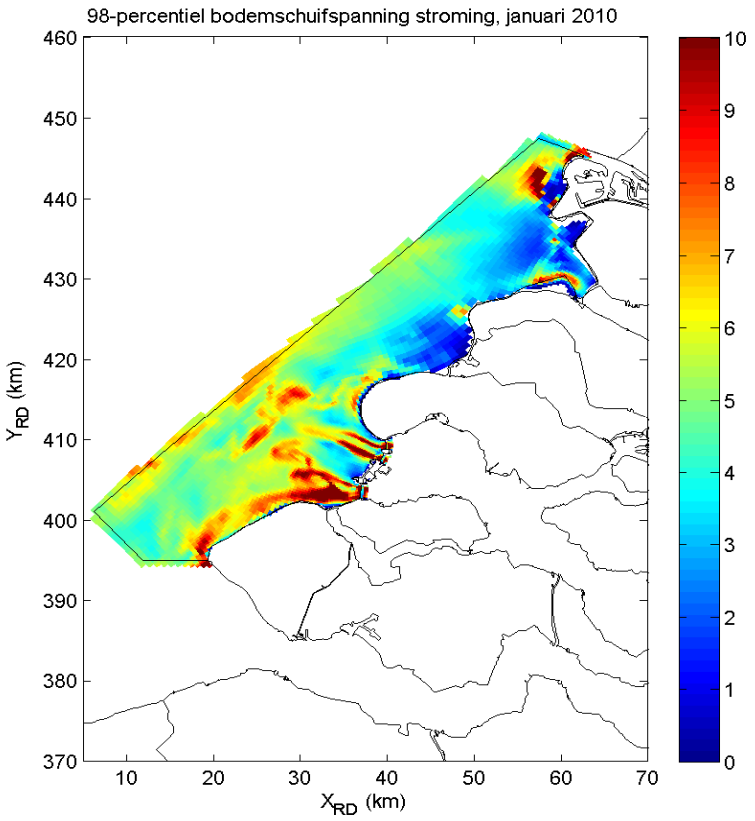
Figuur Q.6 Standaarddeviatie van de bodemsaliniteit in voor- en najaar 2008.


bodemtemperatuur 5 dagen onderschreden, winter 2007
460
450
440
430
420
410
400
390
380
370
Y_{RD} (km)
10
20
30
40
50
60
70
X_{RD} (km)
7
6
5
4
3
2
1
0

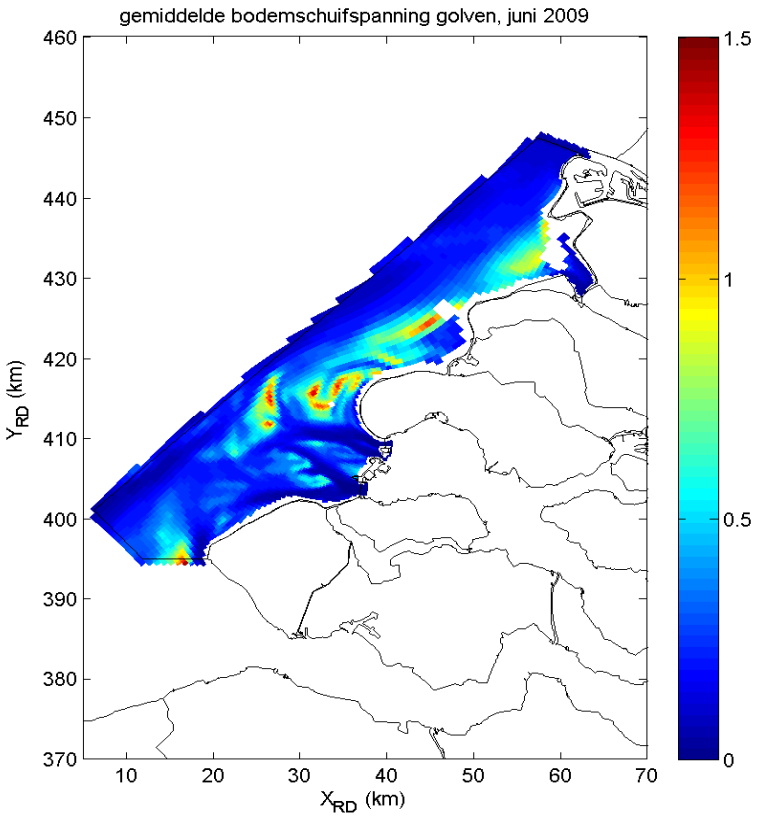


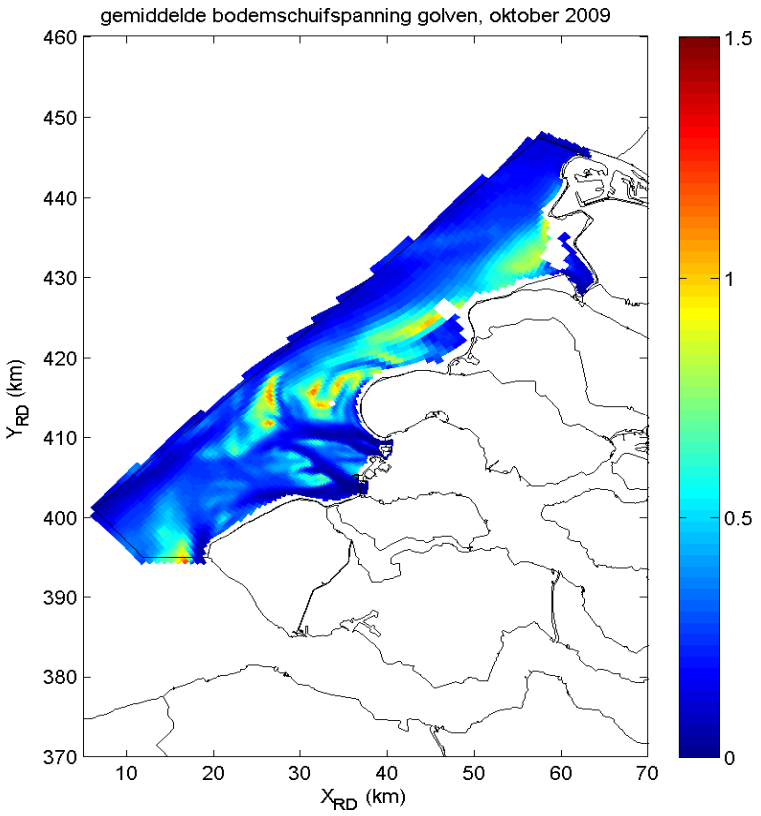
Figuur Q. *Bodemtemperatuur die 5 aaneengesloten dagen wordt onderschreden in de winter 2007 en de winter 2010.*


98-percentiel bodemschuifspanning stroming, januari 2008
460
450
440
430
420
410
400
390
380
370
Y_{RD} (km)
10
20
30
40
50
60
70
X_{RD} (km)
10
9
8
7
6
5
4
3
2
1
0

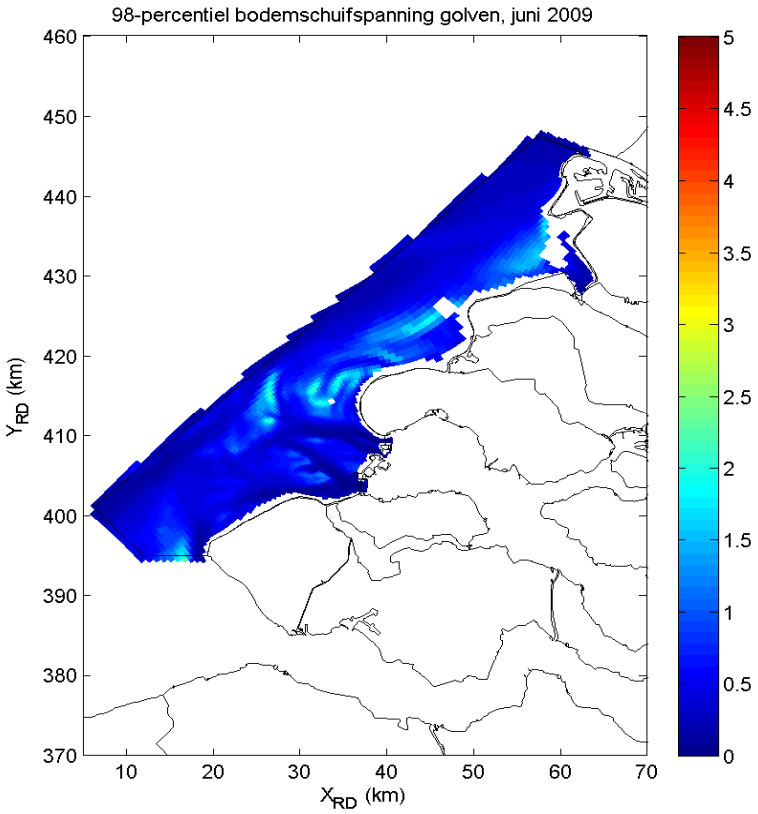


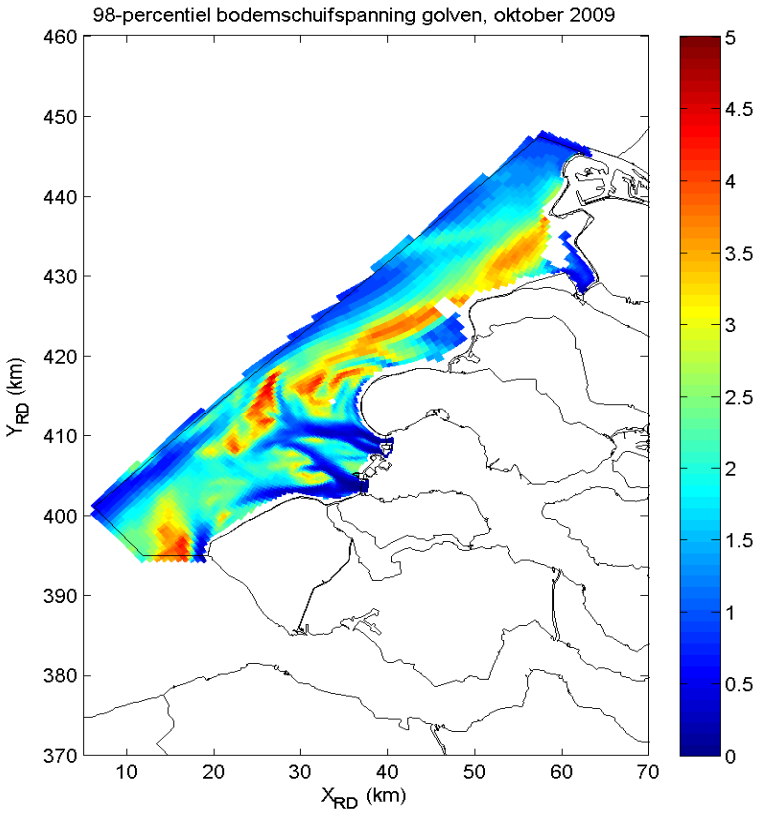
Figuur Q.8 98-percentiel van de bodemschuifspanning ten gevolge van stroming in januari 2008 en januari 2010.


gemiddelde bodemschuifspanning golven, juni 2009
460
450
440
430
420
410
400
390
380
370
Y_RD (km)
10
20
30
40
50
60
70
X_RD (km)
1.5
1
0.5
0



Figuur Q.9 Gemiddelde bodemschuifspanning ten gevolge van golven in juni en oktober 2009.


98-percentiel bodemschuifspanning golven, juni 2009
460
450
440
430
420
410
400
390
380
370
Y_RD (km)
10
20
30
40
50
60
70
X_RD (km)
5
4.5
4
3.5
3
2.5
2
1.5
1
0.5
0



Figuur Q.10 98-percentiel van de bodemschuifspanning ten gevolge van golven in juni en oktober 2009.

8 Perceel Gebruik

Auteurs: H.C.M. Seegers (CSO), L.M. van Calsteren-de Bruijn (CSO) en J. Schuur (CSO)

8.1 UITGEVOERDE WERKZAAMHEDEN

De doelstelling en onderzoeksvragen voor perceel gebruik staan beschreven in deel B van jaarrapport 2010 (Deltares, 2011). Hoofddoel is inzicht geven in menselijk gebruik van de Voordelta en daarmee een bijdrage leveren aan de beantwoording van de MEP (Monitorings- en Evaluatie Programma Maasvlakte2) evaluatievragen.

8.1.1 Leeswijzer

In dit hoofdstuk ligt de focus op beantwoording van de MEP evaluatievragen betreffende zwarte zee-eenden (MEP 2) en sterns (MEP 3/4). Hiertoe wordt de verzamelde informatie van alle gebruiksfuncties in samenhang beschouwd. De MEP evaluatievraag betreffende bodemberoering habitattype 1110 (MEP 1) wordt behandeld in hoofdstuk 1, Visserij. Voor een nadere analyse van de garnalen- en (bodemberoerende)visserij wordt daarom verwezen naar hoofdstuk 1.

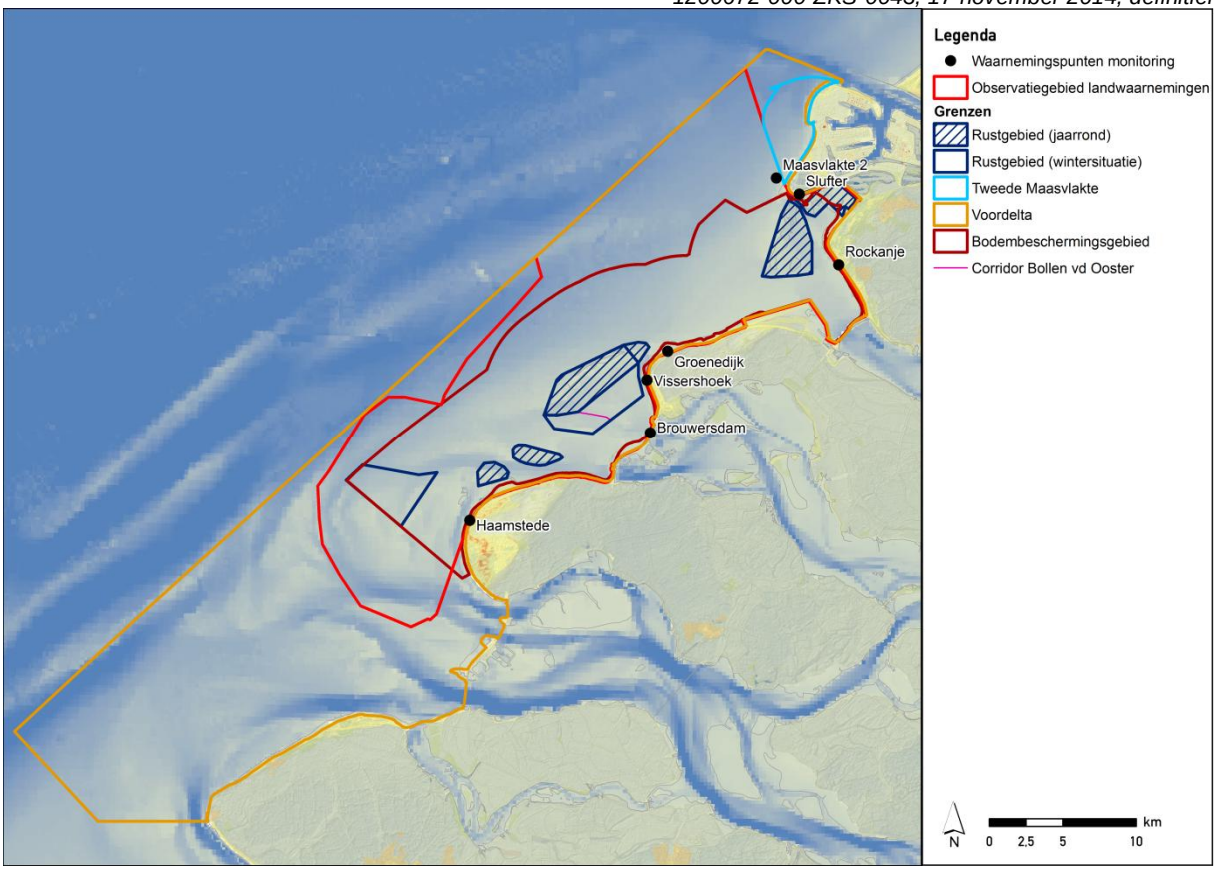
- Paragraaf 8.1 geeft naast de ligging van het plangebied, de gebruikte informatiebronnen, en de meetperiode waar dit hoofdstuk verslag van doet ook toelichting op de methode zoals gehanteerd in het meetjaar 2013.
- Paragraaf 8.2 geeft per type gebruik de trend door de jaren heen, met daarbij eventuele bijzonderheden die specifiek voor dat type gebruik gelden. Voor een gedetailleerd beeld van de omstandigheden en type gebruik per locatie wordt verwezen naar eerdere jaarrapporten.
- In paragraaf 8.3 wordt een overkoepelend integraal beeld van al het menselijk gebruik in de Voordelta geschetst, zowel in ruimte als in tijd.
- Ten slotte worden in paragraaf 8.4 (zwarte zee-eenden) en 8.5 (sterns) per MEP evaluatievraag conclusies getrokken over gebruik in relatie tot de desbetreffende MEP vraag.

In het voorliggende rapport zijn alle veldwaarnemingen t/m 30 september 2013 meegenomen.

8.1.2 Plangebied en gegevensverzameling

Het plangebied is weergegeven in Figuur 8.1[1].

[1] *De ondergrond van de kaarten in dit rapport (AHN, bathymetrie, Nederland) zijn afkomstig van Rijkswaterstaat Data en ICT-Dienst en Rijkswaterstaat Noordzee.*



Figuur 8.1 *Natura 2000-gebied Voordelta met in groen de locaties vanaf waar de landwaarnemingen worden uitgevoerd*

De geldende regels in de Voordelta staan beschreven in het Beheerplan Voordelta, Spelregels voor natuurbescherming (Ministerie van Verkeer en Waterstaat, in samenwerking met Provincie Zeeland en Provincie Zuid-Holland, 2008), hierna aangeduid als het ”Beheerplan (2008)”.

Voor PMR-NCV (project mainport Rotterdam – natuurcompensatiemonitoring Voordelta) zijn de beschermde vogelsoorten zwarte zee-eend, grote stern en visdief van belang. De waarnemingen binnen perceel gebruik richten zich daarom voornamelijk op de drie rustgebieden die voor deze vogelsoorten zijn ingesteld: Hinderplaat, Bollen van de Ooster en Bollen van het Nieuwe Zand (Tabel 8.1).

Tabel 8.1 Rustgebieden van noord naar zuid.

Naam rustgebied	Periode gesloten	Rustgebied t.b.v.
Slikken van Voorne	Jaarrond	Steltloper
Hinderplaat	Jaarrond	**Grote stern**, **visdief**, zeehond
Bollen van de Ooster	Jaarrond (westelijke helft) Winter (oostelijke helft)	**Grote stern**, zeehond **Zwarte zee-eend**
Middelplaat	Jaarrond (sinds 4-5-2012)	Zeehond
Verklikkerplaat	Jaarrond (tot 4-5-2012)	Zeehond
Bollen van het Nieuwe Zand	Winter	**Zwarte zee-eend**

Het reguliere onderzoeksprogramma van perceel gebruik is opgebouwd uit drie typen onderzoek en gegevensverzameling:
- Veldwaarnemingen vanuit de lucht en vanaf land;
- Gegevensonderzoek van visserijactiviteiten door middel van Vessel Monitoring by Satellite (VMS);
- Overige informatieverzameling, zoals informatie uit vergunningen, handhaving en gesprekken met gebruikers.

In aanvulling op het reguliere onderzoeksprogramma is in 2012 een model voor gebruik ontwikkeld. Op basis van de veldwaarnemingen zijn rekenregels opgesteld. Hiermee wordt per gebruiksfunctie het maximaal op één moment aanwezige aantal gebruikers per dag voorspeld, op basis van de omstandigheden op die dag.

Ten slotte zijn door de jaren heen verschillende malen de mogelijkheden van radar en AIS (Automatic Identification System) verkend. In 2012 is gestart met analyse van AIS gegevens. Hiermee is een beter inzicht van vaarroutes en visserij verkregen. Voor de resultaten uit de VMS en AIS analyse aangaande visserij wordt verwezen naar hoofdstuk 1 van het jaarrapport, dat in samenwerking met Imares is opgesteld.

8.1.3 Meetperiode

Een meetjaar[2] waarin de waarnemingen worden gedaan is verdeeld in een winter- en een zomerperiode. Doordat in 2009 de metingen startten in april bestaat meetjaar 2009 alleen uit een zomerperiode. De meetgegevens tot en met de zomerperiode van meetjaar 2013 zijn meegenomen, dat wil zeggen de gegevens tot en met september 2013. Tabel 8.2 geeft een overzicht van de meetjaren en de perioden waarin de monitoring wordt uitgevoerd en waarover de rapporten worden opgesteld.
- 2005 en 2006, nulmeting (T_0). Vóór instelling van het bodembeschermingsgebied (BBG) en vastlegging rustgebieden.
- 2009 tot en met 2013 (T_1). Het huidige onderzoek betreft de PMR-NCV, effectbepalingen van de compensatiemaatregelen.

[2] Een meetjaar loopt van oktober van het voorafgaande jaar tot en met september van het genoemde jaar.

Over de meetjaren 2009 tot en met 2013 wordt door Deltares een integratierapport (jaarrapport deel A) opgesteld. Hierin worden de vijf percelen geïntegreerd, en worden de MEP evaluatievragen beantwoord.

