

Opdrachtgever:

Frisia Zout b.v.

Tijdelijke effecten van zoutwinning op de ecologische waarden in de Waddenzee.

Rapport

juli 2010

Opdrachtgever **Frisia Zout B.V.**

Titel **Tijdelijke effecten van zoutwinning op de ecologische waarden in de Waddenzee.**

Samenvatting Frisia Zout B.V. onderzoekt de mogelijkheid om vanaf het land onder de Waddenzee, op een diepte van circa 2,5 tot 3 kilometer zout te winnen door oplosmijnbouw. In dit rapport wordt verslag gedaan van het onderzoek naar mogelijke tijdelijke morfologische en ecologische effecten gedurende de winning. De conclusie is dat deze effecten ontbreken. In de bodem van de Waddenzee zal door de bodemdaling geen bodemdalingsschotel ontstaan. De zeer kleine bodemdaling, die dagelijks optreedt onder de Waddenzee, wordt aan de wadbodem vrijwel direct vereffend door de steeds optredende erosie en sedimentatie. De bodemdaling wordt daarmee als het ware uitgesmeerd over een veel groter gebied dan de bodemdalingsschotel zelf. De zeer kleine verlaging van de wadbodem is dermate klein ten opzichte van de variatie en de trends in de ontwikkelingen die van nature optreden in het studiegebied dat deze als niet merkbaar en niet meetbaar wordt aangemerkt. Het ontbreken van merkbare en meetbare morfologische effecten betekent dat er ook geen effecten op de ecologische waarden van het Waddensysteem verwacht worden.

Referenties **Onderzoeksplan**

Rev.	Auteur	Datum	Bijzondereh.	Gecontroleerd door	Goedgekeurd door
0	BK, JC, RS & BGr	30 okt. 2009		E. Folmer	J. Cleveringa
1, 2	BK, JC, RS & BGr	15 dec.2009, 10 mei 2010			J. Cleveringa
3	B. Kater, J. Cleveringa, R. Snoek & B. Grasmeijer	1 juli 2010			J. Cleveringa

Document Specificaties	Inhoud	Status
Rapport nummer: A2062R2r3 Sleutelwoorden: Waddenzee, morfologie, ecologie, bodemdaling Project nummer: A2062 Bestand: A2062R2r3.doc	tekst pagina's : tabellen : figuren : appendices :	☐ voorlopig ☐ concept ☒ eindrapport

Samenvatting

Frisia Zout B.V. onderzoekt de mogelijkheid om vanaf het land onder de Waddenzee, op een diepte van circa 2,5 tot 3 kilometer zout te winnen door oplosmijnbouw. Hiervoor wordt een milieueffectrapportage opgesteld, waarvan het voorliggende rapport deel uitmaakt. In dit rapport beantwoorden we de vraag of er gedurende winning tijdelijke effecten optreden op morfologie en de ecologie van de Waddenzee.

Het zout zal op enkele kilometers diepte onder de Waddenzee worden gewonnen. Dit betekent op voorhand dat er geen directe effecten in de Waddenzee optreden, want de boortoren staat op het land. De effecten in de Waddenzee zijn gekoppeld aan de bodemdaling van de diepe ondergrond die zich doorzet tot aan het oppervlakte van de Waddenzee. De bodemdaling van de ondergrond kan in de Waddenzee tot ecologische effecten leiden omdat de wadbodem er door kan veranderen. De effecten van de bodemdaling grijpen aan op de ecologie via abiotische factoren. Directe effecten van de bodemdaling op ecologische parameters zijn er niet.

In de bodem van de Waddenzee zal door de bodemdaling van de diepe ondergrond geen bodemdalingsschotel ontstaan. De zeer kleine daling van de bodem, zoals die van dag tot dag zal optreden onder de Waddenzee, wordt aan de wadbodem vrijwel direct vereffend door de steeds optredende erosie en sedimentatie. De bodemdaling wordt daarmee als het ware uitgesmeerd over een veel groter gebied dan de bodemdalingsschotel zelf, zoals ook bij de bodemdaling door gaswinning onder de Waddenzee het geval is (Hoeksema, 2004; NAM, 2006; Ministerie van Economische Zaken, 2006). De geleidelijke bodemdaling is relatief klein ten opzichte van de natuurlijke dynamiek van de wadbodem. De snelheid waarmee de sedimentatie kan plaatsvinden is voldoende groot om deze bodemdaling, zelfs in het diepste en snelst dalende deel van de bodemdalingsschotel, te vereffenen.

De zeer kleine verlaging van de wadbodem is beoordeeld ten opzichte van de variatie en de trends in de ontwikkelingen die van nature optreden in het studiegebied. De zeer kleine verlaging wordt opgevangen door de natuurlijke trend van sedimentatie in het studiegebied en de bijbehorende natuurlijke aanwas van droogvallende platen. Daarbij is de verlaging beduidend kleiner dan de natuurlijke variatie in de oppervlakte van de droogvallende platen. En de verlaging wordt overschaduwd door de natuurlijke erosie en sedimentatie in de Wadden die de bodemdaling met een orde van grootte overstijgt.

Het ontbreken van merkbare en meetbare morfologische effecten betekent dat er ook geen effecten op de ecologische waarden van het Waddensysteem verwacht worden.

De conclusies over de morfologische en ecologische effecten zijn gebaseerd op een volledige winning van de voorgenomen 32×10^6 ton zout onder de Waddenzee, op de locatie Havenmond. Bij winning van minder zout, met een navenant kleiner volume bodemdaling, zullen de morfologische en ecologische effecten kleiner zijn. Omdat de 100 % winning geen effecten heeft op de natuurwaarden van de Waddenzee, zal dit ook opgaan voor kleinschaliger zoutwinning.

Op basis van numerieke modelsimulaties van de waterbeweging met theoretische bodemdalingsschotel is een voorkeurslocatie aangegeven, waar, in het onwaarschijnlijke geval dat wel morfologische effecten van bodemdaling optreden, de schade aan het ecosysteem minimaal is. Dit betreft locaties die zoveel mogelijk van de bodemdalingsschotel plaatsen onder het sublitoraal, aan de zuidzijde van het zoekgebied.

Inhoud

Lijst van tabellen

Lijst van figuren

1	Inleiding.....	1
1.1	Doel van de studie	1
1.2	Aanpak	2
1.3	Leeswijzer	4
2	Te beschouwen parameters en gebied	5
2.1	Inleiding	5
2.2	Te beschouwen abiotische parameters	5
2.3	Het zoekgebied	9
2.4	Invloedsgebied en studiegebied	9
2.5	Samenvatting	11
3	Ecologische waarden in het studiegebied	13
3.1	Inleiding	13
3.2	NATURA 2000	13
3.3	Belangrijke groepen en processen vanuit het voedselweb	15
3.4	Geselecteerde soorten en habitats	17
4	Voorkomen van de geselecteerde soorten en habitats in het studiegebied	19
4.1	Inleiding	19
4.2	Bodemdieren	19
4.3	Vogels	37
4.4	Zeezoogdieren	69
4.5	Habitattypen	69
4.6	Samenvatting	71
5	Ruimtelijke verschillen bij theoretische bodemdaling	73
5.1	Inleiding	73
5.2	Veranderingen in de abiotiek bij de drie theoretische scenario's	74
5.3	Theoeretische effecten van abiotische veranderingen op de ecologie	82
5.4	Conclusies	91
6	De verwachte tijdelijke effecten van bodemdaling	95
6.1	De morfologie van bodemdaling in de Waddenzee	96
6.2	Natuurlijke variatie van de arealen droogvallende platen	101
6.3	Trends in de arealen droogvallende platen	103
6.4	Autonome veranderingen	105
6.5	Morfologische effecten van bodemdaling	106
6.6	Ecologische effecten van bodemdaling	107
7	Conclusies	109
7.1	Conclusies	109