Deze rapportage betreft samen met hoofdstuk 1 Visserij de eindrapportage voor perceel gebruik. Hierin zijn de onderzoeksresultaten van geheel T_0 en T_1 beschreven.

Tabel 8.2 Meetperioden en rapportages, perceel gebruik.

<table>
<tr><th>Meetperiode</th><th>Seizoen</th><th>Meet-periode</th><th colspan="2">Evaluatie-rapporten</th><th>Jaarrapporten</th></tr>
<tr><td>mei 2005 – sep 2005 en apr 2006</td><td>Zomerperiode</td><td rowspan="2">T_0</td><td rowspan="5">Tussen-tijds evaluatie rapport</td><td rowspan="14">Eind-rapport</td><td>Nulmeting eindrapportage</td></tr>
<tr><td>okt 2005 – mrt 2006</td><td>Winterperiode</td></tr>
<tr><td></td><td></td><td rowspan="11">T_1</td><td></td></tr>
<tr><td>apr 2009 – sep 2009</td><td>Zomerperiode</td><td>Jaarrapportage meetjaar 2009</td></tr>
<tr><td>okt 2009 – mrt 2010</td><td>Winterperiode</td><td rowspan="2">Jaarrapportage meetjaar 2010</td></tr>
<tr><td>apr 2010 – sep 2010</td><td>Zomerperiode</td><td rowspan="9"></td></tr>
<tr><td>okt 2010 – mrt 2011</td><td>Winterperiode</td><td rowspan="2">Jaarrapportage meetjaar 2011</td></tr>
<tr><td>apr 2011 – sep 2011</td><td>Zomerperiode</td></tr>
<tr><td>okt 2011 – mrt 2012</td><td>Winterperiode</td><td rowspan="2">Jaarrapportage meetjaar 2012</td></tr>
<tr><td>apr 2012 – sep 2012</td><td>Zomerperiode</td></tr>
<tr><td>okt 2012 – mrt 2013</td><td>Winterperiode</td><td rowspan="3"></td></tr>
<tr><td>apr 2013 – sep 2013</td><td>Zomerperiode</td></tr>
<tr><td>okt 2013 – dec 2013</td><td>Winterperiode</td></tr>
</table>

8.1.4 Veldwaarnemingen

De veldwaarnemingen vanaf land en vanuit de lucht worden uitgevoerd volgens dezelfde methode als in eerdere meetjaren. De waarnemingen vanuit de lucht beslaan het volledige Natura 2000-gebied Voordelta. De waarnemingen vanaf land concentreren zich op het bodembeschermingsgebied en de daarbinnen gelegen 3 grote rustgebieden en hun directe omgeving (Hinderplaat, Bollen van de Ooster, Bollen van het Nieuwe Zand).

De landwaarnemingen worden uitgevoerd vanaf vaste waarnemingspunten langs de kust. Sinds de openstelling van het nieuwe strand Maasvlakte 2 (MV2) in mei 2012 is daar een waarnemingspunt toegevoegd. Punt Groenedijk wordt alleen aangedaan wanneer onduidelijkheid bestaat over de locatie van waargenomen activiteiten, zie Figuur 8.1.

In de winterperiode (oktober - maart) worden normaal 10 landwaarnemingen uitgevoerd. Dit meetjaar is een landwaarnemingsdag verplaatst van 1 april naar 31 maart (van Tweede naar Eerste Paasdag). Hierdoor komt het aantal landwaarnemingen in de winter op 11 (Tabel 8.3), en in de zomer op 17 in plaats van 18. Daarbij zijn zoals gebruikelijk 2 aanvullende continue landwaarnemingen uitgevoerd. Bij de luchtwaarnemingen zijn er volgens planning 10 uitgevoerd in de winter- en 15 in de zomerperiode.

WINTER 2012/2013

2012	oktober					november					december					
week	39	40	41	42	43	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52	1
m	1	8	15	22	29	5	12	19	26		3	10	17	24	31	
d	2	9	16	23	30	6	13	20	27		4	11	18	25		
w	3	10	17	24	31	7	14	21	28		5	12	19	26		
d	4	11	18	25		1	8	15	22	29	6	13	20	27		
v	5	12	19	26		2	9	16	23	30	7	14	21	28		
z	6	13	20	27		3	10	17	24		1	8	15	22	29	
z	7	14	21	28		4	11	18	25		2	9	16	23	30	

2013	januari					februari					maart					
week	1	2	3	4	5	5	6	7	8	9	9	10	11	12	13	
m		7	14	21	28	4	11	18	25		4	11	18	25		
d	1	8	15	22	29	5	12	19	26		5	12	19	26		
w	2	9	16	23	30	6	13	20	27		6	13	20	27		
d	3	10	17	24	31	7	14	21	28		7	14	21	28		
v	4	11	18	25		1	8	15	22		1	8	15	22	29	
z	5	12	19	26		2	9	16	23		2	9	16	23	30	
z	6	13	20	27		3	10	17	24		3	10	17	24	31	

ZOMER 2013

2013	april						mei					juni				
week	13	14	15	16	17	18	18	19	20	21	22	22	23	24	25	26
m		1	8	15	22	29	6	13	20	27		3	10	17	24	
d		2	9	16	23	30	7	14	21	28		4	11	18	25	
w		3	10	17	24		1	8	15	22	29	5	12	19	26	
d		4	11	18	25		2	9	16	23	30	6	13	20	27	
v		5	12	19	26		3	10	17	24	31	7	14	21	28	
z		6	13	20	27		4	11	18	25		1	8	15	22	29
z		7	14	21	28		5	12	19	26		2	9	16	23	30

2013	juli						augustus					september				
week	26	27	28	29	30	31	31	32	33	34	35	35	36	37	38	39
m	1	8	15	22	29		5	12	19	26		2	9	16	23	30
d	2	9	16	23	30		6	13	20	27		3	10	17	24	
w	3	10	17	24	31		7	14	21	28		4	11	18	25	
d	4	11	18	25			1	8	15	22	29	5	12	19	26	
v	5	12	19	26			2	9	16	23	30	6	13	20	27	
z	6	13	20	27			3	10	17	24	31	7	14	21	28	
z	7	14	21	28			4	11	18	25		1	8	15	22	29

Tabel 8.3 Waarnemingsdagen gebruik eerste helft meetjaar 2013 (feestdagen zijn grijsomrand). Blauw: luchtwaarneming, groen: landwaarneming, geel: aanvullende landwaarneming.

8.1.5 VMS

VMS (Vessel Monitoring by Satellite) gegevens zijn geanonimiseerd in kaart gebracht door Imares en gebruikt door CSO voor het verkrijgen van een globaal beeld van de spreiding van visserij-intensiteit binnen het gebied in de loop der jaren. Hiervoor wordt verwezen naar het hoofdstuk 1 Visserij van het voorliggende rapport. Daar wordt tevens het gebruik van VMS als methode nader toegelicht en in relatie gebracht met AIS.

8.1.6 AIS

AIS (Automatic Identification System) gegevens zijn geanonimiseerd verkregen van het Marin. Deze zijn door CSO bewerkt en gebruikt voor het bepalen van scheepvaartroutes en de scheepvaart intensiteit in het gebied:

– intensiteitsgrids van alle AIS-registraties in de winterperioden (ten behoeve van onderzoek naar scheepvaartpatronen en verstoring zwarte zee-eend);

- intensiteitsgrids van alle AIS-registraties in de zomerperioden (ten behoeve van onderzoek naar scheepvaartpatronen en verstoring sterns).

Voor nadere specificaties van AIS, bewerking van de data en analyses in relatie tot de visserij wordt verwezen naar hoofdstuk 1 Visserij.

8.1.7 Model gebruik

Per gebruiksfunctie is in 2012 een model gebouwd. Op basis van waargenomen aantallen gebruikers en expert judgement zijn met behulp van het statistiek-softwarepakket R rekenregels opgesteld. Het model gebruikt de variabelen (windkracht/temperatuur/etc.) die voor de te voorspellen gebruiksfunctie het meest bepalend zijn. Het bestaande model is opnieuw gerund met de aanvullende gegevens van meetjaar 2013.
Het model voorspelt per dag het totaal aantal gebruikers op het meest geschikte moment van een dag (dag-maximum). Hier is voor gekozen vanwege de methode waarmee de onderliggende gegevens zijn verzameld (landwaarnemingen vinden plaats op het drukste moment van de dag), en omdat het model de potentiële verstoring voor vogels in beeld moet brengen. Het voorspelde dag-maximum is één getal voor het gehele gemodelleerde gebied, hierin is ruimtelijke spreiding dus niet meegenomen. Uit de validatie (uitgevoerd in 2012) blijkt dat het model uitschieters onderschat. Dus een extreem drukke dag wordt voorspeld als een gewone drukke dag. Dit doet geen afbreuk aan het doel: het op basis van bekende variabelen in beeld brengen welke dagen potentieel verstorend zijn voor beschermde vogels.
Het model doet een voorspelling voor alle dagen van 2009 tot en met september 2013, dit geeft inzicht in welke perioden drukker zijn dan normaal. In combinatie met informatie van perceel vogels over verschillen tussen jaren in timing van piek-aantallen vogels (paragraaf 4.3.1 zwarte zee-eenden en paragraaf 5.3.2 sterns) kunnen conclusies worden getrokken over of sterns en zwarte zee-eenden afhankelijk zijn van gebruik.
De toelichting op het model (totstandkoming en werking) is in een afzonderlijke rapportage beschreven (Bijlage A bij jaarrapport 2012). De uitkomsten zijn gebruikt bij de beantwoording van de MEP-vragen en om het algemene beeld van gebruik in de Voordelta te onderbouwen.

8.1.8 Ontwikkelingen in de Voordelta

De Voordelta is een dynamisch gebied. Daarom hierbij een overzicht van de belangrijkste veranderingen.

De betonning rondom rustgebied Bollen van de Ooster was niet onder alle weersomstandigheden goed zichtbaar. Daarom zijn voorafgaand aan zomerseizoen 2012 op de ‘knikpunten’ van de begrenzing hogere tonnen geplaatst.

Aan de zuidkant van Slikken van Voorne zijn regelmatig misverstanden over de begrenzing vanwege de rechte hoek tussen het rustgebied en de opstapplaats voor kitesurfers. Daarom is een voorstel tot aanpassing van de begrenzing voorgelegd aan werkgroep Slikken van Voorne. Na akkoord door alle partijen moet Zuid-Hollands Landschap het voorstel inbrengen in de regiegroep Voordelta, dat is nog niet gebeurd.

Aan de noordwestkant van Slikken van Voorne is in 2012 de afscheiding tussen recreatiestrand en rustgebied opgeknapt. Door de geplaatste rasters en bebording is het voor recreanten nu duidelijk waar het rustgebied begint.

De zandplaat Verklikkerplaat wandelt richting kust zodat een groot deel van de plaat niet meer binnen de begrenzing van het rustgebied viel. Verklikkerplaat wordt vrijwel niet meer gebruikt door zeehonden doordat de geul die als vluchtweg diende is dichtgeslibd. De

nabijgelegen zandplaat Middelplaat groeit in omvang en kent een sterke stijging in het aantal zeehonden. Daarom is per 4 mei 2012 Verklikkerplaat opgeheven en Middelplaat aangewezen als rustgebied. Op 1 mei 2012 is de betonning rond Middelplaat gelegd (informatie uit overleg 'Platform Handhaving', 2012, georganiseerd door Omgevingsdienst Zuid-Holland Zuid). In september 2012 zijn nieuwe informatie-panelen geplaatst.

Per 6 januari 2014 is de grens van Natura 2000-gebied Voordelta aangepast. Maasvlakte 2 behoort niet langer tot het Natura 2000-gebied, en de zeewaartse begrenzing is niet meer recht maar volgt de 20 meter dieptelijn. Deze wijziging is ingegaan na afloop van de periode waarover dit rapport verslag doet, daarom is op de kaarten in dit rapport nog uitgegaan van de begrenzing zoals gold tot 2014.

8.2 TREND PER GEBRUIKSFUNCTIE

In deze paragraaf wordt de trend per gebruiksfunctie weergegeven in staafdiagrammen op basis van de veldwaarnemingen (figuren 8.2, 8.5, 8.7 t/m 8.10, 8.12 en 8.14 t/m 8.18). De eenheid op de y-as is het gemiddeld aantal waargenomen gebruikers per waarnemingsdag. Er is onderscheid gemaakt in het gebied dat zichtbaar is bij zowel de land- als de luchtwaarnemingen (Figuur 8.1), en het gebied dat alleen zichtbaar is bij de luchtwaarnemingen. Dit is uitgevoerd voor ieder meetjaar. Er is gecorrigeerd voor het aantal maal dat het gebied is waargenomen. Daardoor kan het 'halve' meetjaar 2009 (alleen zomer) worden vergeleken met de overige meetjaren. Alleen voor gebruiksfuncties die afhankelijk zijn van de weersomstandigheden geeft dit alsnog een vertekend beeld voor meetjaar 2009.

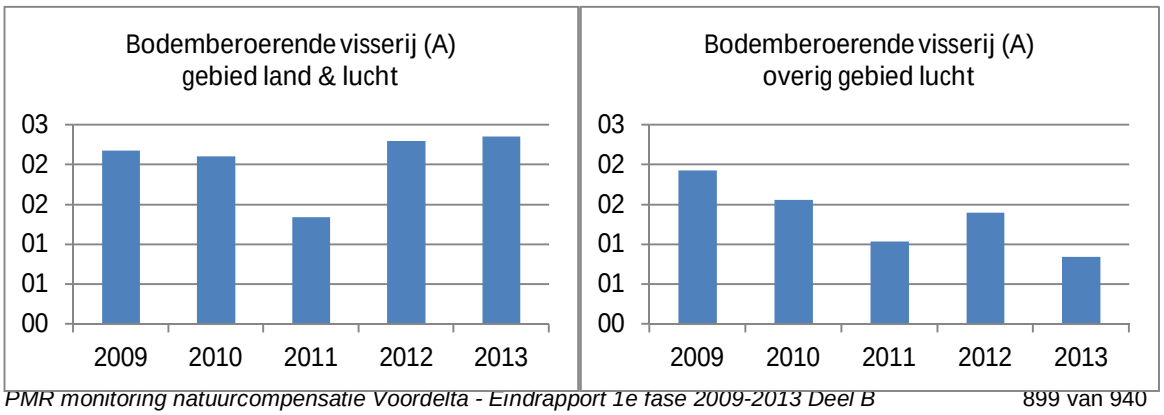
8.2.1 Bodemberoerende visserij (A)

Bodemberoerende visserij omvat uitsluitend beroepsvisserij: boomkorvisserij, garnalenvisserij, visserij met bordentrawls (inclusief twinrig en multirig) en zegenvisserij. Visserij ten behoeve van monitoring en onderzoek valt onder overige beroepsscheepvaart (E1).

De trend van het totaal van alle typen bodemberoerende visserij zoals waargenomen in het veld is weergegeven in Figuur 8.2. Hieruit blijkt dat bodemberoerende visserij in meetjaar 2011 relatief weinig voorkwam, zowel in het gebied dat wordt waargenomen vanaf land als in de rest van de Voordelta. Dit beeld komt overeen met de trend van bodemberoerende visserij die is afgeleid uit VMS gegevens (zie hoofdstuk 1 Visserij).

Bordenvisserij komt in alle meetjaren 2009-2013 weinig voor in de Voordelta (< 5 waarnemingen / jaar op basis van VMS), en ook in de periode daarvoor was de intensiteit al laag (Beheerplan, 2008).

De verspreiding van boomkorvisserij en garnalenvisserij is in hoofdstuk 1 uitgewerkt aan de hand van VMS gegevens. Dit geeft inzicht in de mate en verspreiding van bodemberoering door de jaren heen.



Figuur 8.2 Trend bodemberoerende visserij op basis van veldwaarnemingen: per meetjaar het gemiddeld aantal waargenomen vissersschepen per waarnemingsdag.

Zegenvisserij

De ringzegen is een visnet dat verticaal in het water staat doordat het aan de bovenkant van drijvers, en aan de onderkant van gewichten is voorzien. Vis wordt door een omtrekkende beweging ingesloten (Figuur 8.3). Zegenvisserij is onder voorwaarden vrijgesteld van een vergunning in het kader van de Natuurbeschermingswet (Nb-wet1998). Daarnaast is het binnen rustgebied Slikken van Voorne toegestaan voor één ondernemer, de Tholen 5 (Beheerplan, 2008).

Zegenvisserij is in T_0 nooit waargenomen en in T_1 eenmaal, namelijk in oktober 2012. Dit was bij het voormalige rustgebied Verklikkerplaat waar eerder dat jaar vanuit de lucht een aantal scholen harders zijn waargenomen. Volgens het Beheerplan (2008) vond ringzegenvisserij op zeebaars en harder in zomer en najaar op beperkte schaal plaats bij Brielse Gat, voor de Brouwersdam en bij de Kop van Schouwen. Op die locaties is zegenvisserij binnen dit project echter nooit waargenomen.



Figuur 8.3 Ringzegen bij Verklikkerplaat met bijbehorende boot buiten de ring (foto: CSO, 2012).

8.2.2 Visserij met vaste vistuigen (B)

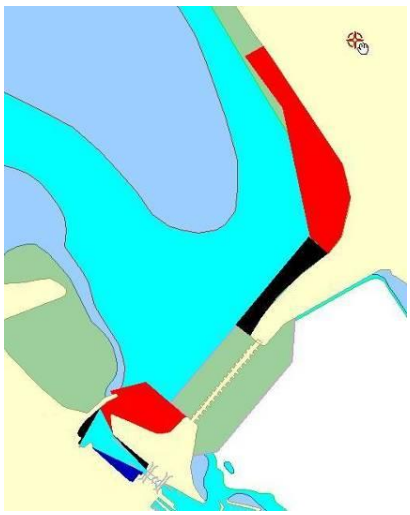
Deze gebruiksfunctie omvat fuiken (B1) en staand want (B2).

Visserij met staand want en korven en fuiken is buiten de rustgebieden onder voorwaarden vrijgesteld van een vergunning in het kader van de Nb-wet1998 (Beheerplan, 2008). Voor de Voordelta bestaan vrije grondvergunningen waarmee vaste vistuigen in de gehele Voordelta zijn toegestaan, uitgezonderd binnen een straal van 500 m rond de Haringvlietsluizen en in de rustgebieden. Visserij met vaste vistuigen is door de jaren heen niet wezenlijk gewijzigd. Nabij Stellendam bestaan vaste vistuigvakken (Figuur 8.4).

Fuiken worden wekelijks één à twee keer geleegd. De staken van fuiken staan vaak jaarrond in het water hoewel ze soms in de winterperiode tijdelijk worden weggehaald in verband met risico op schade door ijsvorming. Fuikenvisserij in de Voordelta is door de jaren heen gelijk gebleven.

Staand want vindt vooral verder op zee plaats en komt in de Voordelta vrijwel niet voor. In meetjaar 2012 is eenmaal een staand want visser waargenomen, in de overige meetjaren

nooit. In rustgebied Hinderplaat mag de staand want visser GO-47 onder voorwaarden vissen (Beheerplan, 2008). In geen van de meetjaren is dit in het veld waargenomen.



Figuur 8.4 Vaste vistuigvakken van 3 verschillende vissers (weergave rood, zwart en donkerblauw) in en nabij de haven van Stellendam (EL&I, 2011)

8.2.3 Schelpdiervisserij (C1)

In de Voordelta komen drie vormen van schelpdiervisserij voor: Ensisvisserij, mosselzaadinvang-installaties (MZI's) en mosselzaadvisserij vanaf een schip.

De tijdens veldwaarnemingen waargenomen schelpdiervisserij is weergegeven in Figuur 8.5. Hierin zijn MZI's niet opgenomen omdat deze in het seizoen statisch en continu aanwezig zijn. Activiteit bij de MZI's (onderhoud en oogst) is wel opgenomen. Uit Figuur 8.5 blijkt dat schelpdiervisserij voornamelijk plaats lijkt te vinden in het gebied dat alleen vanuit de lucht zichtbaar is. Een deel van het verschil wordt echter verklaard doordat het vanaf land niet eenvoudig is om onderscheid te maken tussen schelpdiervisserij en overige visserij en/of overige beroepsvaart.

Uit Figuur 8.5 volgt dat 2010 en 2013 relatief veel schelpdiervisserij plaatsvond. Uit een interview dat is gehouden met een schelpdiervisser blijkt dat dit mogelijk veroorzaakt wordt door wisselende hoeveelheden die de schippers volgens de vergunning mogen vangen. Daarnaast speelt de ontwikkeling van de schelpenbanken in de tijd een belangrijke rol. Elke bank heeft haar eigen hersteltijd waar de vissers rekening mee houden. Een laatste mogelijke oorzaak ligt in het beperkte aantal schelpdiervissers dat actief is in de Voordelta. Het gaat om drie boten, waardoor het uitvallen van één boot (bijvoorbeeld door motorproblemen) direct grote invloed kan hebben op het gemiddeld aantal waargenomen vissers in een jaar. Een combinatie van deze 3 factoren zorgen samen voor de fluctuaties in Figuur 8.5.

Figuur 8.5 Trend schelpdiervisserij op basis van veldwaarnemingen: per meetjaar het gemiddeld aantal



waargenomen schelpdiervissers per waarnemingsdag

Ensisvisserij

Bij het vissen op Ensis (mesheften) wordt de bodem losgemaakt door middel van luchtinjectie of waterstralen waarna de Ensis wordt opgezogen. Door het losmaken van de bodem is de bodemberoering aanzienlijk, maar het beviste oppervlak is gering door de lage vaarsnelheid van de schepen.
Zeven visserijbedrijven beschikken over een vergunning voor Ensisvisserij in de Voordelta en Noordzeekustzone. De vergunningen worden sinds 2009 jaarlijks ongewijzigd verlengd. Ensisvissers vissen vrijwel dagelijks van 1 juli tot 1 november. Het werkgebied is de Noordzee en de Voordelta. Het aantal keer dat Ensisvisserij is waargenomen is de afgelopen jaren ongewijzigd. Ieder jaar worden drie tot vier unieke Ensisvissers waargenomen. Binnen de Voordelta vissen Ensisvissers vrijwel alleen in het zuidelijk referentiegebied.

Mosselzaadinvanginstallaties (MZI's)
Een MZI bestaat uit netten of touwen die in het water hangen. Hieraan hechten zich mossellarven welke uitgroeien tot mosselen van één tot twee centimeter (mosselzaad, Figuur 8.6). Het geheel drijft op zee door drijflichamen zoals buizen en tonnen. Ankers of palen houden de MZI op zijn plaats.
De MZI's worden jaarlijks in april geplaatst en volgens vergunning vóór 1 november binnengehaald in verband met het stormseizoen. De MZI's worden ieder jaar op min of meer dezelfde locatie geplaatst, bij de Schaar van Renesse in het Brouwershavensche Gat.
Normaal bezoeken mosselkwekers de MZI´s één tot twee keer per seizoen om het mosselzaad te oogsten en uit te zaaien op de mosselkweekpercelen (bron: folder 2010 Min. van LNV en Min. V&W). Meetjaar 2012 was druk, toen is op zes verschillende dagen activiteit bij de MZI's waargenomen, door vijf verschillende schepen.



Figuur 8.6 Mosselzaad aan een net (ministerie van LNV, 2009)

Mosselzaadvisserij met mosselkor

Voor het vissen op mosselzaad wordt gebruik gemaakt van mosselkorren. Elke kor bestaat uit een stalen frame van 1,90 m breed met daarin een ondiep net. Een stang aan de onderkant zorgt ervoor dat de kor niet gaat drijven. Een mosselkotter is uitgerust met vier korren (Productschap vis, 2010).

In 2009 werd in de Voordelta een mosselzaadbank gevonden. Het gevolg was dat in 2010 voor het eerst sinds ongeveer 20 jaar in de Voordelta met een vergunning gevist werd op mosselzaad. In de jaren daarna is geen tot zeer weinig mosselzaad gevonden, en is hierop niet gevist (mondelinge mededeling Producentenorganisatie van de Nederlandse Mosselcultuur).

Kokkels en spisula

In de Voordelta wordt niet gevist op kokkels en spisula. IMARES voert jaarlijks in de periode april-juni onderzoek uit naar schelpdieren. Hieruit blijkt dat spisula niet en kokkels vrijwel niet aanwezig zijn in de Voordelta.

8.2.4 Sportvisserij (C2)

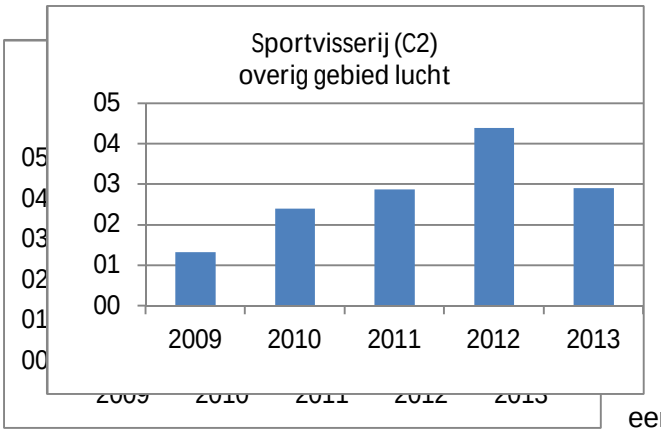
We maken onderscheid in kleine (C2b) en grote (C2c) sportvisserij. Kleine sportvisserij zijn vaartuigen tot ongeveer 5 meter met maximaal 3 personen met hengel. Grote sportvisserij betreft georganiseerde tochten met een schip en vaak wel 20 personen.

Zowel kleine als grote sportvisserij komt verspreid door de Voordelta voor, maar vooral nabij scheepswrakken in het zuidelijk referentiegebied omdat daar de meeste vis voorkomt. Ze varen vanuit een haven naar hun vislocatie. Kleine sportvisserij blijft daar 2 à 3 uur, en grote sportvisserij langer. Sportvissers blijven buiten de rustgebieden, behalve in meetjaar 2012 toen kleine sportvisserij viermaal is waargenomen in rustgebied Hinderplaat. De frequentie van voorkomen neemt in het zuidelijk referentiegebied door de jaren heen toe (Figuur 8.7).

Kleine sportvisserij komt vooral voor bij warm (>16°C) en droog weer, en toont een voorkeur voor windkracht 2 en 3. De kans om kleine sportvisserij waar te nemen is op een werkdag even groot als op een weekenddag.

Het wel of niet voorkomen van grote sportvisserij wordt niet beïnvloed door temperatuur, neerslag, bewolking of getij. Wind en golfhoogte hebben daarentegen wel invloed. Uit een enquête (CSO, 2011) blijkt dat vanaf een golfhoogte van 1 meter niet wordt uitgevaren, dit komt overeen met een windkracht 5-7 Bft en hoger. Bij wind uit het westen of noordwesten is de golfhoogte groter en wordt er niet gevaren bij een windkracht vanaf 4-5 Bft. Uit de veldwaarnemingen blijkt dat grote sportvisserij het jaar rond voorkomt. In het weekend wat vaker dan op doordeweekse dagen.

In het zuidelijk referentiegebied neemt het aantal sportvissers over de jaren toe met een piek in meetjaar 2012 (Figuur 8.7, rechts). Het is onbekend waardoor dit komt.



Figuur 8.7 Trend sportvisserij op basis van veldwaarnemingen: het gemiddeld aantal waargenomen sportvissers per waarnemingsdag, april 2009 t/m september 2013

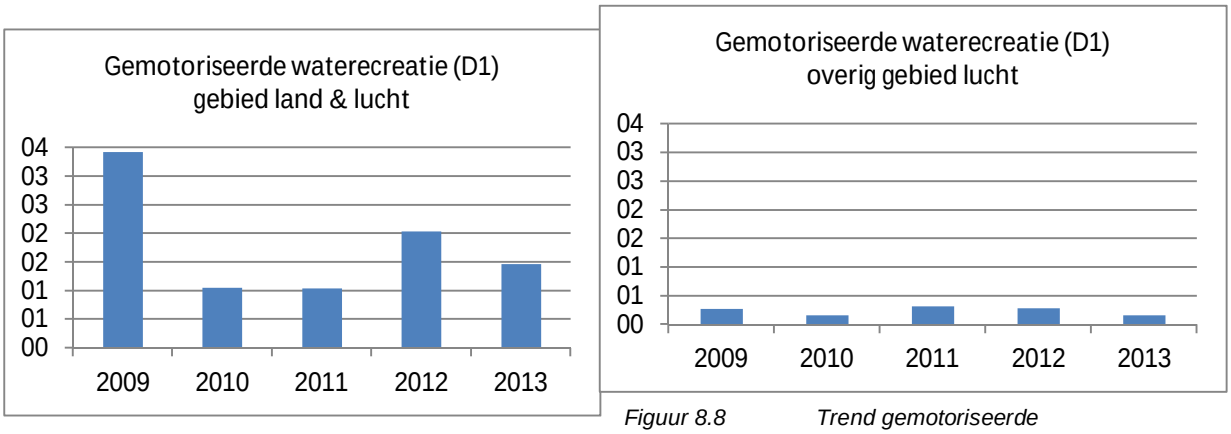
Gemotoriseerde waterrecreatie (D1)
Gemotoriseerde waterrecreatie betreft jetski's, motorbootjes zonder kajuit en RIB's (rigid inflatable boats zoals zodiacs). Gebruikers die aanlandden op een plaat zijn geregistreerd onder plaatbezoek.

Gemotoriseerde waterrecreatie gebruikt meestal een trailerhelling als opstappunt: Stellendam (aan de zuidkant van de Haringvlietsluizen); Springhaven Brouwersdam (het haventje aan de noordkant van Brouwersdam); bij Neeltje Jans. Het nieuwe sportstrand op MV2 zal in tegenstelling tot eerdere berichten geen trailerhelling krijgen, wel wordt nog naar een alternatieve locatie gezocht nabij MV2.

In alle meetjaren komt gemotoriseerde waterrecreatie vooral voor nabij de trailerhellingen van Stellendam en de Brouwersdam. De verschillende typen hebben een verschillende actieradius. Kleine motorbootjes en RIB's bij Brouwersdam blijven in ondiep water dicht bij de kust en zijn gemiddeld ongeveer 30 minuten op het water. Enkelen varen naar de platen van Bollen van de Ooster. Handhavers zagen in 2012 een toename in het aantal bootjes dat bij Bollen van de Ooster naar zeehonden ging kijken (Omgevingsdienst Zuid-Holland Zuid, 2013). Jetski's bij Brouwersdam zijn gemiddeld ongeveer 45 minuten op het water en maken meer overtredingen. Jetski's vertrekkend vanaf Rockanje (zonder trailerhelling) zijn vaak langer op het water; zij varen verder uit de kust en maken soms gerichte uitstapjes naar MV2. Daarbij begaan ze soms overtredingen op de Hinderplaat.
In het zuidelijk referentiegebied komt gemotoriseerde waterrecreatie weinig voor, ondanks dat bij Neeltje Jans een trailerhelling aanwezig is. Dat komt doordat de zee hier ruwer is door het diepere water en het ontbreken van golfbrekende zandbanken.

Gemotoriseerde waterrecreatie is typisch een mooi-weer-activiteit (juni, juli, augustus). Voorwaarden zijn geen neerslag en lage windkracht, hooguit 3 Bft. Daarnaast komt het vooral voor op vrije dagen (weekend of zomervakantie), met warm weer (> 20° C), hoge watertemperatuur en kalme zee (hangt samen met lage windkracht).

Doordat gemotoriseerde waterrecreatie vrijwel alleen voorkomt in de zomerperiode geeft Figuur 8.8 voor meetjaar 2009 een vertekend beeld van de trend. Immers, voor meetjaar 2009 is alleen de zomer opgenomen waardoor het dat jaar erg druk lijkt.
In het gebied dat zichtbaar is bij de landwaarnemingen was meetjaar 2012 tweemaal zo druk als meetjaren 2010 en 2011. De zomer van 2012 was volgens het KNMI (2013) gemiddeld qua temperatuur en hoeveelheid zon, alleen de maand augustus was zomers. De zomer van 2010 was kort waardoor er gemiddeld over alle meetdagen weinig gemotoriseerde waterrecreatie was. In 2011 was het in mei al mooi weer, maar de rest van de zomer was het toen 'slecht' weer met harde wind waardoor de omstandigheden niet geschikt waren voor gemotoriseerde waterrecreatie.



Figuur 8.8 Trend gemotoriseerde waterrecreatie op basis van veldwaarnemingen: het gemiddeld aantal waargenomen objecten per waarnemingsdag, april 2009 t/m september 2013

8.2.6 Surfen (D2)

Kitesurfen (D2a)

Kitesurfen komt verspreid door de Voordelta in clusters voor, dit zijn van noord naar zuid:

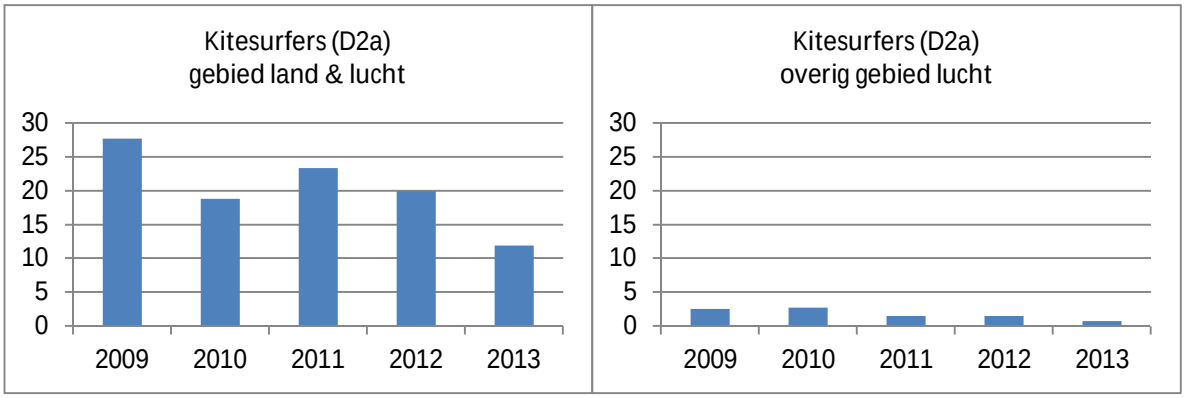
- Slufterstrand / strand MV2: Het Slufterstrand was tot 2010 een populaire opstaplocatie voor kitesurfers. Vanaf april 2010 is het strand afgesloten in verband met de aanleg van MV2. Sinds 25 mei 2012 is het zuidelijke deel van het nieuwe MV2-strand gereed. Dit badstrand is tijdelijk opengesteld voor kitesurfers. In de veldwaarnemingen is duidelijk zichtbaar dat ze hiervan gebruik maken. Ten opzichte van 2011 is hier een geheel nieuwe cluster met relatief veel kitesurfers ontstaan. De kitesurfers vanaf het nieuwe MV2-strand in 2012 hebben een grotere actieradius dan de kitesurfers vanaf het Slufterstrand in 2009 en 2010 hadden. In 2012 begingen kitesurfers overtredingen in het westelijke deel van rustgebied Hinderplaat. Kitesurfers komen hier graag vanwege de ondieptes en de daarmee samenhangende brandingsgolf.
- Oostvoorne: dit is een populaire locatie onder beginnende kitesurfers. Het gebied ligt in de luwte waardoor de zee rustig is, en het is hier ondiep. De kitesurfers nemen hier les bij één van de 8 aanwezige kitesurfscholen. De meeste kitesurfers blijven binnen 1 km uit de kust. De opstapplaatsen liggen zeer dicht bij rustgebied Slikken van Voorne waardoor hier veel surfers komen[6]. Het aantal overtredingen is sinds 2012 lager dan daarvoor doordat gevorderde kitesurfers verplaatst zijn naar het nieuwe strand MV2 (informatie uit overleg 'Platform Handhaving', 2012, georganiseerd door Omgevingsdienst Zuid-Holland Zuid).
- Rockanje: hier worden vaak 2 à 3 kitesurfers waargenomen, en nooit grote groepen. De kitesurfers volgen een kustlangs patroon tot maximaal 500 meter uit de kust. Enkele uitschieters komen bij rustgebied Hinderplaat terecht.
- Ouddorp: hier worden kitesurfers in groepjes van 2 à 3 waargenomen, en nooit in grote groepen. Op grond van de APV mogen kitesurfers niet vertrekken vanaf het strand bij verkeerspost Ouddorp, maar dit gebeurt wel. De kitesurfers maken zowel kustlangse bewegingen als rondjes, en komen soms tot 1,2 km uit de kust. Vanaf hier gaan kitesurfers soms naar de kop van Bollen van de Ooster. Zij mogen hier niet komen maar windsurfers wel.
- Brouwersdam: dit is een populaire locatie waar veel wordt gekitesurfd. De surfers komen over het algemeen tot maximaal 2 km uit de kust. Sommigen surfen naar de platen in rustgebied Bollen van de Ooster en wagen zich daarbij tot 6,5 km uit de kust. Deze surfers rusten op de platen, en lopen soms over de plaat naar de zeewaartse zijde om daar in de branding te surfen. Het midden en zuiden van rustgebied Bollen van de Ooster werd van 2009 tot en met 2011 ieder jaar drukker bezocht door kitesurfers. Sinds 2012 is het hier rustig, de oorzaak hiervan is onbekend.
- Neeltje Jans: hier zijn enkele malen kitesurfers waargenomen. Ze gaan tot 1,2 km uit de kust.
- Breezand: de meeste kitesurfers gaan hier tot 1 km uit de kust, maar enkelen zijn tot 1,7 km uit de kust waargenomen.

Fervente kitesurfers surfen jaarrond, zelfs in de winter, onder vrijwel alle omstandigheden, maar liefst bij een windkracht vanaf 4 Bft. De grote massa kitesurfers komt op gang op de eerste mooie vrije dagen in april of mei. Van mei tot oktober is het op dagen met goede omstandigheden druk.

Kitesurfen is vooral afhankelijk van wind en vrije tijd. Kitesurfen komt niet voor bij windkracht lager dan 2 Bft, bij harde neerslag en / of bij onweer. De combinatie windkracht en vrije tijd

bepaalt de hoeveelheid kitesurfers. De windrichting bepaalt het opstappunt. Afhankelijk van de locatie surfen ze 500 m tot 6,5 km uit de kust. 's Avonds wordt niet veel gesurft.

Alle hierboven genoemde kitesurfclusters -m.u.v. Neeltje Jans en Breezand- bevinden zich binnen het gebied dat zichtbaar is bij de landwaarnemingen. Daarbuiten komen beduidend minder kitesurfers voor (Figuur 8.9). In alle meetjaren is het aantal kitesurfers hoger in vergelijking met T_0 toen de sport nog niet zo populair was. Doordat in meetjaar 2009 alleen in de zomer en niet in de winter is waargenomen lijkt het aantal kitesurfers daar relatief hoog. Verder lijkt het aantal binnen T_1 stabiel, met uitzondering van meetjaar 2013 wanneer het onverwacht laag is. Dat komt waarschijnlijk doordat de windrichting in de vakantiemaanden juni en juli ongunstig was, namelijk N tot NO (KNMI.nl).



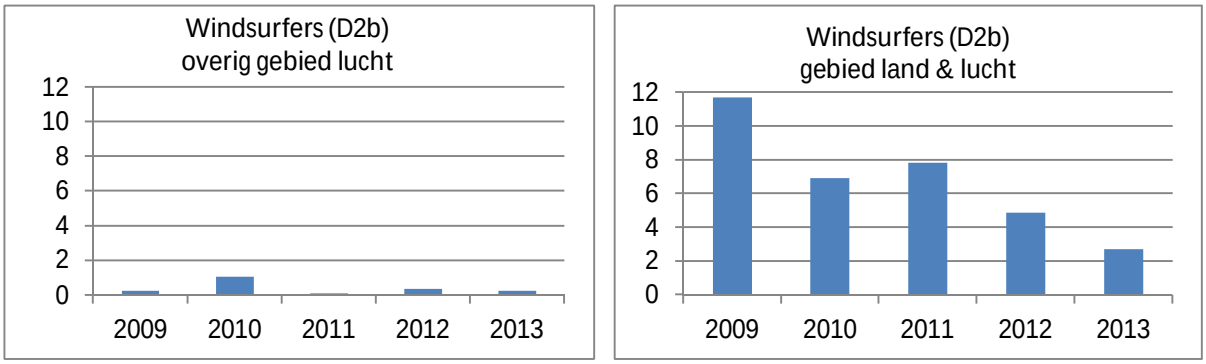
Figuur 8.9 Trend kitesurfen op basis van veldwaarnemingen: het gemiddeld aantal waargenomen kitesurfers per waarnemingsdag, april 2009 t/m september 2013

Windsurfen (D2b)

Het ruimtelijke patroon van windsurfers blijft door de jaren heen vrijwel gelijk. De meest populaire windsurflocatie is bij de Brouwersdam. De windsurfers starten in de haven aan de noordzijde van de dam, of op een smal stuk strand halverwege de dam. Kitesurfers gebruiken een zuidelijker gelegen breed stuk strand. Windsurfers hebben een grote actieradius, maar omdat kite- en windsurfers niet graag door elkaar surfen blijven windsurfers op drukke dagen bij de noordelijke helft van de dam, en kitesurfers bij de zuidelijke helft. Daarnaast surfen enkele windsurfers aan de zeewaartse kant langs de groepen kitesurfers.
In alle jaren zijn windsurfers waargenomen in rustgebied Bollen van de Ooster. In de jaren 2009 en 2010 waren de windsurfers verspreid over de hele lengte van het rustgebied. In 2011 vormde zich een cluster bij de noordelijke kop van het rustgebied waar windsurfen is toegestaan. In 2012 vertonen de windsurfers hier weer hetzelfde patroon als in 2009 en 2010. Windsurfers maakten gebruik van het Slufterstrand en surften hier voor de kust tot de afsluiting in april 2010. Bij het nieuwe MV2-strand zijn in 2012 enkele windsurfers waargenomen, maar ze maken in tegenstelling tot kitesurfers nog niet massaal gebruik van deze nieuwe locatie.

Windsurfen komt vooral voor van april tot oktober, doorgaans vanaf windkracht 3 Bft, (CSO Adviesbureau, jaarrapport 2012, model) de ideale windrichting is zuidwest. Bij aflandige wind uit het oosten wordt vrijwel niet gewindsurft. Uit veldwaarnemingen en gesprekken met windsurfers blijkt dat zij het water verlaten bij aankomend onweer. Het aantal aanwezige windsurfers is hoger op vrije dagen.

Evenals kitesurfers bevinden windsurfers zich vrijwel uitsluitend binnen het gebied dat zichtbaar is bij de landwaarnemingen (Figuur 8.10). Het aantal windsurfers is in meetjaar 2013 laag, waarschijnlijk door de ongunstige windrichting in de vakantiemaanden juni en juli, namelijk N tot NO (KNMI.nl).