7.2 Aanbevelingen voor de monitoring	109
8 Referenties	111

Bijlage A: Afbakening studiegebied

Bijlage B: NATURA2000 doelstellingen Waddenzee

Bijlage C: Sublitoraal benthos in het MWTL programma

Bijlage D: Biomassa (1990-2007) en dichtheden (1990-2004) van 8 geselecteerde soorten
en totaal op de meetlocaties Javaruggen en Scheurrak

Bijlage E: MWTL monitoring zee-eenden

Bijlage F: Laagwatertellingen

Bijlage G: Hoogwatervluchtplaatsen

Bijlage H: Quantielregressies

Lijst van tabellen

- 4.1 Aantal Toppereenden in het Waddengebied, in het studiegebied en het procentuele aandeel van het studiegebied in het totaal.
- 5.1 Verandering in droogvalduur.
- 5.2 Procentuele verandering in saliniteit per klasse.
- 5.3 Procentuele verandering van het potentieel foerageergebied voor Eidereenden in de drie scenario's.
- 5.4 Procentuele verandering van het potentieel foerageergebied van 0 tot -4.5 m voor Toppereenden in de drie scenario's.
- 5.5 Veranderingen van habitatype H1140 naar habitatype H1110 bij de grens op LAT (-1.34m NAP).
- 5.6 Procentuele verwachte verandering van kokkeldichtheden, op basis van droogvalduur, bij de drie scenario's.
- 5.7 Procentuele verwachte verandering van kokkelbiomassa, op basis van droogvalduur, bij de drie scenario's.
- 5.8 Procentuele verwachte verandering van biomassa en dichtheid van het Nonnetjes, op basis van droogvalduur, bij de drie scenario's.
- 5.9 Procentuele verwachte verandering van biomassa van de Draadworm, op basis van droogvalduur, bij de drie scenario's.
- 5.10 Procentuele verwachte verandering van biomassa en dichtheid van het Wadslakje, op basis van droogvalduur, bij de drie scenario's.
- 5.11 Veranderingen in foerageerareaal van de Scholekster.
- 5.12 Veranderingen in draagkracht voor de Scholekster.
- 5.13 Veranderingen in foerageerareaal van de Bonte strandloper.
- 5.14 Veranderingen in draagkracht voor de Bonte strandlopers.
- 5.15 Veranderingen in foerageerareaal van de Kanoetstrandloper.
- 5.16 Veranderingen in draagkracht voor Wulpen.
- 5.17 Veranderingen in foerageerareaal van de Bergeend.
- 5.18 Maximale verandering door de bodemdaling per scenario voor een aantal sleutelsoorten.
- 6.1 Verlaging van de wadbodem door bodemdaling (bij afname plaatvolume met $6.9 \times 10^6 \text{ m}^3$).
- 6.2 Afname van het areaal droogvallende plaat bij de verwachte ontwikkeling.

Lijst van figuren

- 1.1 Geschematiseerde dwarsdoorsnede van de wadbodem met de huidige situatie (A), de theoretische situatie met de volledige bodemdalingsschotel in de wadbodem (B), de theoretische situatie met een gedeeltelijk gevulde bodemdalingsschotel in de wadbodem (C) en de realistische situatie (D).
- 2.1 Zwevend stof in het oppervlaktewater bij de Blauwe Slenk oost.
- 2.2 Doorzicht van het oppervlaktewater bij de Blauwe Slenk oost.
- 2.3 Zoekgebied zoals weergegeven in de Startnotitie.
- 2.4 Geschematiseerde dwarsdoorsnede van de wadbodem met de theoretische situatie met de volledige bodemdalingsschotel in de wadbodem, gebruikt voor de afbakening van het invloedsgebied.
- 2.5 Kernen van de bodemdalingsschotels voor de drie scenario's ter bepaling van de grootte van het ecologisch studiegebied.
- 2.6 Zoekgebied (groen), invloedsgebied (blauw) met contour (rood) die het studiegebied vormt.
- 3.1 Ligging van droogvallende platen, sublitorale gebieden en kwelders in en rondom het studiegebied.
- 3.2 Schematische weergave van het voedselweb Waddenzee (naar Essink, 2005).
- 4.1 Gemodelleerde kokkelbiomassa gerelateerd aan droogvalduur.
- 4.2 Kokkelsurvey uit 2006, uitgevoerd door IMARES.
- 4.3 Biomassa van de kokkels op de locatie Molenrak.
- 4.4 Dichtheid van kokkels op de locatie Molenrak.
- 4.5 Kokkel habitatkaart 1998.
- 4.6 Mosselbanken in het studiegebied, mosselbanken (ver) buiten het studiegebied zijn niet ingetekend.
- 4.7 Mossel habitatkaart 1998.
- 4.8 Sublitorale mosselsurveys in 2006, uitgevoerd door IMARES.
- 4.9 Biomassa van mosselen op de locatie Molenrak.
- 4.10 Dichtheid van mosselen op de locatie Molenrak.
- 4.11 Biomassa van nonnetjes op de locatie Molenrak.
- 4.12 Dichtheid van nonnetjes op de locatie Molenrak.
- 4.13 Biomassa van Amerikaanse zwaardschedes op de locatie Molenrak.
- 4.14 Dichtheid van Amerikaanse Zwaardschedes op de locatie Molenrak.
- 4.15 Biomassa van draadwormen op de locatie Molenrak.
- 4.16 Dichtheid van draadwormen op de locatie Molenrak.
- 4.17 Biomassa van zagers op de locatie Molenrak.
- 4.18 Dichtheid van zagers op de locatie Molenrak.
- 4.19 Verspreiding van de slijkgarnaal *Corophium volutator* op de Ballastplaat in 2003.
- 4.20 Biomassa van wadslakjes op de locatie Molenrak.
- 4.21 Dichtheid van wadslakjes op de locatie Molenrak.
- 4.22 Eidereenden in sector 1 en 2 in de winters van 1993-2008.
- 4.23 Eidereenden in en rond het studiegebied in de winters van 2004-2008.
- 4.24 Eidereenden in en rond het studiegebied in de periode 1999-2003.

- 4.25 Kokkelsurvey (dichtheid) van IMARES gecombineerd met de Eidereendstand in 2007.
- 4.26 Sublitorale mosselsurvey van IMARES gecombineerd met de Eidereendstand in 2006.
- 4.27 Toppereenden in het studiegebied waargenomen in de winters tussen 2003 en 2008.
- 4.28 Kokkels (IMARES) en Toppereenden (MWTL) in 2006.
- 4.29 Sublitorale mosselen (IMARES) en Toppereenden (MWTL) in 2006.
- 4.30 Het voorkomen van de Scholekster op de hoogwatervluchtplaatsen op het Griend en bij Harlingen-Zwarte Haan.
- 4.31 Laagwatertellingen in het studiegebied van de Scholekster op 9, 10 oktober en 7, 8 november 2008.
- 4.32 Het voorkomen van de Kluut op de hoogwatervluchtplaatsen op het Griend en bij Harlingen-Zwarte Haan.
- 4.33 Het voorkomen van de Bontbekplevier op de hoogwatervluchtplaatsen op het Griend en bij Harlingen-Zwarte Haan.
- 4.34 Het voorkomen van de Goudplevier op de hoogwatervluchtplaatsen op het Griend en bij Harlingen-Zwarte Haan.
- 4.35 Het voorkomen van de Zilverplevier op de hoogwatervluchtplaatsen op het Griend en bij Harlingen-Zwarte Haan.
- 4.36 Het voorkomen van de Bonte Strandloper op de hoogwatervluchtplaatsen op het Griend en bij Harlingen-Zwarte Haan.
- 4.37 Laagwatertellingen in het studiegebied van de Bonte strandloper.
- 4.38 Het voorkomen van de Kanoet op de hoogwatervluchtplaatsen op het Griend en bij Harlingen-Zwarte Haan.
- 4.39 Laagwatertellingen van de Kanoetstrandloper.
- 4.40 Het voorkomen van de Krombekstrandloper op de hoogwatervluchtplaatsen op het Griend en bij Harlingen-Zwarte Haan.
- 4.41 Het voorkomen van de Grutto op de hoogwatervluchtplaatsen op het Griend en bij Harlingen-Zwarte Haan.
- 4.42 Het voorkomen van de Rosse Grutto op de hoogwatervluchtplaatsen op het Griend en bij Harlingen-Zwarte Haan.
- 4.43 Het voorkomen van de Wulp op de hoogwatervluchtplaatsen op het Griend en bij Harlingen-Zwarte Haan.
- 4.44 Laagwatertellingen van Wulpen.
- 4.45 Het voorkomen van de Tureluur op de hoogwatervluchtplaatsen op het Griend en bij Harlingen-Zwarte Haan.
- 4.46 Het voorkomen van de Groenpootruiter op de hoogwatervluchtplaatsen op het Griend en bij Harlingen-Zwarte Haan.
- 4.47 Het voorkomen van de Steenloper op de hoogwatervluchtplaatsen op het Griend en bij Harlingen-Zwarte Haan.
- 4.48 Het voorkomen van de Bonte Strandloper op de hoogwatervluchtplaatsen op het Griend en bij Harlingen-Zwarte Haan.
- 4.49 Toename aantal Bergeenden op de Ballastplaat.
- 4.50 Laagwatertellingen van de Bergeend.
- 4.51 Ligplaatsen van Gewone en Grijsze zeehonden, met en zonder pups.

- 4.52 Habitattype 1110 (blauw) en habitattype 1140 (geel) in en rondom het studiegebied.
- 5.1 Ligging van de kern van de drie bodemdalingsschotels ter bepaling van de locatie met de minste ecologische effecten.
- 5.2 Geschematiseerde dwarsdoorsnede van de wadbodem met de theoretische situatie met de gevulde bodemdalingsschotel in de wadbodem.
- 5.3 Huidige diepte en gemodelleerde diepte bij een bodemdalingsschotel op de locaties noord, midden en zuid.
- 5.4 Droogvallend areaal in de diverse droogvalduurklassen in de huidige situatie en drie scenario's.
- 5.5 Verandering in saliniteit als gevolg van de zuidelijke bodemdalingsschotel.
- 5.6 Berekende residuele stromingen op basis van een gemiddeld getij in de huidige situatie (links) en in scenario noord (rechts).
- 5.7 Verandering van de residuele stroming ten gevolge van de noordelijke schotel (boven), middelste schotel (rechtsboven) en zuidelijke schotel (rechts) zonder natuurlijk herstel van de morfologie.
- 5.8 Maximale bodemschuifspanning (N/m^2) in de huidige situatie (links) en het scenario noord (rechts).
- 5.9 Verandering van de maximale bodemschuifspanning (N/m^2) voor scenario noord (boven), midden (rechtsboven) en zuid (rechts) zonder natuurlijk herstel van de morfologie.
- 5.10 Veranderingen in droogvalduur ten opzichte van de mosselkansenkaart (Brinkman & Bult, 2002): paars = afname droogvalduur > 5%; kansrijkheid op mosselen van hoog naar laag via de kleuren rood – groen – oranje – geel –blauw –grijs; bestaande mosselbanken zijn met zwart weergegeven.
- 5.11 Veranderingen in droogvalduur ten opzichte van de huidige situatie in de drie scenario's.
- 6.1 Schematische doorsnede van de wadbodem in de huidige situatie (boven) en met het effect van de bodemdalingsschotel (onder).
- 6.2 Berekening bodemdalingsvolume.
- 6.3 Het oppervlakte droogvallende plaat in het kombergingsgebied van het Vlie (blauwe lijn, linkeras) en het jaargemiddelde laagwater in Harlingen (zwarte lijn, rechter as).
- 6.4 Het oppervlakte droogvallende plaat in het kombergingsgebied van het Marsdiep (blauwe lijn, linkeras) en het jaargemiddelde laagwater in Harlingen (zwarte lijn, rechter as).
- 6.5 Kaart met de sedimentatie en erosie in het studiegebied in de periode 1988-2004.
- 6.6 Grafiek van de ontwikkeling van het areaal droogvallende plaat (tussen LAT en GHWS) in de het studiegebied.
- 6.7 Bodemdaling (eindsituatie).

1 Inleiding

1.1 Doel van de studie

Frisia Zout B.V. onderzoekt de mogelijkheid om vanaf het land onder de Waddenzee, op een diepte van circa 2,5 tot 3 kilometer, zout te winnen door oplosmijnbouw. Het opstellen van een milieueffectrapportage is onderdeel van dit onderzoek. Voor het opstellen van de milieueffectrapportage voor zoutwinning onder de Waddenzee worden de morfologische en ecologische effecten onderzocht. De winning van zout door oplosmijnbouw leidt tot een bodemdaling van de diepe ondergrond. De wijze waarop de bodemdaling van de ondergrond zich tijdens de winning aan de oppervlakte van de Waddenzee manifesteert, is onderdeel van de achtergrondrapportage.

In een andere onderliggende studie bij het MER (Cleveringa & Grasmeijer, 2010) is vastgesteld wat de lange termijn effecten zijn van de bodemdaling door zoutwinning. De conclusie uit deze studie is dat de bodemdaling als gevolg van de zoutwinning geen permanente effecten heeft op de morfologie, omdat wordt gewerkt binnen de gebruiksruimte van de getijdebekkens van het Marsdiep en Vlie.

In dit rapport wordt het onderzoek gepresenteerd dat is uitgevoerd naar het optreden van tijdelijke effecten van de bodemdaling door zoutwinning op de morfologie en ecologie. Tijdelijke effecten zijn gedefinieerd als de effecten die optreden gedurende de winning. Het betreft, afhankelijk van de snelheid van winning een periode van 20 tot 30 jaar. Het doel van dit rapport is om inzicht te verkrijgen in de tijdelijke effecten op morfologie en ecologie.

Het zout zal op enkele kilometers diepte onder de Waddenzee worden gewonnen. Dit betekent op voorhand dat er geen directe effecten in de Waddenzee optreden, want de boortoren staat op het land. De effecten in de Waddenzee zijn enkel gekoppeld aan de bodemdaling van de diepe ondergrond. Die is het gevolg van het toestromen van het zout uit de omgeving naar de winput (een relatief kleine caverne die permanent is gevuld met pek). De afname van het volume zout in de ondergrond vertaalt zich in de aardlagen daarboven door een daling. De omtrek van de daling neemt naar het aardoppervlakte gaandeweg toe, terwijl de (verticale) grootte van de daling afneemt. Het volume van de bodemdaling aan het oppervlakte is gelijk aan het volume zout dat is onttrokken. De daling verloopt gelijkmatig door de tijd en treedt vrijwel direct op nadat het zout is gewonnen. Er is geen sprake van na-ijlen, zoals dat bij gaswinning wel het geval is. Hoewel wordt gesproken over een zoutcaverne, is er bij deze zeer diepe winning geen kans op het ontstaan van zogenaamde 'sink-holes' aan het oppervlakte. Hiermee hoeft dan ook geen rekening te worden gehouden in de effectbeschrijving.