Figuur 8.10 *Trend windsurfen op basis van veldwaarnemingen: het gemiddeld aantal waargenomen windsurfers per waarnemingsdag, april 2009 t/m september 2013*

Golfsurfen (D2c)

Uit interviews blijkt dat golfsurfers gebruik maakten van het Slufterstrand. Dit strand vormde een bocht waardoor men er bij verschillende wind- en golfrichtingen terecht kon. De condities waren het beste bij noorderzwel, vooral als dit gepaardging met aflandige wind. Golfsurfers gebruikten de gehele kustlijn van MV1. De precieze locaties veranderden door de jaren heen door verplaatsing van de zandbanken. Alleen aan de zuidkant bij het Gat van Hawk waar kitesurfers zaten werd niet gegolfsurfd vanwege te sterke stroming. Golfsurfers waren in alle seizoenen actief op MV1, gedurende 3 à 4 uur per keer.

Gedurende de afsluiting van het Slufterstrand (april 2010 – mei 2012) weken golfsurfers uit naar Ouddorp, Domburg, Hoek van Holland, Ter Heide, Kijkduin en Scheveningen. Voor de kust bij Domburg is een golfsurfschool aanwezig waar soms een groep is waargenomen, dit is in de loop van de meetjaren onveranderd. Daarnaast is enkele keren een golfsurfer gezien voor de kust bij verkeerspost Ouddorp.

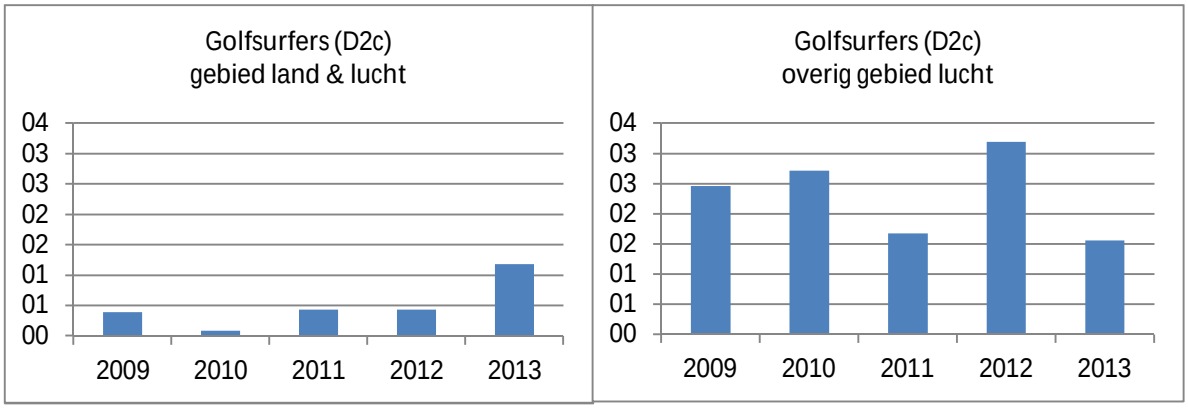
Sinds de openstelling van het nieuwe strand bij MV2 maken golfsurfers hier gebruik van. De kuststraal van het nieuwe strand is rond waardoor er bij verschillende windrichtingen ´verstopplekjes zijn´: bij noorderwind wordt gesurft aan de zuidzijde en vice versa. Golfsurfers kunnen gebruikmaken van zowel het sportstrand als het badstrand. In het voorjaar van 2013 zijn golfsurfers waargenomen aan de noordwestkant van MV2, en aan de zuidwestkant nabij het oude Slufterstrand (Figuur 8.11).



Figuur 8.11 Groep golfsurfers aan de zuidwestkant van MV2 (foto: CSO, 2013)

Voor golfsurfen zijn hoge brandingsgolven optimaal. Golven hoger dan 1,5 meter komen voor bij windkrachten vanaf 5 Bft uit de richtingen ZW, W, NW en N. Bij wind uit het zuiden wordt niet gegolfsurfd. Daarnaast komt golfsurfen vooral voor bij een hoge temperatuur en op vrije dagen.

De golfsurfschool bij Domburg is bij landwaarnemingen niet zichtbaar, daardoor werden golfsurfers vrijwel uitsluitend waargenomen tijdens luchtwaarnemingen (Figuur 8.12). Sinds de openstelling van het nieuwe strand bij MV2 zijn golfsurfers in meetjaar 2013 ook zichtbaar bij de landwaarnemingen. Het totaal aantal golfsurfers lijkt stabiel door de jaren heen.



Figuur 8.12 Trend golfsurfen op basis van veldwaarnemingen: het gemiddeld aantal waargenomen golfsurfers per waarnemingsdag, april 2009 t/m september 2013

8.2.7 Zeilen in kleine open schepen zonder kajuit (D3)

Zeilen in kleine open schepen komt weinig voor en is vaak niet te onderscheiden van zeiljachten met kajuit (E2a). Bij twijfel is gekozen voor de laatste categorie. Beide typen zijn gezamenlijk beschouwd onder zeiljachten met kajuit.

8.2.8 Duiken (D4)

Duiken is nauwelijks waarneembaar. Daarnaast zijn op kaarten van de Nederlandse Onderwatersport Bond (NOB) geen duikplaatsen aangegeven binnen de Voordelta (NOB, 2013). Dit duidt erop dat de Voordelta geen geschikte duikplaatsen heeft. Net buiten de Voordelta, aan de zuidkant van Walcheren, zijn wel duikplaatsen. Sinds 2009 is duiken eenmaal waargenomen in de Voordelta, op 14-1-2013 aan de noordkant van Walcheren bij Breezand. Hierbij hielden twee man op het strand een touw vast, met daaraan een duiker (Figuur 8.13).



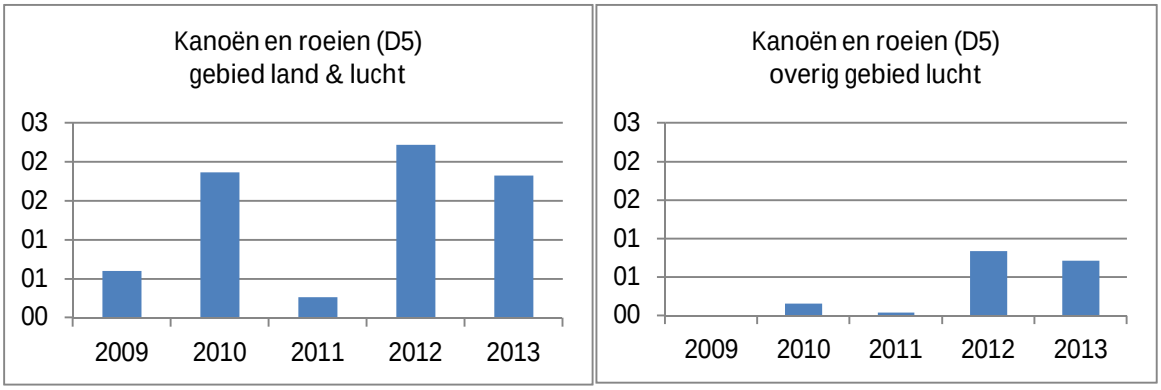
Figuur 8.13 Duiker nabij Breezand (foto: CSO, 2013)

8.2.9 Kanoën en roeien (D5)

Kanoën en roeien vindt vooral plaats in groepen op vrije dagen bij hoge temperaturen en een zwakke windkracht, tot 3 Bft.

Kanoërs / kajakkers komen meestal voor in groepjes van 2 tot 4 personen. In 2010 zijn meerdere malen grote groepen waargenomen: 18 personen op 5 mei, 15 personen op 5 juni, en twee groepen van 9 en 25 personen op 4 september. Voor kano's en kajaks geldt dat er grote persoonlijke verschillen zijn in hoe lang recreanten op het water zijn, het varieert van 10 minuten tot een tocht van 2 uur. De Nederlandse Kanobond organiseert tochten in de Voordelta, en maakt hier vooraf melding van bij Milieutelefoon en verkeerspost Ouddorp (Omgevingsdienst Zuid-Holland Zuid, 2013).

In 2012 is een nieuwe rage ontstaan: stand-up-paddle-surfing (SUP). Hierdoor is het aantal gebruikers sterk toegenomen (Figuur 8.14). SUP's zijn te huur bij Brouwersdam en Vissershoek waardoor hier de grootste aantallen zijn waargenomen. De huurtijd is 1 uur waardoor vrijwel alle SUP's gedurende 45 – 50 minuten op het water zijn.



Figuur 8.14 Trend kanoën en roeien op basis van veldwaarnemingen: per meetjaar het gemiddeld aantal waargenomen gebruikers per waarnemingsdag, april 2009 t/m september 2013

8.2.10 Plaatbezoek (D6)

Plaatbezoek valt uiteen in twee typen:

1. Aanlandende plaatbezoekers (kite- en windsurfers, kanoërs, gemotoriseerde waterrecreatie). Zij blijven doorgaans hooguit vijf minuten op een plaat. Voor aanlandende kite- en windsurfers is de ideale windkracht 3 tot 5 Bft zonder regen. De kans op plaatbezoek door surfers neemt slechts licht toe wanneer er grotere aantallen surfers aanwezig zijn, en het aantal plaatbezoekende surfers is geen vast percentage van het aantal aanwezige surfers (CSO, 2013). Ook wanneer een groot aantal surfers aanwezig is vindt vaak geen plaatbezoek plaats.
2. Plaatbezoekers vanaf land (wandelaars op Verklikkerplaat en Slikken van Voorne). Zij bewegen zich langzaam voort door een groot deel van het gebied. De kans op plaatbezoek door wandelaars is het grootst bij windkracht is 2 tot 4 Bft, daarbij is het bij voorkeur droog, maar zon of warmte heeft geen invloed.

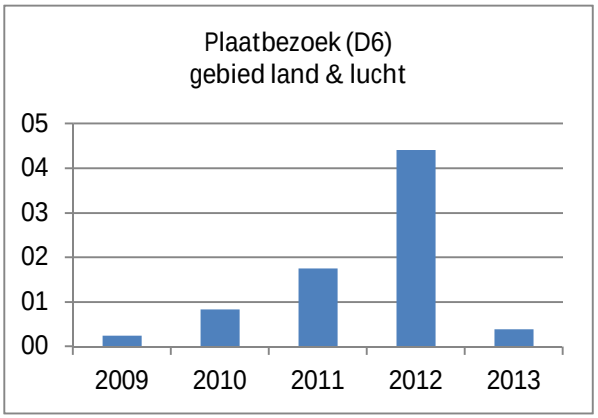
Plaatbezoek is afhankelijk van het getij en de droogvalduur van de platen en komt vooral voor in vakanties en weekenden in de periode mei t/m september. Op de meeste dagen vindt geen plaatbezoek plaats.

De meeste droogvallende platen vallen binnen rustgebieden. In geen van de meetjaren is plaatbezoek waargenomen buiten het bodembeschermingsgebied (Figuur 8.15). De ruimtelijke spreiding van plaatbezoek blijft door de jaren heen vrijwel gelijk. Het aantal plaatbezoekers neemt toe (Figuur 8.15), doordat wandelaars makkelijker de platen op lopen. Het type plaatbezoek verschilt per plaat, maar blijft alle jaren gelijk.

- Bij Slikken van Voorne bestaat plaatbezoek uit zowel wandelaars als kitesurfers. Wandelaars negeren de verbodsborden en wandelen vanaf het strand het gebied in. Vanuit de kitesurfscholen van Oostvoorne komen beginnende kitesurfers in Slikken van Voorne terecht, en tijdens de afsluiting van het Slufterstrand (2010-2012) kwamen hier ook gevorderde kitesurfers. Daarnaast hebben in het voorjaar van 2012 drie motorcrossers overtredingen begaan bij Slikken van Voorne. Na aanzegging van proces-verbaal is er geen overlast meer geweest van motorcrossers (Omgevingsdienst Zuid-Holland Zuid, 2013).
- Bij Hinderplaat bestaat plaatbezoek uit aanlandende kitesurfers en gemotoriseerde waterrecreatie. De kitesurfers surfen vanaf de Slufter naar de noordkant van de platen, rusten hier, en surfen terug naar de kust. Ook maken ze gebruik van de brandingsgolf in de ondiepte aan de noordwestzijde van de plaat. Gemotoriseerde waterrecreatie komt vooral voor aan de oostzijde. Vanaf Rockanje komen soms jetski's naar de platen om zeehonden te bekijken. 2012 is het enige meetjaar waarin tijdens veldwaarnemingen

geen plaatbezoek is waargenomen binnen rustgebied Hinderplaat. Aangezien de veldwaarnemingen momentopnamen zijn, het hier altijd om lage aantallen plaatbezoekers gaat en handhavers wel overtredingen door kitesurfers hebben geregistreerd (Omgevingsdienst Zuid-Holland Zuid, 2013), wordt aangenomen dat het plaatbezoek door aanlandende kitesurfers vergelijkbaar was met andere jaren.

- Bij Bollen van de Ooster bestaat plaatbezoek uit aanlandende kite- en windsurfers. Ze rusten hier, kijken naar zeehonden, of wandelen over de plaat naar de zeewaartse kant om daar in de branding te surfen.
- De Middelplaat groeit in omvang. Hier komen aanlandende kanoërs, en een enkele keer wandelaars.
- Bij Verklikkerplaat bestaat plaatbezoek uit wandelaars die vanaf de kust de plaat op wandelen. Hier nam plaatbezoek jaar na jaar toe, waarschijnlijk doordat de plaat aan de kust vastgroeit en beter bereikbaar wordt (Figuur 8.15). Vanaf meetjaar 2013 zijn wandelaars op Verklikkerplaat niet meer tot plaatbezoek gerekend omdat dit geen rustgebied meer is. Daardoor komt plaatbezoek door wandelaars nu alleen nog voor bij Slikken van Voorne.

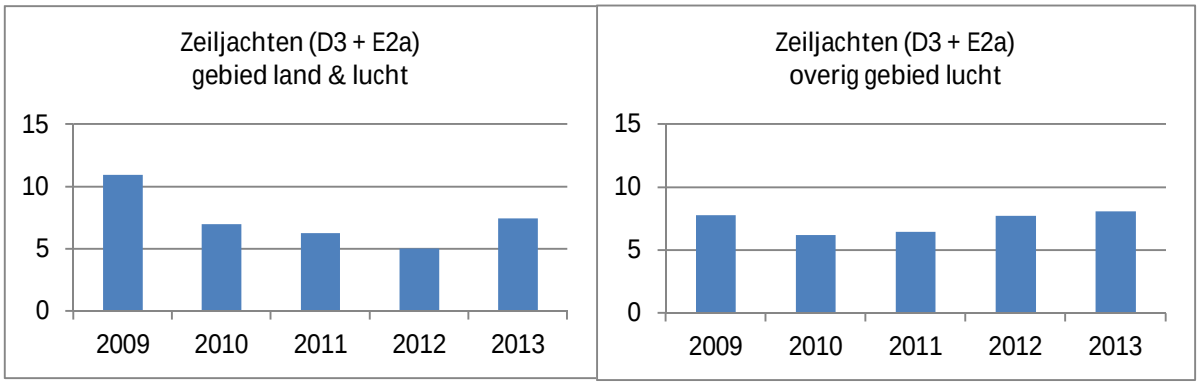


Figuur 8.15 Trend plaatbezoek op basis van veldwaarnemingen: per meetjaar het gemiddeld aantal waargenomen plaatbezoekers per waarnemingsdag, april 2009 t/m september 2013 (alle platen liggen binnen het gebied land & lucht)

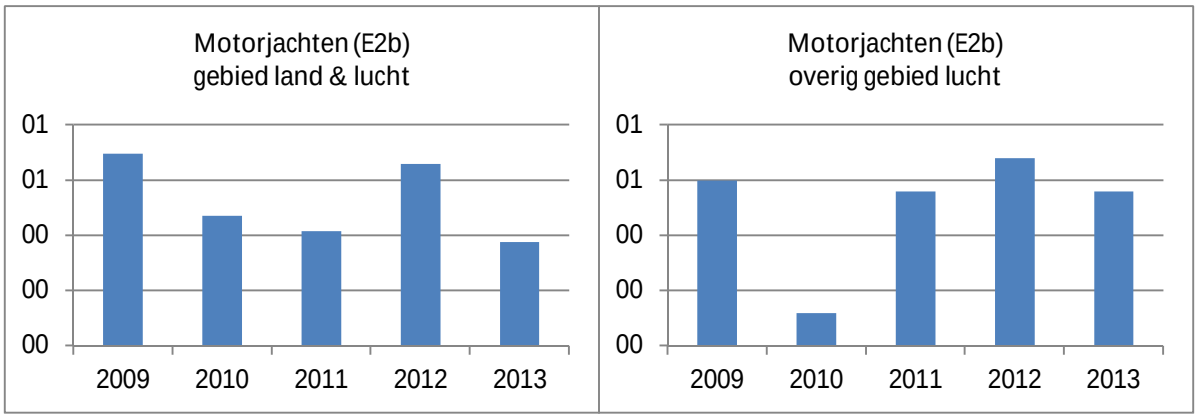
8.2.11 Zeil- en motorjachten (E2)

Zeiljachten met kajuit (E2a) komen verspreid door de hele Voordelta veel voor. In het aantal zeiljachten is geen trend zichtbaar (Figuur 8.16). De vaargeul vanaf Stellendam is het drukst bevaren. Zeiljachten komen vrijwel nooit binnen de rustgebieden. Motorjachten (E2b) komen weinig voor in de Voordelta (Figuur 8.17). Ze laten hetzelfde verspreidingspatroon zien als zeiljachten.

De aanwezigheid van zeil- en motorjachten is sterk afhankelijk van vrije tijd en zijn vooral waargenomen in weekenden en vakanties. Daarnaast hebben beide groepen een voorkeur voor weersomstandigheden waarbij de wind niet te sterk is (tot en met kracht 4 Bft. Zie jaarrapport 2012, model). Bij sterkere windkracht worden beide soorten vaartuigen nauwelijks nog waargenomen. Ook bij geen wind worden soms zeiljachten waargenomen, maar deze varen dan op hun motor.



Figuur 8.16 *Trend zeiljachten met en zonder kajuit op basis van veldwaarnemingen: per meetjaar het gemiddeld aantal waargenomen gebruikers per, april 2009 t/m september 2013*

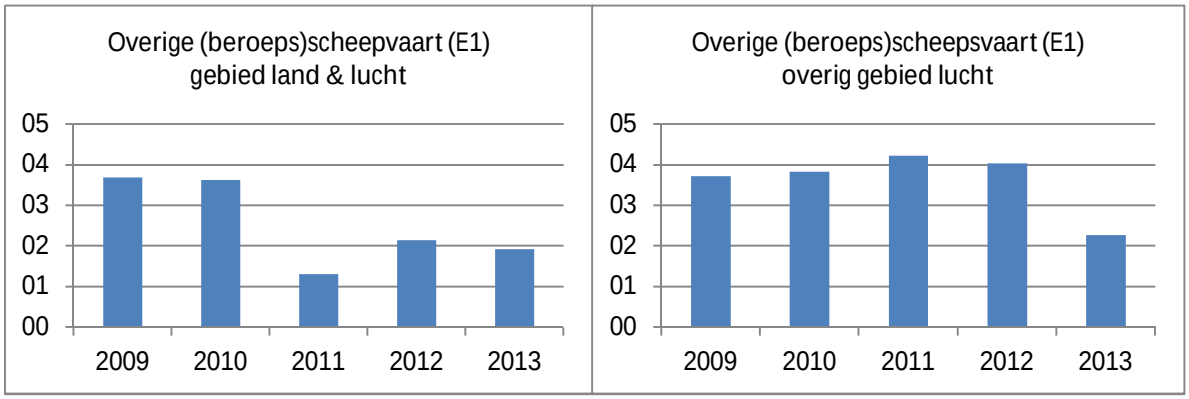


Figuur 8.17 *Trend motorjachten op basis van veldwaarnemingen: per meetjaar het gemiddeld aantal waargenomen gebruikers per waarnemingsdag, april 2009 t/m september 2013*

8.2.12 Overige (beroeps)scheepvaart (E1)

De gebruiksfunctie overige scheepvaart omvat allerlei soorten beroepsscheepvaart zoals vrachtschepen, werkschepen, onderhoudsvaartuigen, onderzoeks- en monitoringsactiviteiten, handhavingsvaartuigen, kustwachtvaartuigen, KNRM en reddingsbrigade.

Het is een heterogene groep scheepstypen waardoor niet te bepalen is onder welke omstandigheden de grootste aantallen te verwachten zijn. Er is ook geen trend te ontdekken door de jaren heen (Figuur 8.18). Beroepsscheepvaart komt voor in de gehele Voordelta en het verspreidingspatroon is in de loop der jaren weinig veranderd. Langs de buitengrens van de in aanleg zijnde MV2 zijn veel werkschepen aanwezig. Daarnaast is er een vaarroute in het zuidelijk referentiegebied (het Oostgat vanuit de Westerschelde) en vanaf Stellendam (Slijkgat). In meetjaar 2012 was het voor de kust van Schouwen drukker door de daar uitgevoerde zandsuppleties. Dit zorgde vooral bij Renesse voor een hoge activiteit voor de kust.



Figuur 8.18 Trend overige beroepsscheepvaart op basis van veldwaarnemingen: per meetjaar het gemiddeld aantal waargenomen gebruikers per waarnemingsdag, april 2009 t/m september 2013

Onderzoek
Twee percelen van het project PMR-NCV zijn per schip actief in de Voordelta. Perceel 1 (bodemdieren) voert metingen uit van eind september tot en met november. Perceel 2 (vissen) bemonstert in augustus. Beide percelen gebruiken onderzoeksschip Luctor. De activiteiten met dit schip in de Voordelta worden vooraf gemeld bij Omgevingsdienst Zuid-Holland Zuid.