De bodemdaling in de diepe ondergrond zet zich door tot aan het oppervlakte van de Waddenzee. In tegenstelling tot op het vaste land is in de Waddenzee sprake van een grote morfodynamiek. Naast de continue daling van de bodem door de zoutwinning vindt er veel sedimentatie en erosie plaats op het wad. Het gevolg hiervan is dat de bodemdaling aan de oppervlakte van de Waddenzee geen afzonderlijk merkbaar effect oplevert, dit in tegenstelling tot het vaste land, waar de bodemdalingsschotel het maaiveld meetbaar verlaagt. De bodemdaling treedt op samen met de natuurlijke dynamiek van de wadbodem.

Bodemdaling kan in de Waddenzee tot ecologische effecten leiden omdat de wadbodem er door kan veranderen. Een lagere ligging van de wadbodem, veranderingen in stroomsnelheden, in de bodemschuifspanningen en in de

sedimentsamenstelling beïnvloeden allemaal de leefomgeving van de organismen in en op het wad. De effecten van de bodemdaling grijpen dus aan op de ecologie via abiotische factoren. Directe effecten van de bodemdaling op ecologische parameters zijn er niet. In deze zin zijn de effecten van de bodemdaling op de Waddenzee geheel vergelijkbaar met de effecten van de bodemdaling door gaswinning, zoals is beschreven in verschillende studies, waaronder Hoeksema (2004), NAM (2006) en Ministerie van Economische Zaken (2006).

1.2 Aanpak

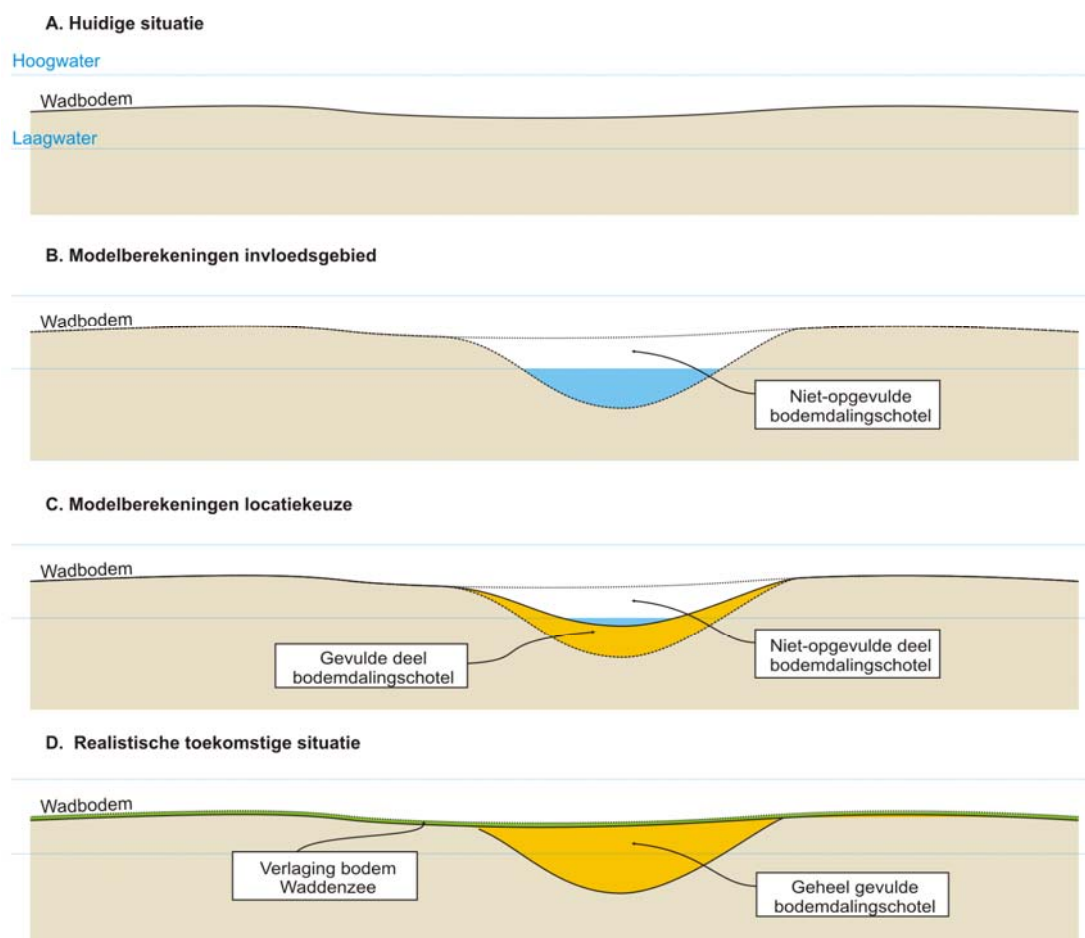
Om de potentiële tijdelijke ecologische effecten van de verlaging van de wadbodem door de bodemdaling op de eventuele veranderingen in een aantal abiotische factoren te bepalen, zoals de ligging van de wadbodem, de stroomsnelheden, de bodemschuifspanningen en de sedimentsamenstelling, zijn de theoretische veranderingen in beeld gebracht. Hiervoor zijn verschillende berekeningen uitgevoerd met numerieke modellen die de waterbewegingen in de Waddenzee simuleren (gerapporteerd in Hartsuiker, 2010). Het gaat hierbij niet om het in kaart brengen van werkelijke effecten, maar om gesimuleerde effecten door toepassing van modellen. De resultaten zijn geen echte resultaten maar drukken de verschillen (veranderingen) uit ten opzichte van de huidige situatie.

Voordat wordt ingaan op de wijze waarop de modelberekeningen zijn uitgevoerd, wordt eerst aandacht besteed aan de abiotische factoren en de ecologische waarden in het gebied dat door de bodemdaling kan worden beïnvloed. Op basis van de bestaande kennis van en inzichten in de abiotische parameters is een keuze gemaakt voor het wel of niet meenemen in de simulaties. Op de geselecteerde abiotische parameters is de afbakening van het invloeds- en studiegebied¹ gebaseerd. Ook is vastgesteld dat niet alle organismen die in de Waddenzee voorkomen ook in het studiegebied worden aangetroffen. Daarom zullen de eventuele veranderingen in de abiotiek ook niet op alle (beschermde) organismen een effect hebben. Er heeft daarom een selectie plaatsgevonden van de soorten en habitats waarop effecten zou kunnen plaatsvinden. Per geselecteerde soort en habitat is aangegeven op welke wijze veranderingen in de geselecteerde abiotische parameters doorwerken in hun vóórkomen.