De Projectgroep garnalenvisserij onderzoek Voordelta van Rijkswaterstaat voert in de periode 2010 – 2013 een experiment uit. Hiervoor bevist de garnalenkotter OD-3 jaarlijks in de periode mei tot oktober zes maal een zestal meetraaien. Daarnaast worden in deze meetraaien tweemaal per jaar, in mei en september, bodemdieren bemonsterd met onderzoeksschip de Vliestroom.
IMARES voert jaarlijks in de periode april-juni onderzoek uit naar schelpdieren met onderzoeksschip ISIS en kokkelkor YE42. Alleen indien hieruit blijkt dat er voldoende kokkels liggen om een deel te kunnen opvissen mogen in juni-juli kokkels worden bemonsterd met behulp van een kokkelkor. In 2011, 2012 en 2013 was dit niet het geval.

Ook het Havenbedrijf Rotterdam (projectorganisatie 2^{e} Maasvlakte) heeft tot mei 2013 per schip onderzoek gedaan. Zes maal per jaar werd de Voordelta langs verschillende routes binnen een dag doorkruist.

Onderhoud
Betonningsvaartuig De Vliestroom van RWS meldt de activiteiten in de Voordelta vooraf bij Omgevingsdienst Zuid-Holland Zuid.

Toezicht en handhaving
Toezicht en handhaving ter zee wordt in de Voordelta verzorgd door Provincie Zuid-Holland en Zeeland met de Skua, en de Zeehavenpolitie met de P17. Sinds 2011 maakt de zeehavenpolitie daarnaast lokaal gebruik van waterscooters.

KNRM
De KNRM (Koninklijke Nederlandse Redding Maatschappij) voert wekelijks verkenningstochten uit, verspreid over het gebied, waardoor men circa maandelijks overal is geweest. In de drie grote rustgebieden vinden geen verkenningen plaats. Als er een reddingsactie is, wordt het gebied gelijk geïnspecteerd. Hierdoor blijft de verstoring van rustgebieden minimaal. Verkenningen gebeuren met lage snelheid, en verplaatsingen over

grotere afstanden met hoge snelheid. Daarnaast voert de KNRM oefeningen uit waarbij men ook op drooggevallen platen komt.

Reddingsbrigade
De reddingsbrigade bemant vanaf Hemelvaart tot eind september posten op stranden in de Voordelta. Sinds 2012 is er ook een post bij het nieuwe strand aan de zuidwestzijde van de Maasvlakte 2.
Wanneer een post bemand is, wordt langs het strand gevaren in een RIB. De reddingsbrigade vaart geen vaste route. Enkel wanneer er vanwege een melding reden voor is, verlaten ze de nabijheid van hun post en gaan ze verder de zee op. De rustgebieden worden gemeden, behalve wanneer zich daar een calamiteit voordoet.

Beroepsscheepvaart in rustgebieden
Sommige schepen hebben onder bepaalde voorwaarden toegang tot de rustgebieden, dit is geregeld in het toegangsbeperkingsbesluit. De ontheffing geldt voor noodzakelijke taken van de overheid of in opdracht van de overheid. Het gaat bijvoorbeeld om inspecteurs, toezichthouders, meetploegen en de kustwacht. Voor hen geldt een gedragscode voor de Voordelta met afspraken over vaarsnelheid en afstand tot zeehonden.

8.2.13 Kleine luchtvaart (F1)
Kleine luchtvaart betreft de luchtvaart met een vlieghoogte < 1000 ft (ongeveer 300 meter). Deze categorie is onderverdeeld in kleine gemotoriseerde vliegtuigen (F1a), helikopters (F1b) en ongemotoriseerde kleine luchtvaart (F1c) zoals schermvliegers.

Twee percelen van het project PMR-NCV zijn per Cessna actief in de Voordelta. Perceel 3 (vogels) voert luchtwaarnemingen uit welke grotendeels samenvallen met die van perceel 5, gebruik (Tabel 8.3). Daarnaast vliegt Rijkswaterstaat Waterdienst in de zomerperiode boven het bodembeschermingsgebied. Provincie Zeeland voert vluchten uit ten behoeve van recreatietellingen, deze vonden plaats in 2003, 2006 en 2009, maar tegen de verwachting in niet in 2012.

Kleine luchtvaart wordt sporadisch waargenomen. Het waarnemen van kleine luchtvaart betreft altijd toevalstreffers doordat het om kleine objecten met een hoge bewegingssnelheid gaat. Kleine luchtvaart is op grote afstand slecht / niet zichtbaar. Hierdoor is kleine luchtvaart vooral waargenomen in de omgeving van de landwaarnemingspunten en valt over de ruimtelijke verdeling weinig te zeggen.
Het gaat vrijwel altijd om kleine sportvliegtuigjes. Zweefvliegtuigen komen niet boven zee.

In het noorden van het gebied boven Maasvlakte 2 wordt relatief vaak gevlogen, ook af en toe boven de rustgebieden Hinderplaat en Slikken van Voorne. In 2012 is vaker dan in andere meetjaren kleine luchtvaart waargenomen boven rustgebied Bollen van de Ooster, en in het zuidelijk referentiegebied. Kleine luchtvaart wijkt niet uit voor rustgebieden.

Kleine luchtvaart vliegt op zicht, en vindt daarom nooit plaats in het donker. Op dagen met zeer slecht weer zoals storm of slecht zicht wordt niet gevlogen. Kleine luchtvaart komt vooral voor bij droog weer en bij een lage windkracht (<5 Bft). Windrichting is niet van belang. Er wordt het hele jaar door gevlogen maar in de maanden april tot augustus is het drukker. Doordat het veelal pleziervluchten betreft is vrije tijd een belangrijke factor.

8.2.14 Militaire activiteiten (G)
Militaire activiteit komt weinig voor in de Voordelta. Enkele keren is een helikopter of straaljager waargenomen.

8.2.15 Delfstoffen (H)
Binnen de Voordelta is in geen van de meetjaren delfstoffenwinning waargenomen.

Zandwinning is niet toegestaan in het Natura 2000-gebied Voordelta. Wel zijn vergunningen afgegeven voor zandwinning enkele kilometers buiten het Natura 2000-gebied. Zandhoppers zijn waargenomen en geregistreerd als E1. Ze winnen zand buiten de Voordelta, en komen het gebied binnen ter hoogte van de Maasvlakte2. Deze wordt verder opgespoten met het gewonnen zand.

Voor schelpwinning is in april 2011 een vergunning afgegeven die geldig is tot 31 december 2013. Hiermee mag jaarlijks maximaal 20 000 m^3 schelpen worden gewonnen uit de Voordelta, buiten de rustgebieden. Schelpenwinning is in geen van de meetjaren waargenomen.

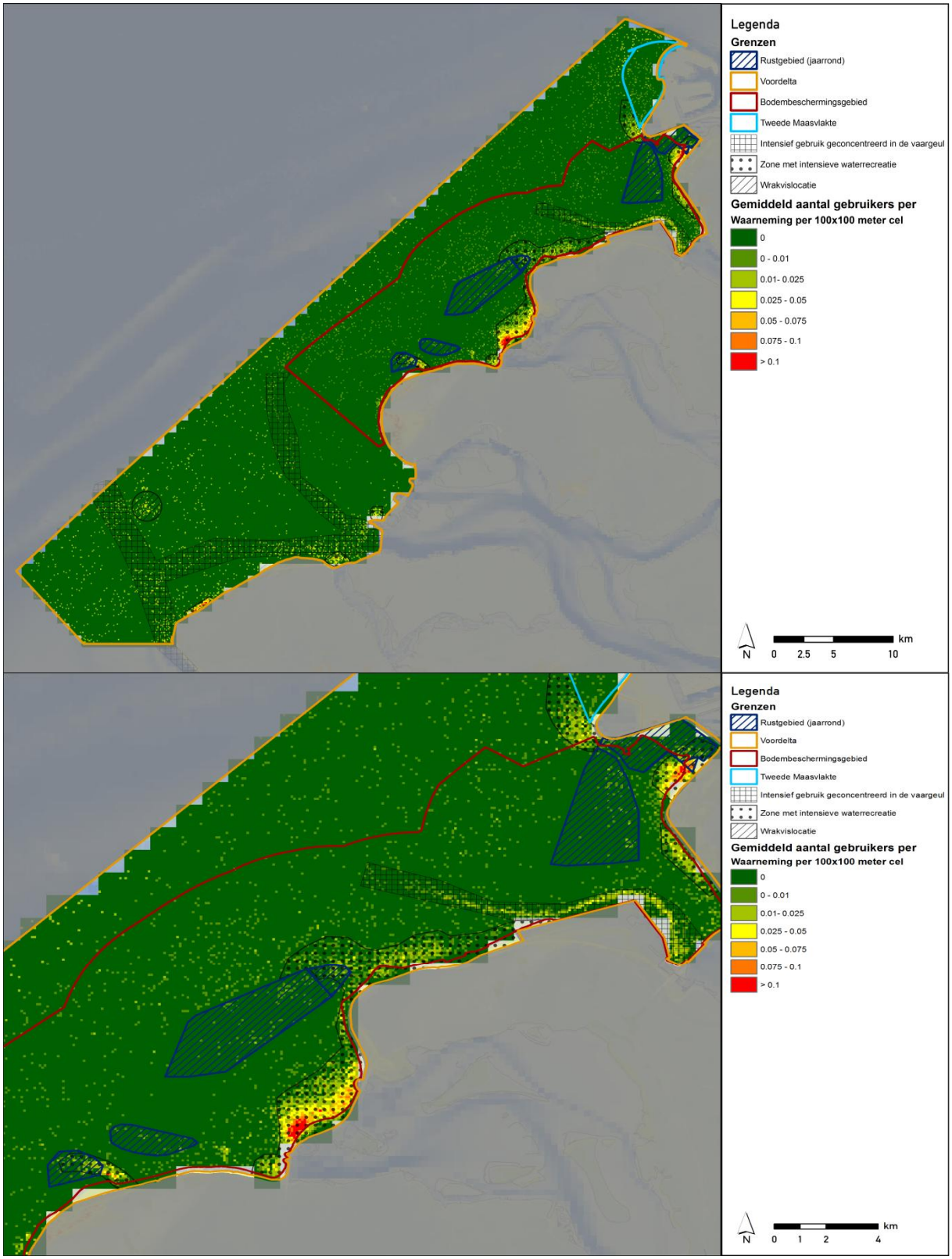
8.3 INTEGRAAL BEELD GEBRUIK IN DE VOORDELTA

8.3.1 Ruimte
In figuren 8.19 en 8.20 is al het in T_1 (2009-2013) waargenomen gebruik weergegeven in een zomer- en een wintergrid. Daarbij is gecorrigeerd voor het aantal keer dat een gridcel is waargenomen. De schaalverdeling is in figuren 8.19 en 8.20 gelijk zodat ze kunnen worden vergeleken.
In deze totaalfiguren komen ruimtelijke patronen en clusters goed naar voren. Ter verduidelijking zijn vaarroutes, waterrecreatie en een sportvislocatie bij een wrak aangegeven.

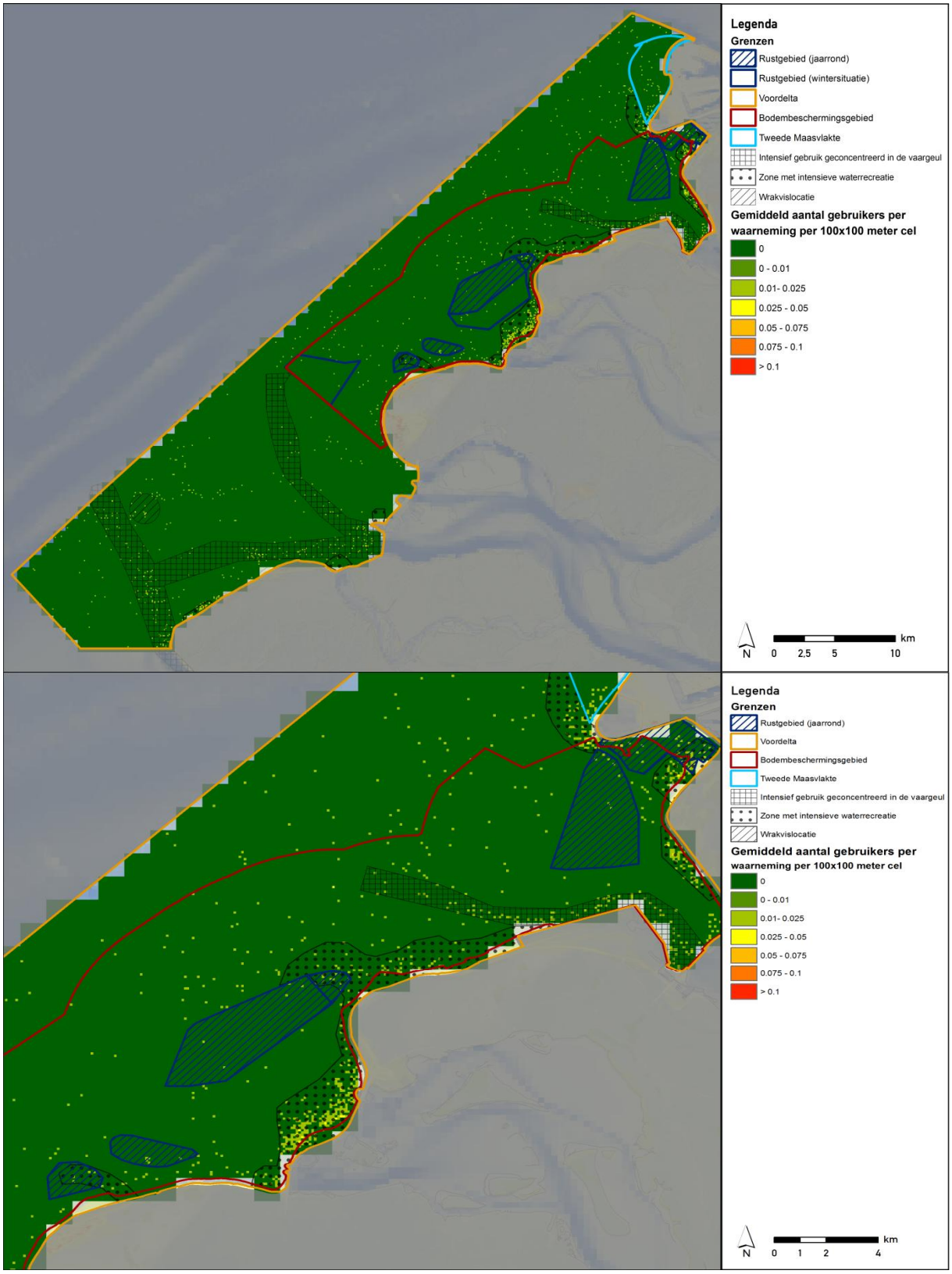
Beroepsscheepvaart komt vooral voor binnen de aangegeven vaarroutes. Vissersschepen en zeiljachten komen verspreid door de hele Voordelta voor. Dit wordt duidelijk bij vergelijking van de zomer- en winterkaart: de vaarroutes zijn in zomer en winter even druk maar de gebieden daartussen zijn in de zomer veel drukker dan in de winter en zelfs bijna even druk als de vaarroutes. Dit komt doordat buiten de vaargeulen in de zomer naast vissersschepen ook veel zeiljachten aanwezig zijn, terwijl er in de winter vrijwel uitsluitend vissersschepen zijn.

Waterrecreatie door wind- en golf- en kitesurfers, jetski's, kano's, en kleine motor- en zeilbootjes concentreert zich langs de kust. Dit is vooral in de zomerkaart goed zichtbaar. Hoe groter de afstand tot de kustgebieden, hoe rustiger. Een deel van de waterrecreanten begeeft zich in de nabijgelegen rustgebieden. Bij Hinderplaat betreft dit vooral gemotoriseerde waterrecreatie, bij Slikken van Voorne en Bollen van de Ooster surfers, en bij Verklikkerplaat wandelaars. Alleen rustgebied Middelplaat en Bollen van het Nieuwe Zand zijn echt rustig, doordat deze ver verwijderd zijn van de drukke kustzone en vaarroutes.

Sportvissers zijn in zowel zomer als winter regelmatig aanwezig bij een scheepswrak ten noordwesten van Domburg.



Figuur 8.19 *Waargenomen gebruik in de zomerperiode (april-september) voor de jaren 2009 t/m 2013, met daarop geprojecteerd de vaargeulen, de zones met veel waterrecreatie en de locatie van een wrak waar wordt gevist*
Figuur 8.19a (boven): Hele Voordelta. Figuur 8.19b (onder): Ingezoomd op de rustgebieden

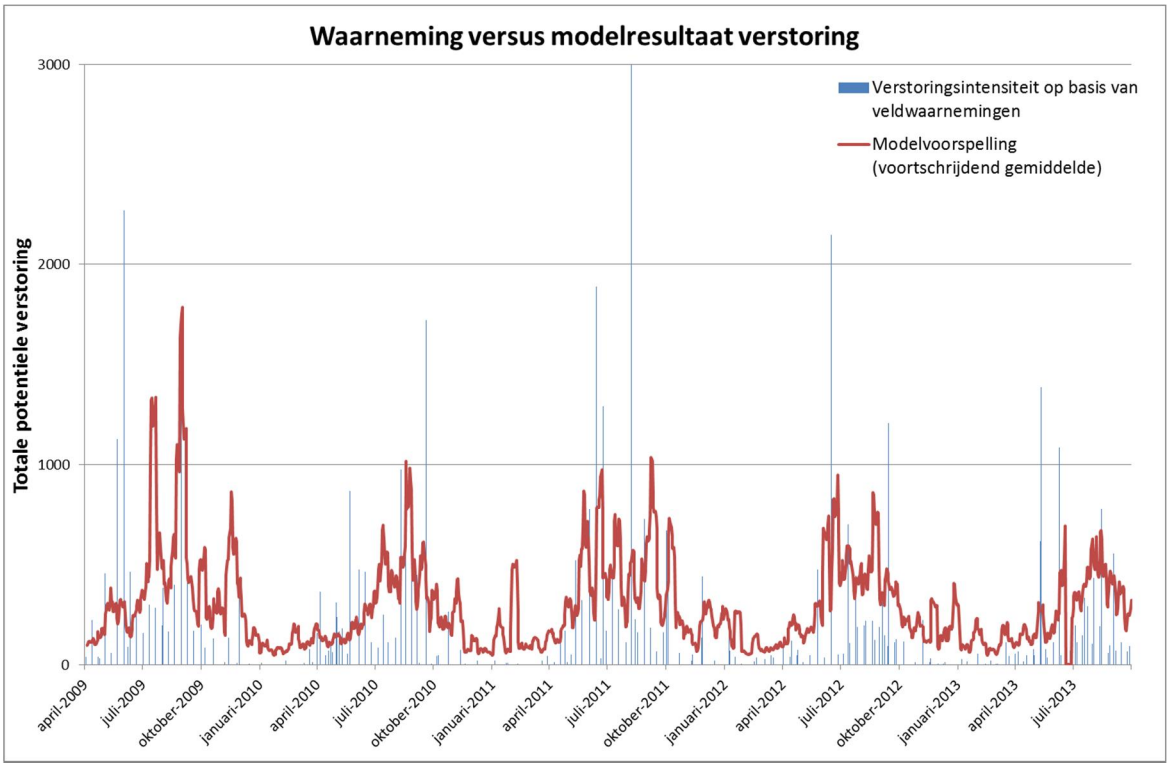


Figuur 8.20 *Waargenomen gebruikers in de winterperiode (oktober-maart) voor de jaren 2009 t/m 2013, met daarop geprojecteerd de vaargeulen, de zones met veel waterrecreatie en de locatie van een wrak waar wordt gevist*
Figuur 8.20a (boven): Hele Voordelta. Figuur 8.20b (onder): Ingezoomd op de rustgebieden

8.3.2 Tijd

Per gebruiksfunctie zijn de veldwaarnemingen aan de hand van verschillende variabelen methodisch opgewerkt tot een generiek beeld in de tijd. De gebruikte variabelen zijn: vrije tijd (weekdag/ weekend/ vakantie), temperatuur, neerslagduur, neerslaghoeveelheid, zonuren, windkracht, windrichting, watertemperatuur, maand. Het gebied is in zijn geheel kwantitatief gemodelleerd, hierin is de ruimtelijke spreiding niet meegenomen. De methode, modelprestatie, validatie en deelresultaten zijn beschreven in Bijlage A bij Jaarrapport 2012 PMR monitoring natuurcompensatie Voordelta Deel B, hoofdstuk 5, gebruik.

Voor iedere dag in de monitoringsperiode is per gebruikstype het aantal gebruikers voorspeld. Rekening houdend met de verstoringsindex per gebruikstype (Krijgsveld et al., 2008) is de totale gemodelleerde potentiële verstoring per dag verkregen. Figuur 8.21 geeft dit voor de periode van april 2009 t/m september 2013 weer.