De veranderingen in de abiotische parameters die het effect zijn van de bodemdaling, zijn gesimuleerd met een numeriek model van de waterbeweging in de Waddenzee. Dit is een hydrodynamische modelstudie. Met het numerieke model is de waterbeweging in en rond het bodemdalinggebied gedurende één springtij-doodtij cyclus berekend. De sedimenttransporten die het gevolg zijn van deze waterbeweging zijn niet berekenend en derhalve is ook niet gerekend aan de morfologische veranderingen die het gevolg zijn van deze sedimenttransporten. Voor deze aanpak, die ook bij eerdere modelstudies rond de bodemdaling als gevolg van gaswinning (NAM, 2006) en bij de voorspelling van het effect van ingrepen in estuaria (Westerschelde) is gehanteerd, is gekozen omdat het sedimenttransport en de morfologische veranderingen op het schaalniveau van de wadplaten nog niet de noodzakelijke nauwkeurigheid heeft. In de rapportage over de lange termijn morfologische ontwikkelingen (Cleveringa & Grasmeijer, 2010) worden simulaties van de morfodynamische ontwikkelingen gepresenteerd die, door hun aggradatie op plaat- en geulniveau wel voldoende betrouwbaar worden geacht.

¹ Het invloedsgebied en het studiegebied zoals dat in de voorliggende wordt gehanteerd omvatten alleen de effecten in de Waddenzee. Hiermee wijken de gebiedsdefinities in de voorliggende studie af van de definitie in de 'Passende Beoordeling' (de Jager, 2010), die ook de Noordzeekustzone omvat.

De numerieke modelsimulaties van de waterbeweging zijn toegepast op hypothetische bodems van de Waddenzee, waarin een bodemdalingsschotel is aangebracht. De vorm en de grootte van de bodemdalingsschotels wordt gegeven door de gesimuleerde bodemdaling aan het einde van de winning. In figuur 1.1 is in de schematische dwarsdoorsneden B en C weergegeven hoe deze bodemdalingsschotels in de wadbodem liggen. In deze strikt hypothetische gevallen is sprake van een kuil in de wadbodem. In werkelijkheid zal deze situatie zich niet voordoen. De motivatie om deze hypothetische gevallen door te rekenen is de wens om modelresultaten te genereren die onderscheidend zijn, dat wil zeggen dat in de modeluitkomsten verschillen optreden die groot genoeg zijn om zichtbaar te zijn en onderling voldoende grote verschillen opleveren. En het zijn die onderlinge verschillen die gebruikt worden om uitspraken te doen over het invloeds- en studiegebied en de voorkeurslocatie voor de bodemdalingsschotel.



Figuur 1.1: Geschematiseerde dwarsdoorsnede van de wadbodem met de huidige situatie (A), de theoretische situatie met de volledige bodemdalingsschotel in de wadbodem (B), de theoretische situatie met een gedeeltelijk gevulde bodemdalingsschotel in de wadbodem (C) en de realistische situatie (D).

In werkelijkheid zal in toekomst door de bodemdaling geen sprake zijn van het ontstaan van een bodemdalingsschotel in de bodem van de Waddenzee. De zeer kleine daling van de bodem, zoals die van dag tot dag zal optreden onder de Waddenzee, wordt aan de wadbodem vrijwel direct vereffend door de steeds optredende erosie en sedimentatie. De bodemdaling wordt daarmee als het ware uitgesmeerd over een veel

groter gebied dan de bodemdalingsschotel zelf, zoals ook bij de bodemdaling door gaswinning onder de Waddenzee het geval is (Hoeksema, 2004; NAM, 2006; Ministerie van Economische Zaken, 2006). De geleidelijke bodemdaling is relatief klein is ten opzichte van de natuurlijke dynamiek van de wadbodem. Het resultaat hiervan is dat er geen sprake zal zijn van een bodemdalingsschotel in de bodem van de Waddenzee. Wel zal over een groter gebied een kleine verlaging van de Wadbodem plaatsvinden. Deze realistische ontwikkeling is weergegeven in figuur 1.1D.

De realistische morfologische ontwikkelingen worden kwantitatief beoordeeld ten opzichte van de variatie en de trends in de ontwikkelingen die van nature optreden. De realistische ontwikkeling is niet doorgerekend met een numeriek model, omdat de kleine verlaging van de wadbodem geen onderscheidende modelresultaten zal genereren. De modeluitkomsten zullen bij een realistisch scenario namelijk niet merkbaar verschillen van die bij de uitgangssituatie. Bij de kwantitatieve beoordeling wordt ook ingegaan op het vermogen van de sedimentatie op de wadplaten om de snelheid van de bodemdaling bij te houden. Indien sprake is van veranderingen in de morfologie en de hydrodynamiek, zullen deze via de abiotische factoren worden doorvertaald in ecologische effecten.

1.3 Leeswijzer

Het voorliggende rapport start met een hoofdstuk waarin de keuze voor de abiotische parameters waar wel en waar niet naar wordt gekeken, wordt toegelicht. Op basis van de relevante abiotische parameters wordt het studiegebied afgebakend (hoofdstuk 2). Vervolgens wordt een beschrijving van de ecologische waarden in het studiegebied gegeven. Op basis hiervan wordt een overzicht gepresenteerd van de beschermde habitats en soorten en van de soorten die een bijdrage leveren aan de kwaliteit van de habitats (hoofdstuk 3). Voor deze habitats en soorten wordt de mogelijke connectie met bodemdaling beschreven in ingreep-effect relaties (hoofdstuk 4). De soorten en habitats die mogelijk effecten ondervinden van de bodemdaling door zoutwinning worden gebruikt in de daaropvolgende hoofdstukken, waar een nadere analyse van de effecten plaatsvindt.

In hoofdstuk 5 vindt de selectie plaats van de locatie met de minste ecologische effecten, op basis van een theoretische bodemdalingsschotel die op verschillende locaties is opgelegd aan de bodem van de Waddenzee (figuur 1.1C). De effecten zijn doorgerekend met het waterbewegingsmodel en de effecten op de geselecteerde ecologische effecten kwantitatief bepaald en onderling vergeleken. Het zesde hoofdstuk gaat in op de reëel te verwachten tijdelijke effecten van zoutwinning. Het rapport wordt afgesloten met de conclusies en aanbevelingen (hoofdstuk 7). Het rapport sluit af met een overzicht van de gebruikte referenties en een aantal bijlagen.

2 Te beschouwen parameters en gebied

2.1 Inleiding

In het voorliggende rapport staan de mogelijke tijdelijke effecten van de bodemdaling door zoutwinning op de ecologische of natuurwaarden centraal. Deze mogelijke effecten op ecologische waarden verlopen in dit specifieke project allemaal via abiotische factoren. Onder abiotische factoren worden verschillende fysische parameters verstaan die kenmerkend zijn voor het waddenmilieu, zoals stroomsnelheid, saliniteit en droogvalpercentages. In eerdere studies, waarin de effecten van de bodemdaling door gaswinning zijn onderzocht door bijvoorbeeld Hoeksema (2004), NAM (2006) en Ministerie van Economische Zaken (2006) is dezelfde afhankelijkheid voor tussen de ecologie en de morfologie en hydrodynamica vastgesteld.

De reden om alleen naar de relatie tussen (hydro)morfologie en ecologie te kijken en niet naar andere parameters die ecologie beïnvloeden wordt ingegeven door het feit dat het hier een ingreep diep onder de Waddenzee betreft. Deze heeft geen invloed op de ecologische waarde van de Waddenzee. Beïnvloeding van ecologische waarden kan daarom alleen plaats vinden via mogelijke veranderingen in (hydro)morfologie.

In dit hoofdstuk wordt de keuze voor de gebruikte abiotische parameters gemotiveerd. De geselecteerde abiotische parameters worden vervolgens gebruikt om een afbakening te maken van het invloedsgebied en het studiegebied. Deze afbakening is gewenst, omdat de invloed van de bodemdaling door zoutwinning zich niet uitstrekt tot de volledige kombergingsgebieden van het Marsdiep en het Vlie. Het studiegebied wordt in de hier opvolgende hoofdstukken gebruikt om een selectie te maken van de natuurwaarden in de Waddenzee. Op deze wijze worden effecten op verschillende gebieden, habitats en soorten, waaronder bijvoorbeeld alle broedvogels en het vogeleiland Griend, op voorhand uitgesloten.

2.2 Te beschouwen abiotische parameters

De mogelijke effecten van de bodemdaling worden beschreven aan de hand van abiotische parameters. De keuze moet hierbij vallen op die parameters die een effect hebben op ecologische waarden (ecomorfologische parameters). Er zijn verschillende parameters aan te wijzen die zouden kunnen veranderen door een bodemdaling door zoutwinning. Deze parameters worden hieronder behandeld.

Diepte en droogvalduur

Wanneer door het winnen van zout de ondergrond daalt, zou ook de diepte van de wadbodem kunnen veranderen. In deze studie wordt het begrip 'diepte' gehanteerd voor de delen die altijd onder water blijven staan, dat wil zeggen onder het laagste niveau van laagwater. Diepte is dus gekoppeld aan het sublitoraal. Wanneer de bodemdaling door zoutwinning onder droogvallende platen plaats vindt, kan een verandering in de plaathoogte optreden. De absolute hoogteverandering op de platen is minder van belang voor de ecologie dan de verandering van de hoogte ten opzichte van de niveaus van hoog- en laagwater, omdat voor bijvoorbeeld foeragerende vogels niet zozeer de hoogte van belang is als wel de periode dat een plaat droog ligt om op te foerageren. Daarom wordt het begrip droogvalduur of -percentage gehanteerd. Een afname van de plaathoogte leidt tot een afname van de droogvalduur, omdat de lagere

plaat dan langer onder water staat. De abiotische parameters diepte en droogvalduur zijn in alle effectbepalingen meegenomen.

Stroomsnelheid en waterstand

Wanneer de bodemdaling van de ondergrond zich vertaalt in een verlaging van de wadbodem, dan zal de stroming van, naar en door de verlaging afwijken van de oorspronkelijke situatie. Bij een verlaging van de wadbodem op droogvallend wadplaat neemt het watervolume toe dat van en naar de wadplaat stroomt. Dat betekent dat de stroomsnelheden waarmee het water naar en van de wadplaat stroomt iets zullen toenemen, zodat in dezelfde eb- en vloedduur meer water getransporteerd kan worden. Ook in de toevoerende geulen zullen de stroomsnelheden toenemen. Een verlaging van een geulbodem betekent dat de doorstroomoppervlakte toeneemt, zodat de stroomsnelheden juist zullen afnemen. Verder kan een verlaging van de wadbodem leiden tot een andere verdeling van de aan- en afstroming, zodat op sommige plaatsen de stroomsnelheden toenemen, terwijl ze op andere plaatsen juist afnemen. De veranderingen van de stroomsnelheden als zodanig worden niet in de effectbepaling meegenomen, hiervoor wordt de afgeleide parameters bodemschuifspanning gebruikt en wordt gekeken naar de reststromen.

Als gevolg van de veranderende stroomsnelheden kan lokaal de waterstand ook een klein beetje veranderen. Waterstand als zodanig wordt niet als parameter meegenomen, omdat dit aspect wordt verdisconteerd in de veranderingen van de parameter droogvalduur.

Bodemschuifspanning, reststromen en sedimentatie

Een verlaging van de wadbodem zal, zoals hierboven is beschreven, leiden tot veranderingen in de stroomsnelheden. Merkbare veranderingen in de stroomsnelheden treden alleen op in de gemodelleerde hypothetische situaties, waarbij de bodemdalingsschotel is opgelegd aan de wadbodem. Alleen in die effectbepalingen zijn de van de stroomsnelheid afgeleide parameters in de effectbepaling betrokken. In de realistische situatie, waarbij het effect van de bodemdaling over een groot gebied in de Waddenzee wordt 'uitgesmeerd' zijn de veranderingen dermate klein dat deze niet zijn beschouwd.

Aan de wadbodem vertalen de veranderingen in de stroomsnelheden zich in veranderingen van de bodemschuifspanning. Deze veranderingen in de bodemschuifspanning geven een indicatie van de mogelijke erosie en sedimentatie. Veranderingen in het residuele stromingspatroon geven ook aanwijzingen voor de locaties waar sedimentatie en erosie plaatsvinden. De sedimentbedekking in de bodemdalingsschotel kan beperkingen opleveren voor de aanwezige bodemdieren, als de bedekking dermate snel verloopt dat de organismen zich niet kunnen aanpassen aan de nieuwe situatie. De aspecten bodemschuifspanning, reststromen en sedimentatie zijn meegenomen in de effectbepaling van de theoretische bodemdalingsschotels.

Saliniteit

De saliniteit in de Waddenzee wordt bepaald door de wijze waarop zoetwater dat op de Waddenzee wordt gespuid, wordt verdeeld door stroming. In de omgeving van het bodemdalinggebied is het spuien van zoetwater uit het IJsselmeer, door de sluizen bij Kornwerderzand en Den Oever, vanwege de grote zoetwatervolumes die hiermee gemoeid zijn, dominant. Wanneer de stroming in de Waddenzee verandert, dan verandert ook de verdeling van het zoete water en daarmee de saliniteit. Omdat merkbare veranderingen in de stroomsnelheden alleen optreden in de gemodelleerde

hypothetische situaties, waarbij de bodemdalingsschotel is opgelegd aan de wadbodem wordt saliniteit alleen in die effectbepalingen betrokken. In de realistische situatie, waarbij het effect van de bodemdaling over een groot gebied in de Waddenzee wordt 'uitgesmeerd' zijn de veranderingen in de stroomsnelheid en de saliniteit dermate klein dat deze niet zijn beschouwd.