Figuur 8.21 Totale gemodelleerde potentiële verstoring per jaar in de periode april 2009 t/m september 2013

De seizoenfluctuatie is duidelijk zichtbaar en komt overeen met de veldwaarnemingen. Gemiddeld is de potentiële verstoring in de zomers ongeveer 7 maal hoger dan in de winters. De dagen met een extreem hoge potentiële verstoring vallen in de periode juli – november. De zomer van 2010 was kort, terwijl de zomer van 2011 juist langer dan gemiddeld was. In 2011 was het in mei al mooi weer, met ideale omstandigheden voor verschillende typen waterrecreatie vroeg in het seizoen (zie de eerste uitschieters in Figuur 8.21). Dit kan de aanwezigheid van de zwarte zee-eend hebben beïnvloed. De rest van de zomer was het juist ‘slecht’ weer met harde wind en geschikte omstandigheden voor surfers. Daardoor blijft de totale potentiële verstoring de hele zomer hoog.

Naast dit globale patroon zijn enkele uitschieters zichtbaar. Bijvoorbeeld, in de eerste helft van augustus 2009 vertoont de potentiële verstoring gedurende twee weken een duidelijke dip. Dit komt doordat het toen warm en rustig weer was, met wind uit veranderlijke richtingen. Daardoor is het voorspelde aantal surfers (met een verwacht hoge verstoringsimpact op vogels) laag, en het aantal zeiljachten (met een verwacht lage verstoringsimpact op vogels) hoog. In de nazomer kwamen relatief grote foerageerconcentraties sterns voor in het zeegebied voor de Kop van Schouwen (jaarrapport 2009, perceel vogels paragraaf 5.3), dit kan mede zijn veroorzaakt door de genoemde dip in potentiële verstoring.

Een ander voorbeeld van een afwijking van de normale seizoenfluctuatie betreft een weekend begin februari 2011. De potentiële vogelverstoring is in die periode volgens de modelvoorspelling gedurende twee dagen hoger dan normaal in de winter. Het betrof hier een weekend met relatief warm weer met een harde westenwind waardoor veel surfers voorspeld zijn. Ook eind januari 2012 geeft het model eenmaal een hoge potentiële verstoring voor de zwarte zee-eend doordat het in het weekend hard waaide uit het westen.

In de eerste maanden van 2013 was de potentiële verstoring laag (Figuur 8.21). In dat seizoen heeft Bureau Waardenburg veel zwarte zee-eenden waargenomen (Jaarrapport 2013 PMR monitoring natuurcompensatie Voordelta Deel B, hoofdstuk 4, perceel vogels-zee-eenden). Wanneer er zeer beperkte tot geen waterrecreatie aanwezig is dan worden zwarte zee-eenden weinig verstoord, en gaan ze rondom Bollen van de Ooster dichter bij de kust zitten (CSO memo 4-2-2014, Verstoring van de zwarte zee-eenden door gebruik Bollen van der Ooster).

8.4 MEP 2: VERSTORING ZWARTE ZEE-EEND

8.4.1 Vraag

Deze MEP vraag heeft betrekking op de relatie tussen zwarte zee-eenden en verstoringsbronnen in de vorm van menselijk gebruik. De zwarte zee-eend verblijft op het water en wordt in het winterhalfjaar beschermd in de rustgebieden Bollen van de Ooster (winterbegrenzing) en Bollen van het Nieuwe Zand (zie Figuur 8.1 en Tabel 8.1).

De voor perceel gebruik relevante subvraag zoals verwoord in het Hypothesedocument MEP NCV (Deltares, 2010) is MEP vraag 2ii: “Zijn deze veranderingen in verspreidingspatronen en aantal vogeldagen toe te schrijven aan de aanwezigheid van de rustgebieden die voor zwarte zee-eenden zijn ingesteld of ook aan andere factoren?”

De bijbehorende deelvraag voor perceel gebruik is: “Welke vormen van gebruik zijn hierop van invloed?”

8.4.2 Producten ter beantwoording van de vraag

- *Verstoringsintensiteitskaarten op basis van AIS gegevens van schepen.*
  De AIS gegevens van alle typen schepen zijn gebruikt voor verstoringsintensiteitskaarten waarin ook de duur van verstoring is verdisconteerd. Op basis van een literatuurstudie (Krijgsveld et.al., 2008) en in overleg met perceel vogels is uitgegaan van een verstoringsafstand van 1 km en een hersteltijd van 1 uur. Dit betekent dat een zone van 1 km rondom ieder vaarspoor tot 1 uur na de passage van een schip niet geschikt is voor de zwarte zee-eend.
  Dit resulteert in een kaart waarin is weergegeven hoeveel procent van de tijd het gebied geschikt is voor de zwarte zee-eend. Dit is gedaan voor alle winterperioden (oktober – maart) van T_1 (2009-2013). Hier overheen is het voorkomen van de zwarte zee-eend in dezelfde perioden weergegeven (uit waarnemingen van perceel vogels). Daarmee wordt zichtbaar of de zwarte zee-eend vooral in de rustige delen voorkomt.
- *Verstoringsintensiteitskaarten op basis van veldwaarnemingen van àlle typen gebruik.*
  Ieder type gebruik kan verstorend zijn, maar niet allemaal in gelijke mate. In overleg met perceel vogels is aan iedere gebruiksfunctie een verstoringsindex toegekend op basis van het rapport ‘Verstoringsgevoeligheid van vogels’ (Krijgsveld et al., 2008[3]). Per gridcel is de index van iedere binnen die cel waargenomen gebruiker bij elkaar opgeteld, en gedeeld door het aantal keren dat die cel is waargenomen. Hiermee is per cel de totale verstoringsintensiteit van een ‘gemiddelde waarnemingsdag’ verkregen. Doordat het gebied in gridcellen is verdeeld en alle gebruiksfuncties bij elkaar zijn gebracht geeft de verstoringsintensiteitskaart een totaaloverzicht van de mate van verstoring. Er is gecorrigeerd voor het aantal keer dat is waargenomen, hierdoor zijn deze kaarten geschikt voor een kwantitatieve vergelijking tussen jaren. De kaarten zijn gemaakt voor alle winterperioden (oktober – maart) van T_0 (2005-2006) en T_1 (2009-2013).
- *Verstoringsimpactdiagram*
  In kolomgrafieken is de potentiële verstoringsimpact weergegeven op zwarte zee-eenden in de rustgebieden Bollen van de Ooster (winterbegrenzing) en Bollen van het Nieuwe

[3] Ondanks dat Krijgsveld et al. zich baseert op wetenschappelijke literatuur over verstoring is de verstoringsindex niet geheel objectief. Het rapport van Krijgsveld et al. is tot op heden het best beschikbare document en wordt daarom hier gebruikt.

Zand –beiden inclusief bufferzone van 1 kilometer– in het zwarte zee-eend seizoen (winterhalfjaar) in T_0 (2005-2006) en T_1 (2009-2013). De weergegeven waarden betreffen de totaalaantallen van de verschillende soorten activiteiten vermenigvuldigd met de bijbehorende index (Krijgsveld et al., 2008), gedeeld door het aantal waarnemingsdagen van het desbetreffende half jaar. De methode is beschreven in Jaarrapportage 2012 monitoring Gebruik Voordelta (CSO, 2012).

8.4.3 Resultaat MEP 2 (zwarte zee-eend in winterperiode)

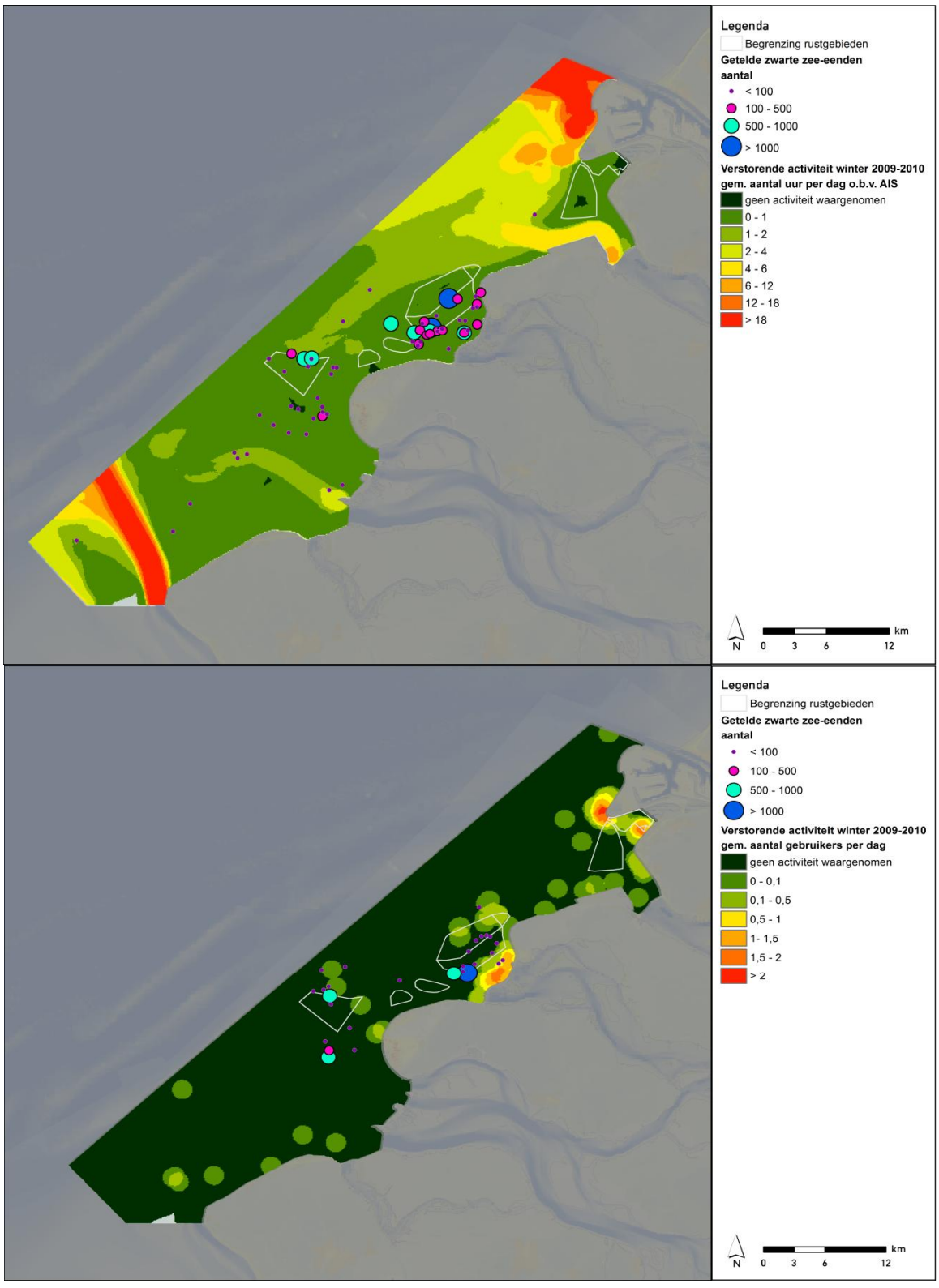
De figuren 8.22 t/m 8.25 tonen de potentiële verstoring in de gehele Voordelta op basis van AIS (schepen) en veldwaarnemingen (alle soorten gebruik). In de AIS figuren is ook ingezoomd op het gebied waar de zwarte zee-eend voorkwam. Daarbij is in overleg met perceel vogels het schaalbereik aangepast waardoor een lage potentiële verstoring in detail is weergegeven. Voor iedere winterperiode zijn twee gridkaarten samengesteld:

- Potentiële verstoring op basis van AIS waarbij rekening is gehouden met 1 km verstoringsafstand en 1 uur hersteltijd. Daaroverheen geplot is het aantal zwarte zee-eenden (figuren 8.22a t/m 8.25a).
- Verstoringsintensiteitskaarten op basis van veldwaarnemingen van gebruikstypen die niet met AIS zijn waar te nemen (surfers, gemotoriseerde waterrecreatie, kanoërs, plaatbezoek, zeilboten) (figuren 8.22b t/m 8.25b).

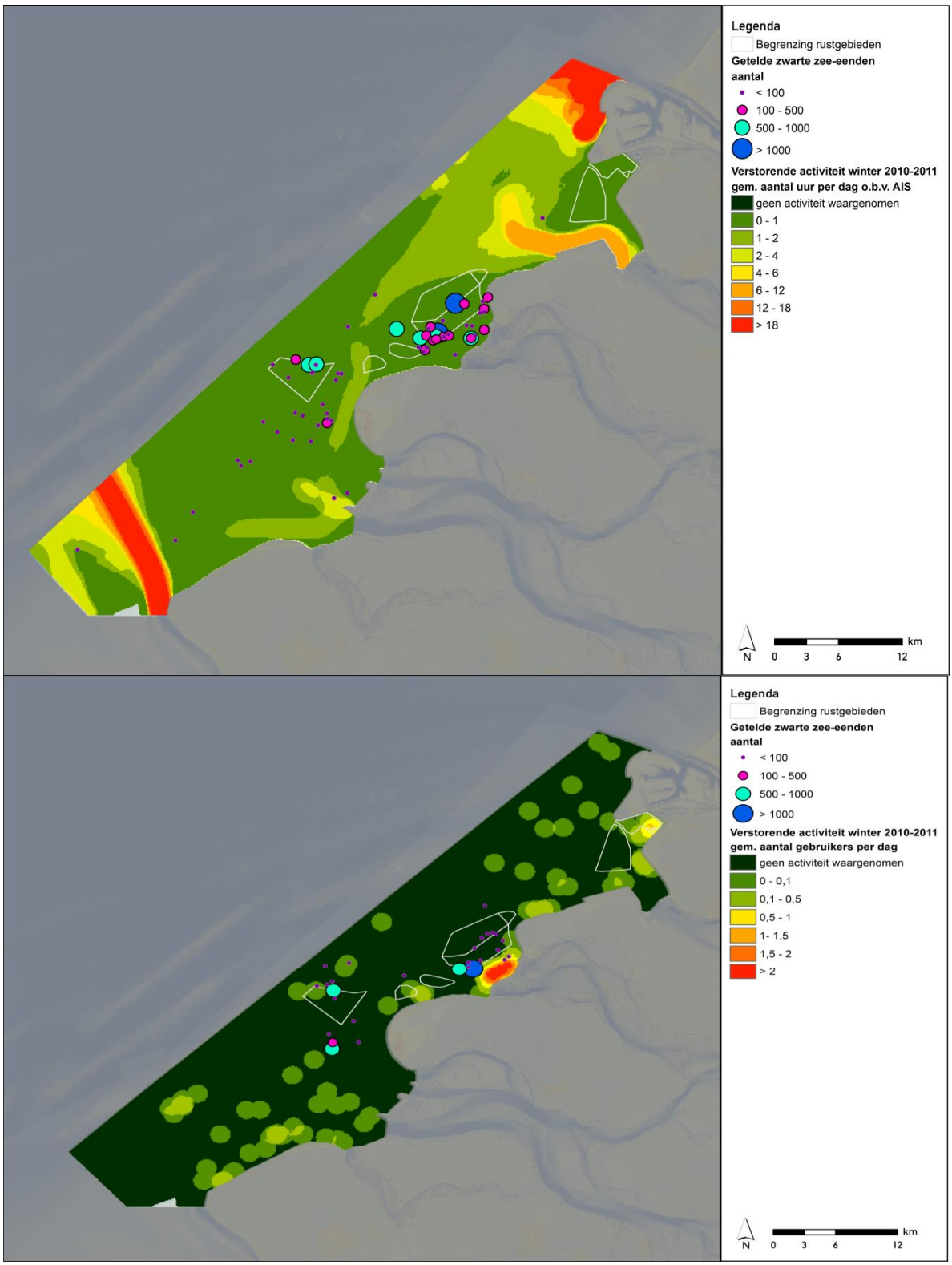
Uit onderstaande figuren blijkt dat de door middel van AIS geregistreerde scheepvaart buiten de beschermingsgebieden sinds winterperiode 2009/2010 is toegenomen. Een deel van de toename is te wijten aan het feit dat alle schepen vanaf 2010 voorzien moeten zijn van AIS.
Ook voor waterrecreatie geldt dat in de winterperiode 2009/2010 de potentiële verstoringsintensiteit lager lag dan in de daarop volgende winterperioden (2010/2011; 2011/2012; 2012/2013).

De locaties waar in de winter en het vroege voorjaar de meeste zwarte zee-eenden zijn waargenomen kennen wat betreft scheepvaart duidelijk de laagste potentiële verstoring.
Waar het waterrecreatie betreft ligt ter hoogte van Bollen van de Ooster langs de kust de hoogste potentiële verstoringsintensiteit. Desondanks worden daar vlakbij doorgaans de meeste zwarte zee-eenden waargenomen door Bureau Waardenburg. Op dagen met intensiever gebruik langs de kust bij Bollen van de Ooster schuift de concentratie zwarte zee-eenden tijdelijk wat verder van de plaat af richting het zuid- zuidwesten van Bollen van de Ooster en ten noorden van de Middenplaat.

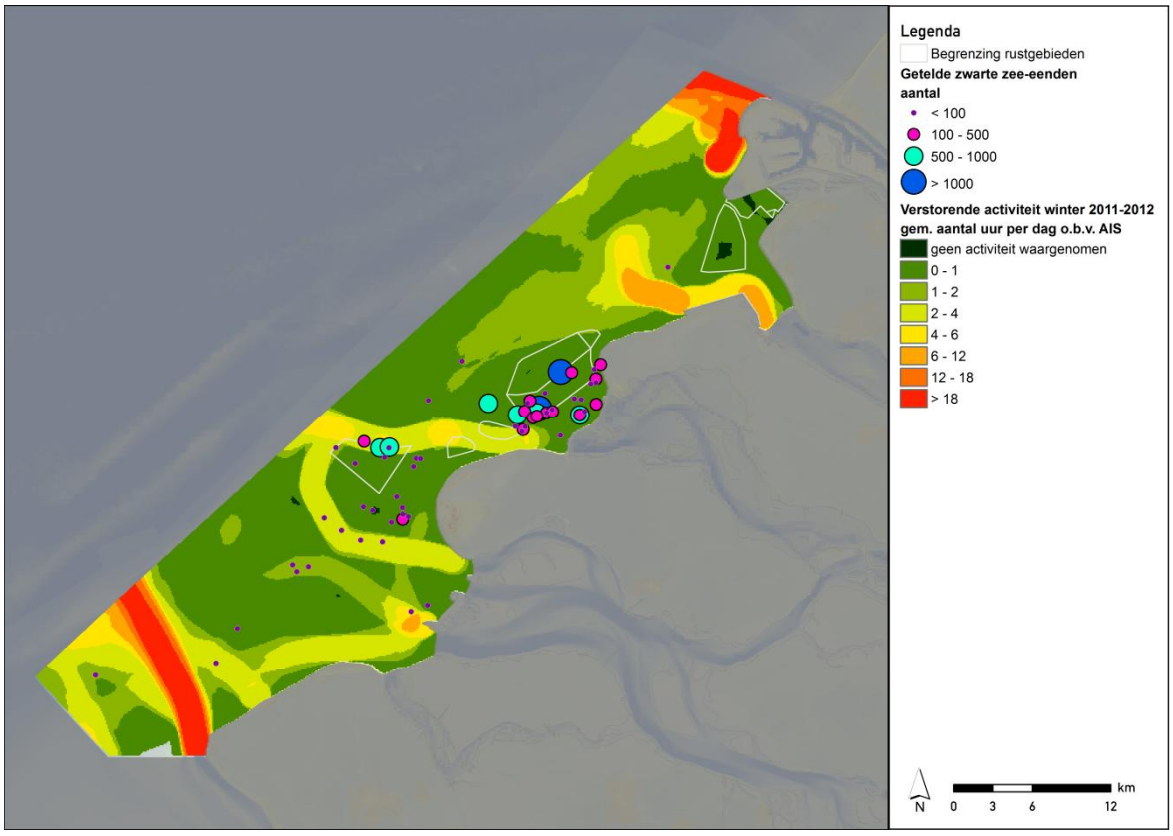
De locaties met de hoogste potentiële verstoring zijn door de jaren heen gelijk gebleven, namelijk aan de kust bij Bollen van de Ooster en Slikken van Voorne en ten zuiden van Maasvlakte 2. De potentiële verstoringsintensiteit als gevolg van waterrecreatie kent door de jaren heen enige variatie. In jaren met een lagere potentiële verstoringsintensiteit worden de eenden ter hoogte van Bollen van de Ooster wat dichter bij de kust waargenomen (memo CSO, januari 2014: Zwarte zee-eend in relatie tot verstoringsafstand door gebruik in Bollen van de Ooster).