Troebelheid

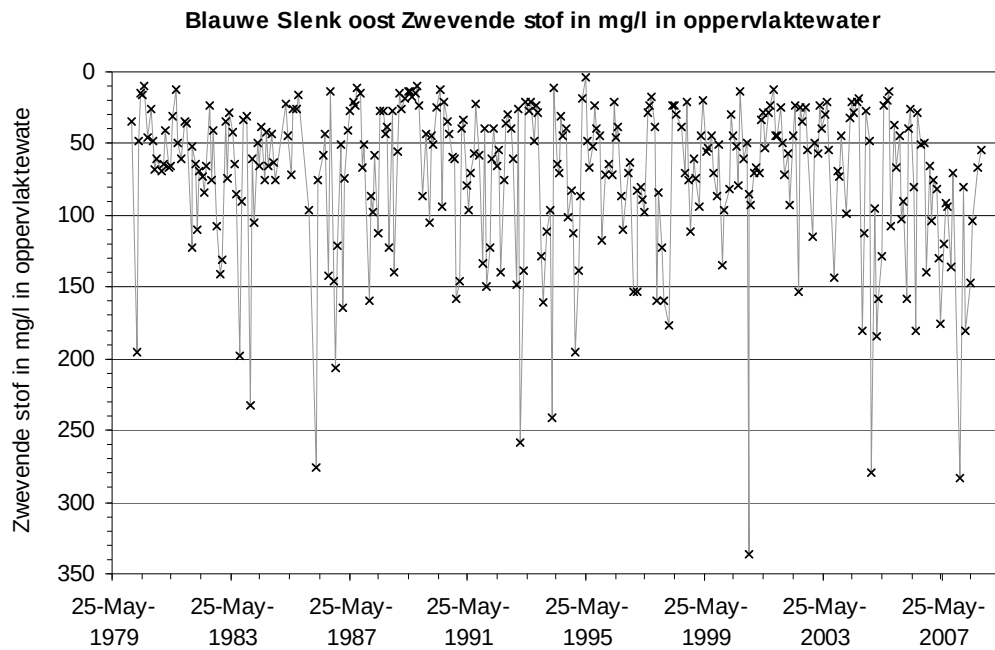
Troebelheid is vanuit ecologie gezien een belangrijke parameter. Veel organismen zijn afhankelijk van de troebelheid, het is bijvoorbeeld bepalend voor de lichtinval en daarmee voor het vermogen tot fotosynthese. De troebelheid van het water in de Waddenzee wordt bepaald door de aanwezigheid van zwevende deeltjes in de waterkolom. Dit zwevende stof is een mengsel van deeltjes van biologische herkomst (levend en dood) en deeltjes van niet-biologische oorsprong (klei en silt). De hoeveelheid zwevend stof in de waterkolom wordt bepaald door een samenspel van biotische en abiotische parameters. De troebelheid van de Waddenzee vertoont grote variaties in de tijd. In die variatie treedt een duidelijk seizoenseffect op: in de zomermaanden bereikt de troebelheid de laagste waarden (figuur 2.1 en figuur 2.2). Desalniettemin kan in de zomermaanden de troebelheid ook zeer hoog zijn. Deze variaties in de troebelheid kunnen niet worden gekoppeld aan één of een combinatie van bepalende fysische of biotische factoren. Per piek of dal kan sprake zijn van een ecologisch 'event', zoals een algenbloei, of een fysisch 'event', zoals een storm, of een combinatie.

De factor waarover uitspraken kunnen worden gedaan betreft de bijdrage van fijn sediment (de zwevend stofdeeltjes die niet van biologische herkomst zijn) aan de troebelheid en het effect van de bodemdaling als gevolg van de zoutwinning daarop. In de bodemdalingsschotel zal netto sedimentatie plaatsvinden (Cleveringa & Grasmeijer, 2010). De sedimentatie die in de bodemdalingsschotel plaats zal vinden, zal tenminste voor een deel bestaan uit fijn sediment. Dit fijne sediment is dan niet beschikbaar voor de waterkolom. Het mogelijke effect op de troebelheid (een maximale afname van 1,4 mg/l, indien de bodemdalingsschotel voor 100% met slib gevuld zou worden) is zeer klein. In het licht van de grote variatie die optreedt in de troebelheid en het gehalte zwevend stof wordt dit niet als een daadwerkelijk effect gezien.

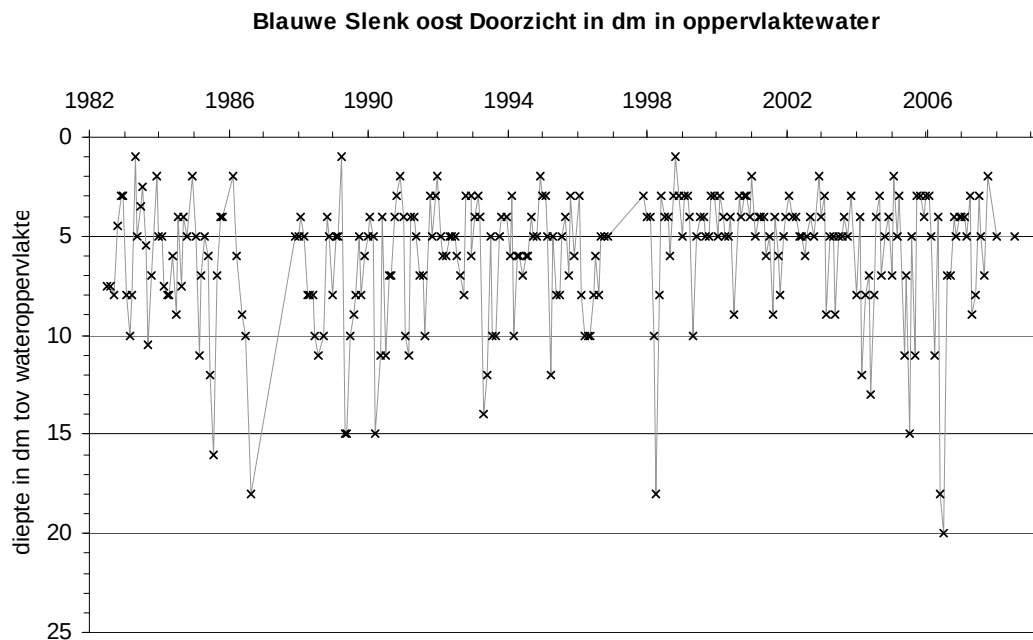
De veranderingen in de stromingen en de bodemschuifspanningen die het gevolg zijn van de bodemdaling kunnen leiden tot erosie en sedimentatie, waarmee in theorie ook een netto toe- of afname van het fijn sediment in de waterkolom kan plaatsvinden. Omdat de veranderingen zelfs in de situatie met een theoretische niet geheel opgevulde bodemdalingsschotel in de wadbodem, klein blijken te zijn voor de stroomsnelheden en de bodemschuifspanningen is de verwachting dat het eventuele effect op het fijn sediment en de troebelheid nog kleiner zijn. In de realistische situatie, met een verlaging van de wadbodem die is uitgesmeerd over een groot oppervlak in de Waddenzee, is deze mogelijke bijdrage nog kleiner. Ten opzichte van de grote natuurlijke variatie en ten opzichte van de hierboven gecijferde maximale bijdrage door het opvullen van de bodemdalingsschotel, kan de bijdrage door erosie en sedimentatie buiten beschouwing blijven.

Samenvattend kan worden geconcludeerd dat de bodemdaling onder de Waddenzee die het gevolg is van de zoutwinning, geen effect zal hebben op het gehalte fijn sediment in de waterkolom. Effecten op de zwevende deeltjes van biologische oorsprong, onder andere fytoplankton, en effecten via de biotiek, bijvoorbeeld door het vastleggen van een deel van het zwevende stof in pseudofaeces door verschillende soorten filterfeeders, worden ook niet verwacht omdat het effect van de bodemdaling op het gehalte fijn sediment zeer klein is. Wat betreft het zwevend stof in de omgeving van de bodemdalingsschotel geldt verder dat deze waarden waarschijnlijk in veel grotere

mate beïnvloed worden door het storten van baggerspecie uit de haven van Harlingen (jaarlijks gemiddeld $1,2 \times 10^6 \text{ m}^3$) in de directe nabijheid.