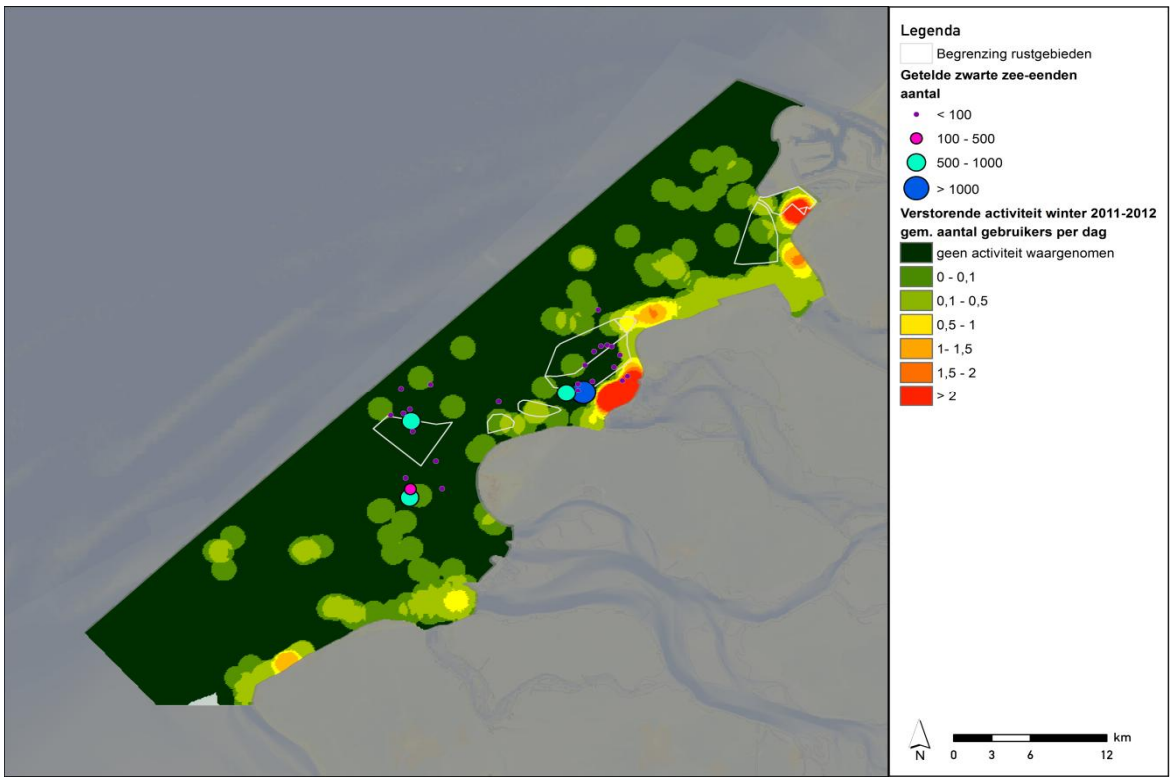


Figuur 8.22 *Winter 2009-2010. Waargenomen zwarte zee-eenden weergegeven als cirkels.*
8.22a (boven): Potentiële zee-eend-verstoring door schepen op basis van AIS, met verstoringsafstand van 1 km en hersteltijd van 1 uur
8.22b (onder): Potentiële zee-eend-verstoring door gebruik op basis van veldwaarnemingen

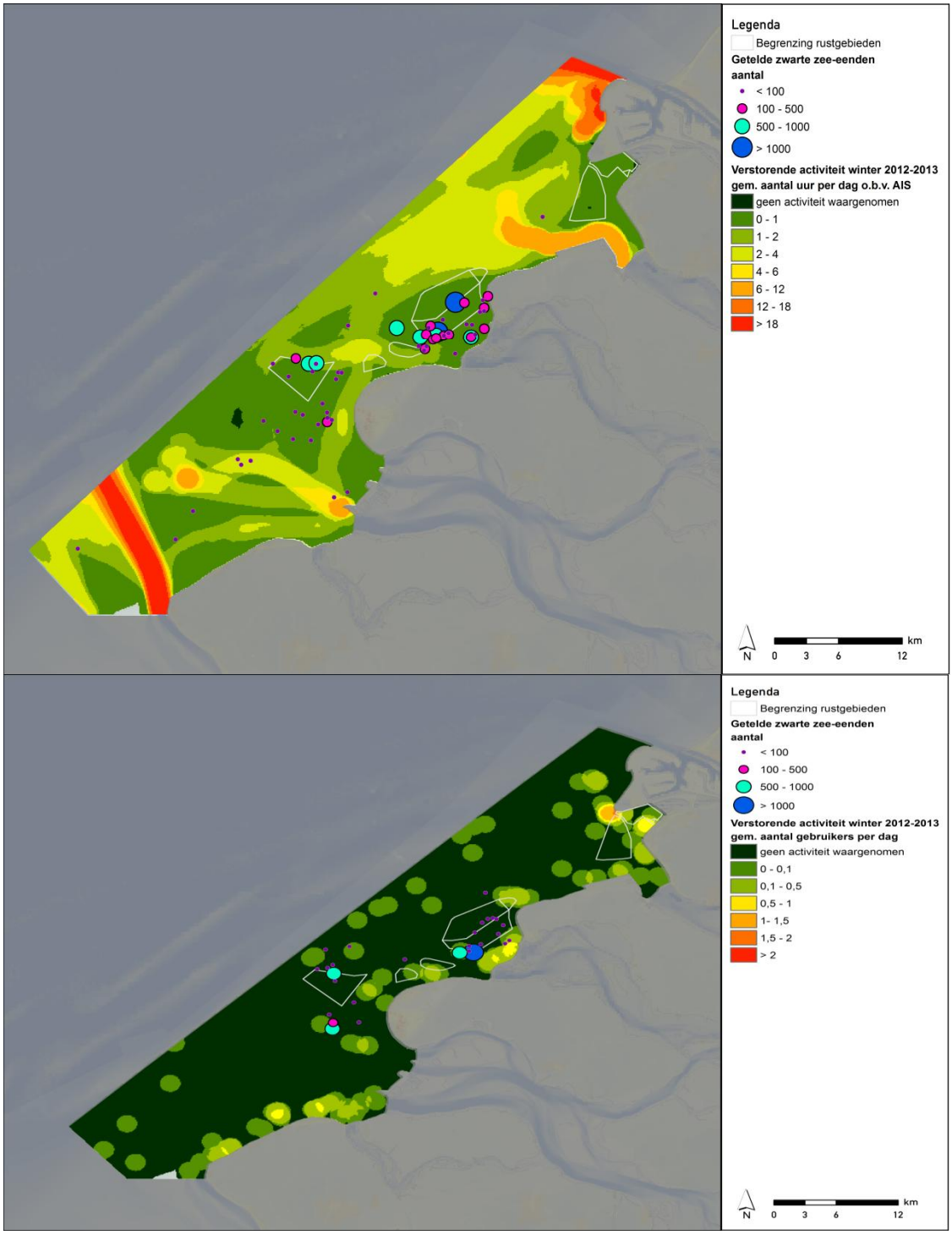


Figuur 8.23 *Winter 2010-2011. Waargenomen zwarte zee-eenden weergegeven als cirkels.*
8.23a (boven): Potentiële zee-eend-verstoring door schepen op basis van AIS, met verstoringsafstand van 1 km en hersteltijd van 1 uur
8.23b (onder): Potentiële zee-eend-verstoring door gebruik op basis van veldwaarnemingen

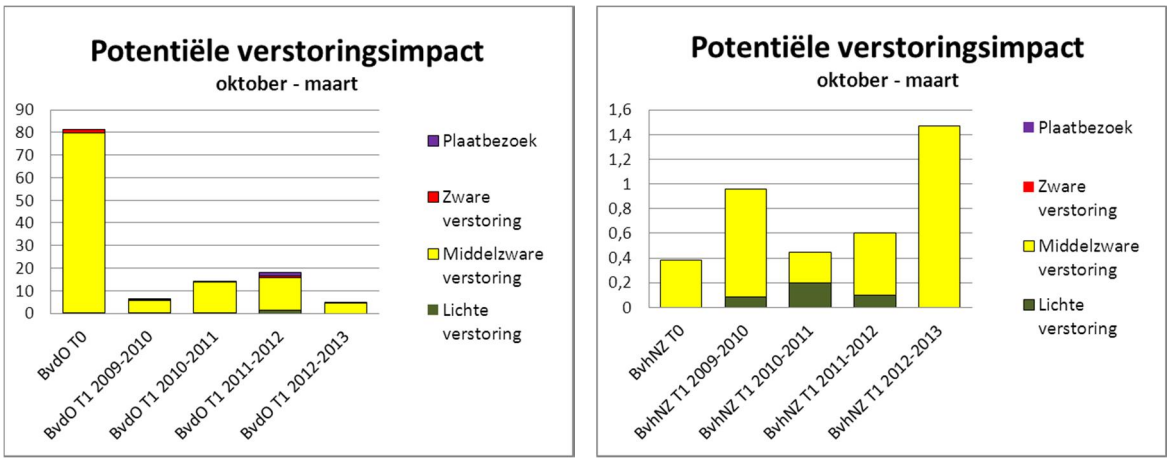




Figuur 8.24 *Winter 2011-2012. Waargenomen zwarte zee-eenden weergegeven als cirkels.*
8.24a (boven): Potentiële zee-eend-verstoring door schepen op basis van AIS, met verstoringsafstand van 1 km en hersteltijd van 1 uur
8.24b (onder): Potentiële zee-eend-verstoring door gebruik op basis van veldwaarnemingen



Figuur 8.25 *Winter 2012-2013. Waargenomen zwarte zee-eenden weergegeven als cirkels.*
8.25a (boven): Potentiële zee-eend-verstoring door schepen op basis van AIS, met verstoringsafstand van 1 km en hersteltijd van 1 uur
8.25b (onder): Potentiële zee-eend-verstoring door gebruik op basis van veldwaarnemingen



Figuur 8.26 Potentiële verstoringsimpact in Bollen van de Ooster en Bollen van het Nieuwe Zand (winterbegrenzing inclusief bufferzone 1km) in het zwarte zee-eend seizoen van T_0 en T_1. Bij Bollen van de Ooster is de potentiële verstoringsimpact vele malen hoger dan bij Bollen van het Nieuwe Zand, daarom is op de verticale as een andere schaal gehanteerd

8.4.4 Conclusie MEP 2 (zwarte zee-eend in winterperiode)

Trends en veranderingen

In het noordelijke deel van de Voordelta is de potentiële verstoringsdruk door recreatie afgenomen ten opzichte van de vorige winterperiode (2011-2012), en de potentiële verstoringsdruk door scheepvaart neemt hier in T_1 jaar na jaar af. Dit resulteert in clustering van de potentiële verstoring in de vaargeul vanuit Stellendam en relatieve rust in de gebieden ten noordwesten en zuidoosten van deze geul. Deze afname in potentiële verstoringsdruk valt samen met een geringe toename in waargenomen zwarte zee-eenden. Waar eerst geen enkele zwarte zee-eend werd waargenomen wordt in de latere, rustigere jaren een enkeling gezien (zie jaarrapporten PMR monitoring natuurcompensatie Voordelta).

De tweede verandering betreft het centrale deel van de Voordelta. Hier is de potentiële verstoring door scheepvaart in de winter van 2011-2012 sterk toegenomen ten opzichte van eerdere jaren. In de winter van 2012-2013 neemt de potentiële verstoring weer af, maar is nog niet terug op het oude niveau. Verklaring voor de tijdelijke toename is de zandsuppletie die Rijkswaterstaat op de kust van Schouwen-Duivenland heeft uitgevoerd (vaarroutes werkschepen). De toename in de potentiële verstoring valt samen met een clustering van de zwarte zee-eenden ten zuiden van rustgebied Bollen van het Nieuwe Zand, waar de potentiële verstoring in dit deel van de Voordelta het laagst was (zie figuren 8.22 t/m 8.25). Dus het totaal aantal zwarte zee-eenden in dit deel van de Voordelta wijzigt niet, maar de eenden die normaal gesproken in en rondom rustgebied Bollen van het Nieuwe Zand aanwezig zijn, clusteren zich in het drukste jaar ten zuiden van het rustgebied.

Conclusie winter 2012-2013

De winter van 2012-2013 was langer dan normaal, waardoor de voorjaarstoename van waterrecreatie laat op gang kwam. De potentiële verstoring in het vroege voorjaar was dus relatief laag. Het aantal zwarte zee-eenden begon dit jaar vanaf maart toe te nemen, tot begin mei een recordaantal van circa 11.000 zwarte zee-eenden is waargenomen. Ze bevonden zich tussen rustgebied Bollen van de Ooster en de Brouwersdam. Het was daar dit jaar qua recreanten zelfs rustiger dan rustgebied Bollen van de Ooster andere jaren rond dezelfde tijd is.

Zwarte zee-eenden zijn vooral waargenomen in de delen van de Voordelta waar de potentiële verstoring het laagst is. Ze zijn echter nauwelijks waargenomen in rustgebied Bollen van het Nieuwe Zand; de zwarte zee-eenden in deze regio bevonden zich in het eveneens rustige gebied ten zuiden van dit rustgebied.

8.5 MEP 3/4: VERSTORING STERNS

8.5.1 Vraag

Deze MEP vraag betreft onder andere de relatie tussen sterns en verstoringsbronnen in de vorm van menselijk gebruik. Sterns gebruiken de Voordelta in het zomerhalfjaar als foerageergebied en rusten daarbij op platen. Rustgebied Hinderplaat en Bollen van de Ooster (zomerbegrenzing) zijn bedoeld ter bescherming van grote stern en visdief in het zomerhalfjaar (zie Figuur 8.1 en Tabel 8.1).

De voor perceel gebruik relevante subvraag zoals verwoord in het Hypothesedocument MEP NCV (Deltares, 2010) is MEP vraag 3+4c.: “Leidt het instellen van de rustgebieden tot een toename van het aantal op platen rustende grote sterns / visdief en zo ja, is deze verandering toe te schrijven aan de aanwezigheid van de rustgebieden of ook aan andere factoren?”

De bijbehorende deelvraag voor perceel gebruik is: “Welke vormen van gebruik zijn hierop van invloed?”

8.5.2 Producten ter beantwoording van de vraag

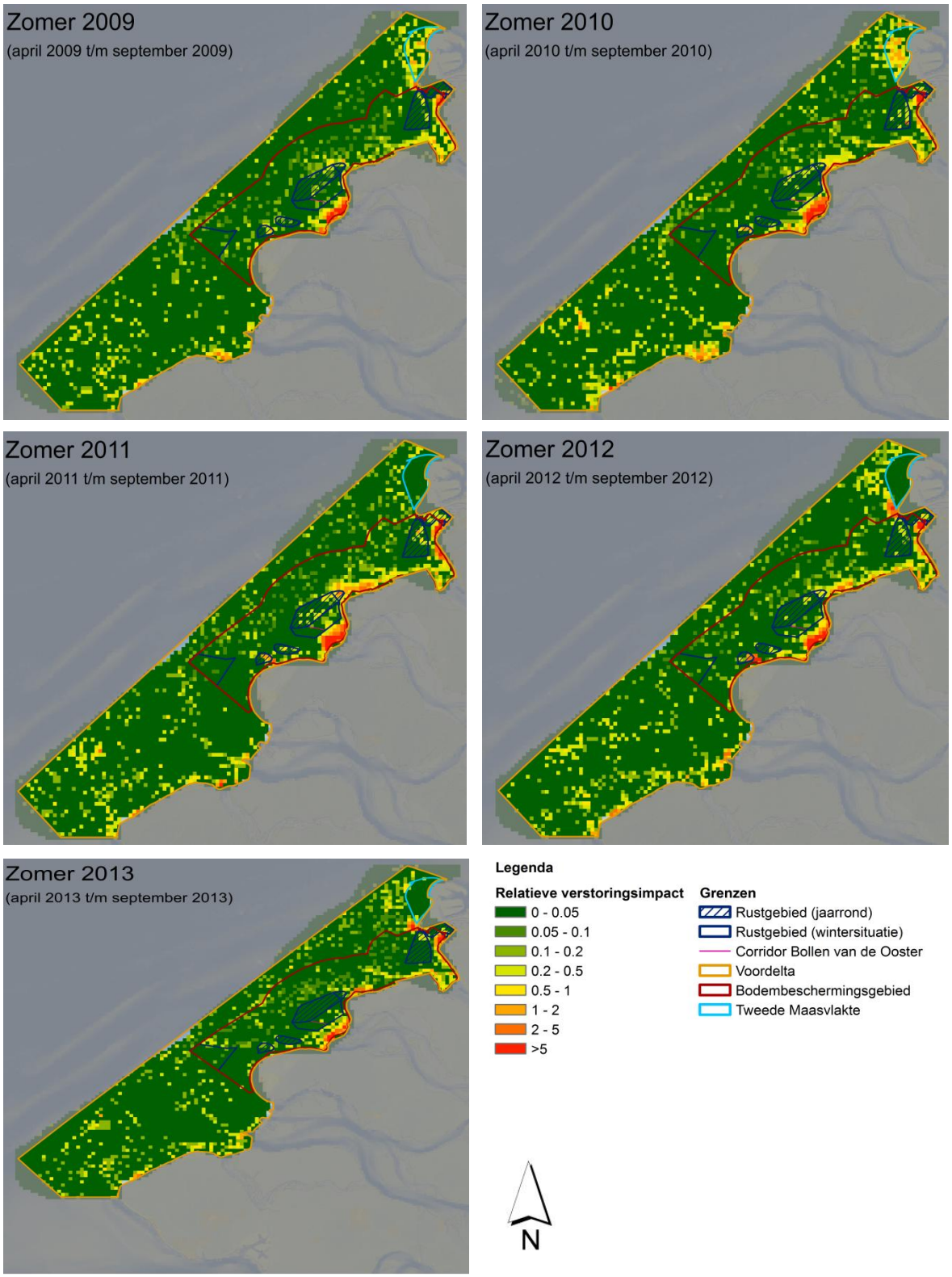
- *Verstoringsintensiteitskaarten op basis van veldwaarnemingen van àlle typen gebruik (*Figuur 8.27*).*Hierbij is dezelfde methode gevolgd als bij de zwarte zee-eend. Enig verschil is dat voor sterns niet de winter- maar de zomerperiode relevant is. Daarom zijn kaarten gemaakt voor alle zomerperioden (april – september) van T_0 (2005) en T_1 (2009-2013).
- *Trend plaatbezoek en gebruikers binnen rustgebieden.*
  Sterns rusten op platen waardoor plaatbezoek en ander gebruik binnen rustgebieden erg verstorend kan zijn. Door nader te kijken naar de trend in waargenomen plaatbezoek (Figuur 8.28), is een overzicht verkregen van waargenomen gebruik nabij vogels en zeehonden en het wel/niet optreden van verstoring. Daarbij is gebruik gemaakt van informatie van Omgevingsdienst Zuid-Holland Zuid, afdeling Toezicht en Handhaving. Zij registreren het betreden van rustgebieden (Figuur 8.29).
- *Verstoringsimpactdiagrammen (Figuur 8.30).*
  In kolomgrafieken is de potentiële verstoringsimpact weergegeven op sterns in de rustgebieden Hinderplaat en Bollen van de Ooster (zomerbegrenzing) –beiden inclusief bufferzone van 250 meter– in het stern seizoen (zomerhalfjaar) in T_0 (2005) en T_1 (2009-2013). Hierbij is verder dezelfde methode gevolgd als bij de zwarte zee-eend.
  De kolomgrafieken geven in één oogopslag de trend in potentiële verstoringsimpact in de voor sterns relevante rustgebieden.

8.5.3 Resultaat MEP 3/4 (sterns in zomerperiode)

Verstoringsintensiteit hele Voordelta

In het voor sterns relevante zomerhalfjaar is veel waterrecreatie aanwezig in de Voordelta. De grootste verstoringsintensiteit bevindt zich nabij de kust (Figuur 8.27). Vooral bij de Brouwersdam, bij Slikken van Voorne en voor de kust van Goeree is de verstoringsintensiteit

hoog. Dit wordt vooral veroorzaakt door surfers en gemotoriseerde waterrecreatie. Verschillende typen gemotoriseerde waterrecreatie hebben een verschillend verspreidingspatroon. RIB's en kleine motorbootjes blijven dicht bij de kust en komen daardoor weinig in rustgebieden. Jetski's gaan verder uit de kust en varen daarbij soms door rustgebieden. Ook in de vaargeulen vanuit de haven van Stellendam is de verstoringsintensiteit hoog. Hier wordt dit veroorzaakt door scheepvaart, zowel recreatievaart als beroepsvaart.



Figuur 8.27 Verstoringsintensiteit op basis van veldwaarnemingen in het stern seizoen; van links naar rechts zomerperioden 2009 – 2013

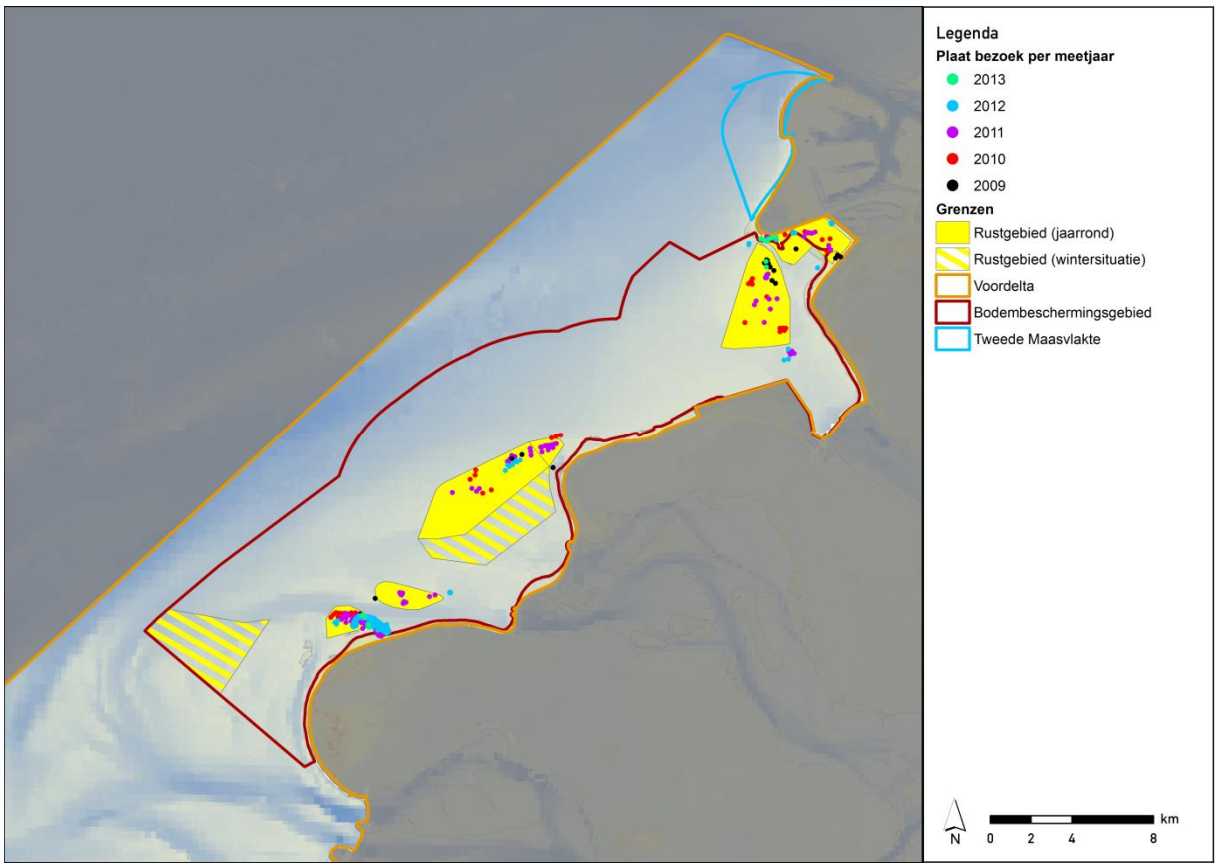
Trend in rustgebieden

Sterns rusten op platen. Plaatbezoek en ander gebruik binnen de rustgebieden kan daarop een verstorende werking hebben (Krijgsveld et al., 2008). In T_0 bezochten kitesurfers de locaties van de latere rustgebieden sporadisch (CSO, 2006). In T_1 is een duidelijke toename waargenomen, door het populairder worden van de sport en realisatie van kitesurfscholen ter hoogte van Slikken van Voorne (Figuur 8.28).

Deze toename in kitesufers leidt niet direct tot een afname van sterns. De aantallen sterns zijn ten opzichte van T_0 gelijk gebleven of licht toegenomen, zie hoofdstuk 5 Perceel Vogels-Sterns van voorliggend rapport. Er vindt wel verstoring plaats, maar dit is op zodanig niveau dat er nog voldoende plaatsen zijn waar sterns kunnen rusten, in de Voordelta dan wel in binnengaatse alternatieven.

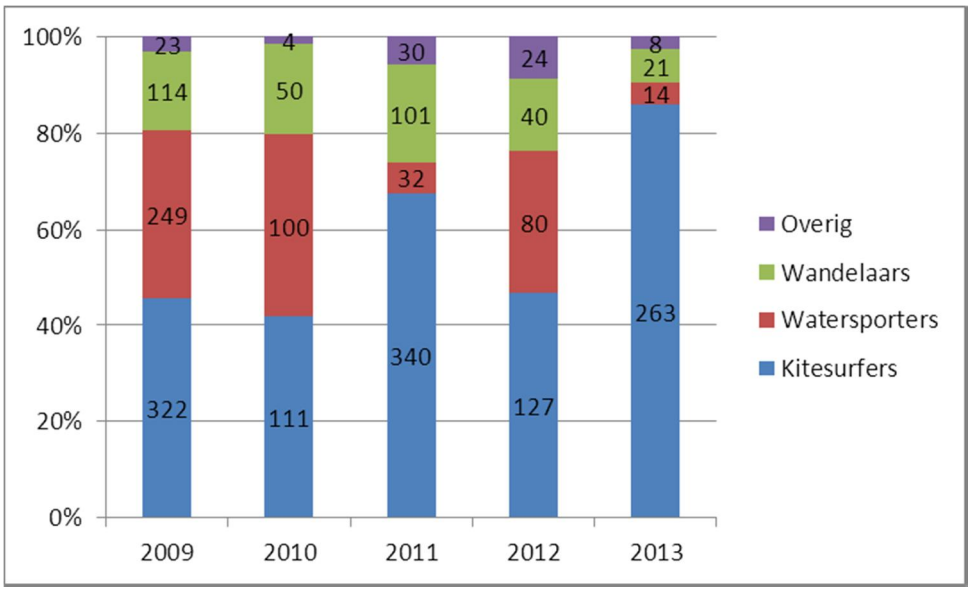
Visserij kwam in T_0 nauwelijks voor ter plaatse van de later ingestelde rustgebieden, alleen binnen de zomerbegrenzing van Bollen van de Ooster was in de zomer van 2007 visserij aanwezig. In T_1 is dit nog verder afgenomen en daarmee is de potentiële verstoring van het gebied verder verkleind.

Het aantal keren dat kleine luchtvaart is waargenomen boven de rustgebieden wisselt door de jaren heen sterk. Dit komt doordat het zien van kleine luchtvaart altijd een toevalstreffer is door de hoge bewegingssnelheid. De mate van verstoring wordt bepaald door de hoogte waarop gevlogen wordt en de afstand ten opzichte van de vogels. Directe verstoring van vogels door kleine luchtvaart is in geen van de meetjaren waargenomen.

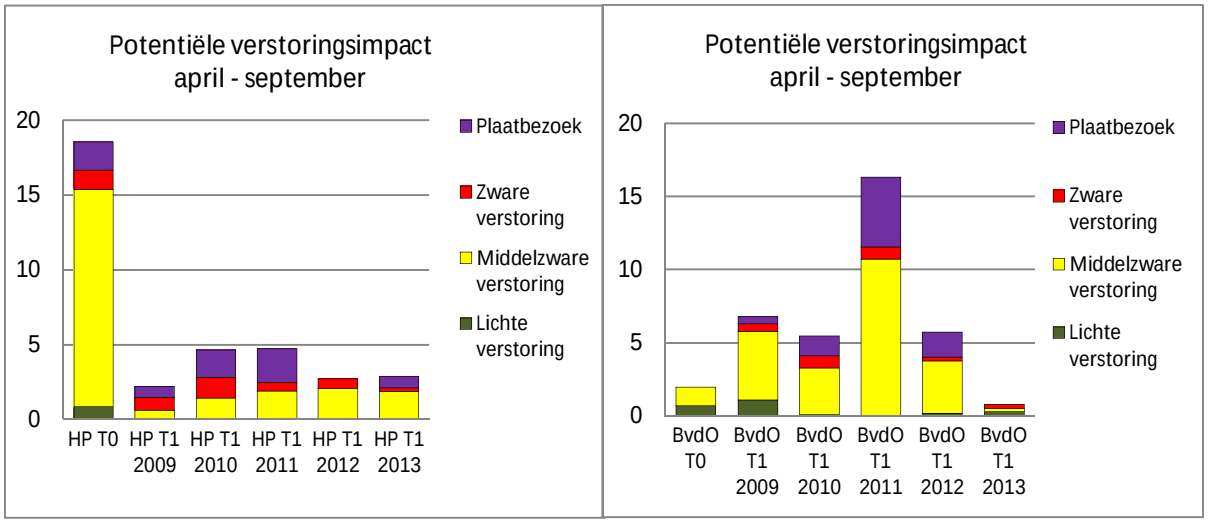


Figuur 8.28 Waargenomen plaatbezoek in T1 (2009, 2010, 2011, 2012, 2013 in het voor sterns relevante seizoen (april – september)

Het aantal geconstateerde overtredingen door recreanten fluctueert door de jaren heen. In Figuur 8.29 zijn de recreatietypen weergegeven als percentage van het totaal aantal in dat jaar geconstateerde overtredingen. Van alle gebruikers maken kitesurfers het grootste aantal overtredingen. Hierbij vallen de zomers van 2011 en 2013 op. Door frequente perioden met gemiddeld tot harde wind (>3 Bft) zijn toen nog meer overtredingen door kitesurfers begaan, terwijl er door weinig zonuren minder overtredingen door watersporters zoals jetskiërs zijn begaan. Doordat de Verklikkerplaat sinds 2012 geen rustgebied meer is (de zandplaat is verbonden met het vaste land) neemt het aantal overtredingen door wandelaars in het totale Voordelta-gebied af (Omgevingsdienst Zuid-Holland Zuid, 2013).



Figuur 8.29 *Aantal overtredingen door recreanten, geconstateerd door handhavers (Omgevingsdienst Zuid-Holland Zuid, 2013)*



Figuur 8.30 *Potentiële verstoringsimpact in Hinderplaat (links) en Bollen van de Ooster (zomerbegrenzing en inclusief bufferzone 250m) in het stern seizoen van T_0 en T_1*

Plaatbezoek buiten rustgebieden

Door de dynamiek van het gebied wandelen zandplaten in de loop der jaren tot buiten de begrenzing van rustgebieden (zie jaarrapporten PMR monitoring natuurcompensatie Voordelta). Daarnaast ontstaan nieuwe zandplaten buiten rustgebieden, en is de drukbezochte Verklikkerplaat sinds mei 2012 geen rustgebied meer. Doordat er meer plaatgebied buiten de rustgebieden ligt neemt ook het aandeel plaatbezoekers buiten rustgebieden toe.

Rustgebieden Hinderplaat en Bollen van de Ooster in zomerperiode
Voor sterns zijn Hinderplaat en Bollen van de Ooster (zomerbegrenzing) ingesteld als rustgebied. Deze gebieden zijn niet geheel rustig, maar de verstoringsimpact is wel vele malen lager dan in vergelijkbare ondiepten nabij de kust (Figuur 8.27). De trend in verstoringsintensiteit in deze twee rustgebieden is weergegeven in Figuur 8.30. Hieronder worden Hinderplaat en Bollen van de Ooster afzonderlijk beschouwd.

Hinderplaat
Hinderplaat is in het voor sterns relevante seizoen niet volledig rustig. In de delen die het dichtst bij de kust liggen (de noordkant nabij de Slufter en de oostkant nabij Rockanje) is de verstoringsintensiteit hoger dan in verder van de kust gelegen, en niet als rustgebied aangewezen, diepere delen van de Voordelta (Figuur 8.27). Oorzaak van verstoring zijn naast surfers de jetski's die vanaf Rockanje een uitstapje maken naar MV2. Waarbij de laatste groep het meest verstorend lijkt.

De totale verstoringsimpact is in T_1 sterk afgenomen ten opzichte van T_0 (Figuur 8.30). Dit komt vooral doordat in T_0 regelmatig kitesurfers aanwezig waren in het noordelijk deel van Hinderplaat. In 2010 en 2011 was het Slufterstrand afgesloten, maar ook in de jaren 2009, 2012 en 2013 toen er wel surfers aanwezig waren hielden zij zich doorgaans aan de beperking, en kwamen nauwelijks in rustgebied Hinderplaat. Sinds 2012 is het nieuwe strand van Maasvlakte 2 geopend. De gevreesde invasie aan kitesurfers in rustgebied Hinderplaat is uitgebleven. Er zijn slechts enkele surfers waargenomen binnen het rustgebied.
Ook het aantal zeiljachten en beroepsscheepvaart is afgenomen. Visserij is zelfs geheel verdwenen in T_1, met uitzondering van de tijdelijke mosselvisserij in 2010 die plaatsvond in de bufferzone ten westen van Hinderplaat.
Binnen T_1 schommelt de verstoringsimpact door de jaren heen. Plaatbezoek is de enige gebruiksfunctie die van 2009 tot 2011 is toegenomen, maar in 2012 en 2013 zet dit niet door. In 2012 was alleen het zuidelijke deel van rustgebied Hinderplaat echt rustig. Visdieven, en in mindere mate grote sterns gebruiken in 2012 het zuidoostelijke deel van Hinderplaat om te rusten. Dit is een rustig deel waar de platen hoog en lang droog liggen. Daarnaast rusten kleinere aantallen grote sterns ook op het oostelijke deel van Hinderplaat. Hier komen in de zomer wel verstoringsbronnen voor. Directe verstoring van sterns is in 2012 niet waargenomen, ook niet tijdens een extra continu-waarneming gericht op verstoring. Nabij Hinderplaat is toen plaatbezoek waargenomen (zeiljacht en motorbootje) maar dit veroorzaakte geen zichtbare directe verstoring van vogels of zeehonden.

Bollen van de Ooster
In de delen van Bollen van de Ooster die het dichtst bij de kust liggen is de verstoringsintensiteit hoger dan in de verder van de kust gelegen, en niet als rustgebied aangewezen, zee (Figuur 8.27). Dit wordt veroorzaakt door surfers die vanaf Vissershoek naar de noordpunt van Bollen van de Ooster surfen, en door surfers vanaf de Brouwersdam. Het rustigste deel van Bollen van de Ooster is het zuidwestelijke deel. Hier zijn in 2012 rustende grote sterns waargenomen (zie jaarrapport 2012 PMR monitoring natuurcompensatie Voordelta Deel B). Kleinere aantallen rustende grote sterns en ook visdieven zijn in 2012 waargenomen op de hooggelegen delen over de volledige lengte van Bollen van de Ooster (zie jaarrapport 2012 PMR monitoring natuurcompensatie Voordelta Deel B). Het is opvallend dat zowel grote stern als visdief ook rusten op de noordelijke punt van Bollen van de Ooster waar relatief vaak surfers aanwezig waren. Dit impliceert dat verstoring van de grote stern door surfers mede bepaald wordt door lokale omstandigheden en niet zondermeer altijd door de aanwezigheid van waterrecreanten met als kenmerk lichte verstoring.

Bollen van de Ooster is in T_1 drukker geworden ten opzichte van T_0. Vooral windsurfers, kitesurfers, en het daarmee samenhangende plaatbezoek is toegenomen. Binnen T_1 schommelt de verstoringsimpact van jaar tot jaar sterk, maar bijna alle jaren zijn drukker dan T_0 (Figuur 8.30).
Bij Bollen van de Ooster vindt plaatbezoek en verstoring plaats door aanlandende surfers. Waterrecreanten anders dan surfers landen niet aan op de platen van Bollen van de Ooster en is bevestigd aan de hand van extra waarnemingen op dagen met gunstige omstandigheden voor waterrecreatie (lage windkracht, zon en warm).

Door te lage windkracht voor surfers kwam plaatbezoek bij Bollen van de Ooster tijdens een aantal continu waarnemingen in de zomers van 2011 en 2012 niet voor. Aanwezige zeiljachten en kano's nabij Bollen van de Ooster verstoorden niet zichtbaar vogels en/of zeehonden.

Het type gebruik nabij Bollen van de Ooster varieert door de jaren heen. Het aantal vissersschepen neemt ieder jaar af en is sinds 2011 afwezig. Het aantal zeiljachten fluctueert. Surfers en plaatbezoekers waren afwezig in T_0 maar hun aantal nam in T_1 jaar na jaar toe. Vooral in 2011 is het aantal kite- en windsurfers en plaatbezoekers flink gestegen. De toename zet niet door in 2012 waardoor het aantal surfers en plaatbezoekers terug is op het niveau van 2010. Het ruimtelijk patroon is gewijzigd, want nu bevinden surfers zich vrijwel uitsluitend op de noordelijke punt van Bollen van de Ooster, en nauwelijks op de "aardappelbult". Jetski's meteen hoge verstoringsindex varen soms door het rustgebied en sporadisch varen kleine motorbootjes naar de platen.

8.5.4 Conclusie MEP 3/4 (sterns in zomerperiode)

De rustgebieden Hinderplaat en Bollen van de Ooster zijn ingesteld voor sterns. De verstoringsintensiteit is hier duidelijk lager dan nabij de kust en in de vaargeulen. De rustgebieden zijn echter niet gevrijwaard van activiteit, zo blijkt dat vooral aan de noord- en oostkant van de rustgebieden recreanten voorkomen.

Sterns rusten op de platen, hierdoor lijkt plaatbezoek de gebruiksfunctie met de grootste kans op verstoring. Ook waterrecreanten die de platen naderen vormen een potentiele verstoringsbron voor sterns.

Ten opzichte van T_0 is in rustgebied Hinderplaat de totale verstoringsimpact lager, waarschijnlijk door het instellen van dit rustgebied. Bollen van de Ooster is in T_1 juist drukker geworden ten opzichte van T_0. Binnen T_1 nam in beide voor sterns ingestelde rustgebieden zowel het aantal plaatbezoekers als het aantal surfers nabij platen tot en met 2011 toe. Deze toename zet zich in 2012 en 2013 niet verder door.

In rustgebied Hinderplaat rusten visdieven veelal op de rustigste delen, terwijl grote sterns ook rusten op plekken waar verstoringsbronnen voorkomen. In rustgebied Bollen van de Ooster rusten juist de grote sterns vooral op het rustigste deel, terwijl beide sternsoorten ook in delen van Bollen van de Ooster rusten waar verstoringsbronnen voorkomen. Bovendien vertonen foeragerende vogels ander gedrag dan rustende vogels, zij vliegen namelijk juist achter vissende schepen aan (zie jaarrapport 2012 PMR monitoring natuurcompensatie Voordelta Deel B, hoofdstuk vogels).

Iedere vorm van gebruik kan verstorend werken en potentieel van invloed zijn op het verspreidingspatroon en aantal vogeldagen van grote stern en visdief (ref. Krijgsveld, 2008). Directe interactie tussen sterns en gebruikers is niet waargenomen. Over de directe dosis-effectrelatie tussen aanwezigheid van gebruik en verstoring van sterns is onvoldoende bekend om een verantwoorde uitspraak te kunnen doen.

8.6 REFERENTIES

CSO Adviesbureau, 2006: Nulmeting gebruiksfuncties Voordelta, Eindrapportage. 04.W029.

CSO Adviesbureau, 2009, 2010, 2011, 2012: Jaarrapportages monitoring Gebruik Voordelta.

CSO Adviesbureau, 2012: Toepassingsmogelijkheden AIS en radar, d.d. 3-9-2012.

CSO Adviesbureau, 2013: Memo AIS, d.d. 18-7-2013.

CSO Adviesbureau, 2014: Zwarte zee-eend in relatie tot verstoringsafstand door gebruik in Bollen van de Ooster (memo).

Deltares, 2010: Hypothesedocument MEP NCV. 21 juli 2010.

Deltares, IMARES, CSO, Alkyon, Bureau Waardenburg, INBO, NIOO-CEME, 2010: Jaarrapport 2009 PMR monitoring natuurcompensatie Voordelta. Rapportnummer 1200672-000-ZKS-0016.

Deltares, IMARES, CSO, Arcadis/Alkyon, Bureau Waardenburg, INBO, NIOO, 2011: PMR monitoring natuurcompensatie Voordelta Deel A: Jaarrapport 2010 en midterm evaluatie. Rapportnummer 1200672-000-ZKS-0024.

Deltares, IMARES, CSO, Arcadis/Alkyon, Bureau Waardenburg, INBO, NIOO, 2011: Jaarrapport 2010 PMR monitoring Natuurcompensatie Voordelta (deel B). Rapportnummer 1200672-000-ZKS-0023.

Deltares, IMARES, CSO, Arcadis/Alkyon, Bureau Waardenburg, INBO, NIOO, 2012: PMR Monitoring natuurcompensatie Voordelta Deel A: Jaarrapport 2011. Rapportnummer 1200672-000-ZKS-0031.

Deltares, IMARES, CSO, Arcadis/Alkyon, Bureau Waardenburg, INBO, NIOO, 2012: Jaarrapport 2011 PMR monitoring natuurcompensatie Voordelta Deel B. Rapportnummer 1200672-000-ZKS-0034.

Deltares, IMARES, CSO, Arcadis/Alkyon, Bureau Waardenburg, INBO, NIOO, 2013: PMR Monitoring natuurcompensatie Voordelta Deel A: Jaarrapport 2012. Projectnummer 1200672-000.

Deltares, IMARES, CSO, Arcadis/Alkyon, Bureau Waardenburg, INBO, NIOO, 2013: Jaarrapport 2012 PMR monitoring natuurcompensatie Voordelta Deel B. Projectnummer 1200672-000.

KNMI, 2013: Klimatologie, Maand- en seizoensoverzichten. http://www.knmi.nl/klimatologie/maand_en_seizoensoverzichten/

Krijgsveld K.L., R.R. Smits, J. van der Winden, 2008: Verstoringsgevoeligheid van vogels, Update literatuurstudie naar de reacties van vogels op recreatie. In opdracht van Vogelbescherming Nederland. Rapportnummer 08-173.

Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, 2009: Beleid Mosselzaadinvanginstallaties (MZI's), periode 2010 t/m 2013.

Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Voedselkwaliteit & Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 2010: folder Mosselzaadinvanginstallaties.

Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Voedselkwaliteit, 2010: Nederlands Register van Vissersvaartuigen.

Ministerie van Verkeer en Waterstaat, in samenwerking met Provincie Zeeland en Provincie Zuid-Holland, 2008: Beheerplan Voordelta, Spelregels voor natuurbescherming.

Nederlandse onderwatersport bond, 2013: www.onderwatersport.org/DuikeninNederland/DeNOBinZeeland/Duikkaarten.aspx

Omgevingsdienst Zuid-Holland Zuid, 2012: Jaarrapportage Handhaving Voordelta 2011.

Omgevingsdienst Zuid-Holland Zuid, 2013: Jaarrapportage Handhaving Voordelta 2012.

Omgevingsdienst Zuid-Holland Zuid, 2013: Evaluatie handhaving Voordelta 2008 – 2013, concept.

Productschap Vis, 2010: www.pvis.nl
Projectgroep Garnalenvisserij onderzoek Voordelta, 2010: Gecontroleerd Garnalenvisserij onderzoek Voordelta 2010-2013.
Rijkswaterstaat Data en ICT-Dienst, 2012: AHN en bathymetrie, gebruikt als ondergrond voor verschillende kaarten.
Rijkswaterstaat Noordzee, 2012: Nederland, gebruikt als ondergrond voor verschillende kaarten.