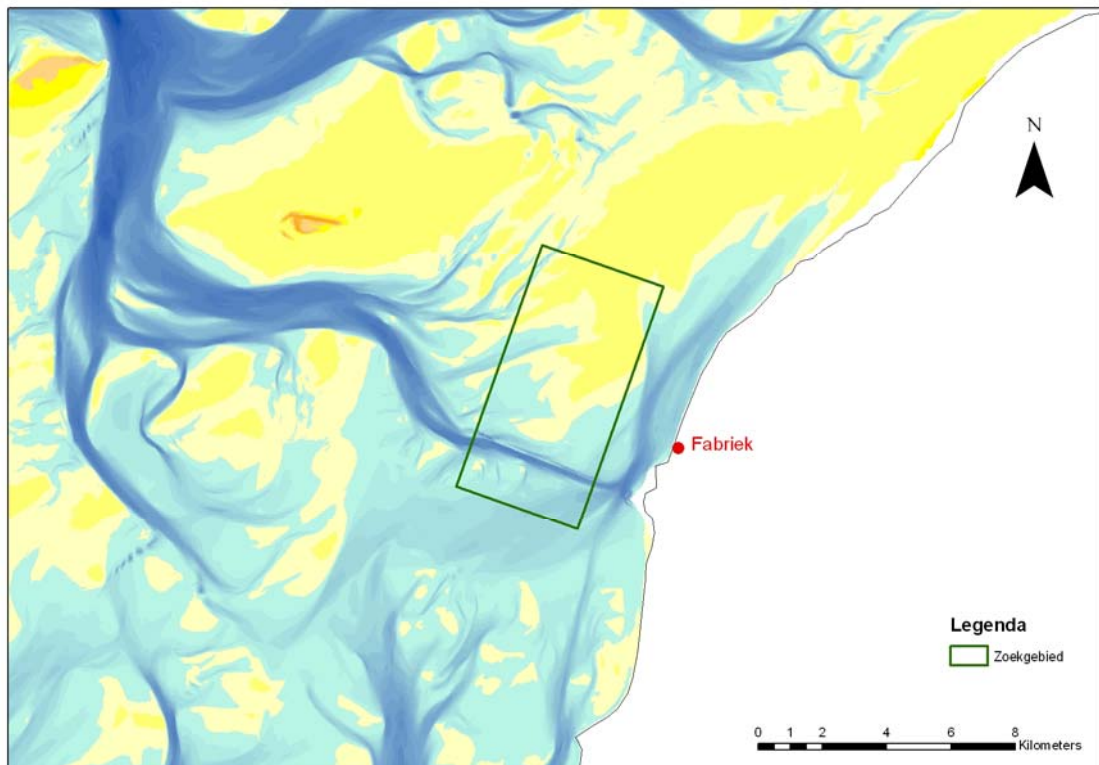
Figuur 2.1: Zwevend stof in het oppervlaktewater bij de Blauwe Slenk oost.



Figuur 2.2: Doorzicht van het oppervlaktewater bij de Blauwe Slenk oost.

2.3 Het zoekgebied

Het zoekgebied is het gebied waarin de zoutwinputten aangelegd zouden kunnen worden. Dit zoekgebied is vastgesteld in de Startnotitie voor het MER (de Groot & Vonck, 2009). Het zoekgebied is het uitgangspunt bij dit onderzoek naar ecologische effecten van de zoutwinning. Het zoekgebied is weergegeven in figuur 2.3. De zoutwinputten of cavernes moeten binnen het zoekgebied worden geplaatst. De bodemdaling die samenhangt met deze putten kan zich uitstrekken tot buiten het zoekgebied.

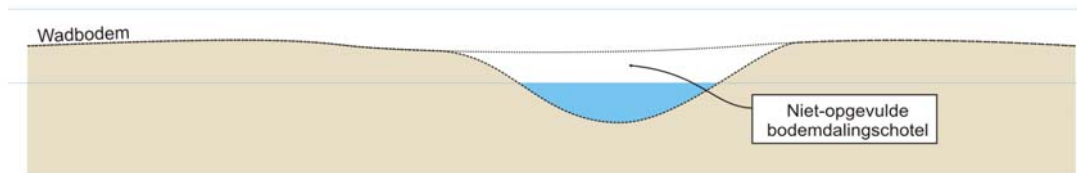


Figuur 2.3: Zoekgebied zoals weergegeven in de Startnotitie.

2.4 Invloedsgebied en studiegebied

De mogelijke veranderingen in abiotische parameters zijn gebruikt om het studiegebied te bepalen. Voor de parameters diepte, droogvalduur, bodemschuifspanning en saliniteit is berekend wat het maximale invloedsgebied is (Hartsuiker, 2010). Deze berekeningen zijn uitgevoerd voor drie wadbodems waarin de volledige bodemdalingsschotel is opgelegd. In figuur 2.4 is deze theoretische wadbodem, zonder enige vulling van de bodemdalingsschotel, geschematiseerd weergegeven.

B. Modelberekeningen invloedsgebied

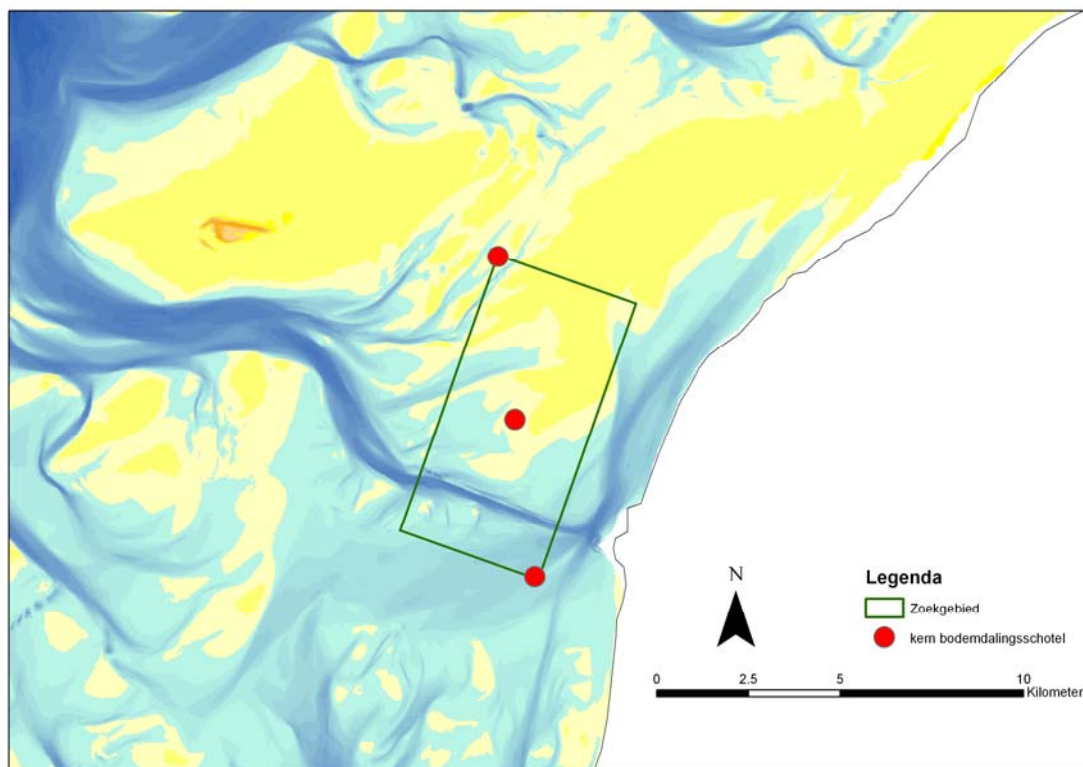


Figuur 2.4: Geschematiseerde dwarsdoorsnede van de wadbodem met de theoretische situatie met de volledige bodemdalingsschotel in de wadbodem, gebruikt voor de afbakening van het invloedsgebied.

Het centrum van de bodemdalingsschotels in de drie gesimuleerde situaties is gelegd in (zie figuur 2.5):

- de meest zuidwestelijke punt van het zoekgebied;
- de meest noordoostelijke punt van het zoekgebied en
- het midden van het zoekgebied.

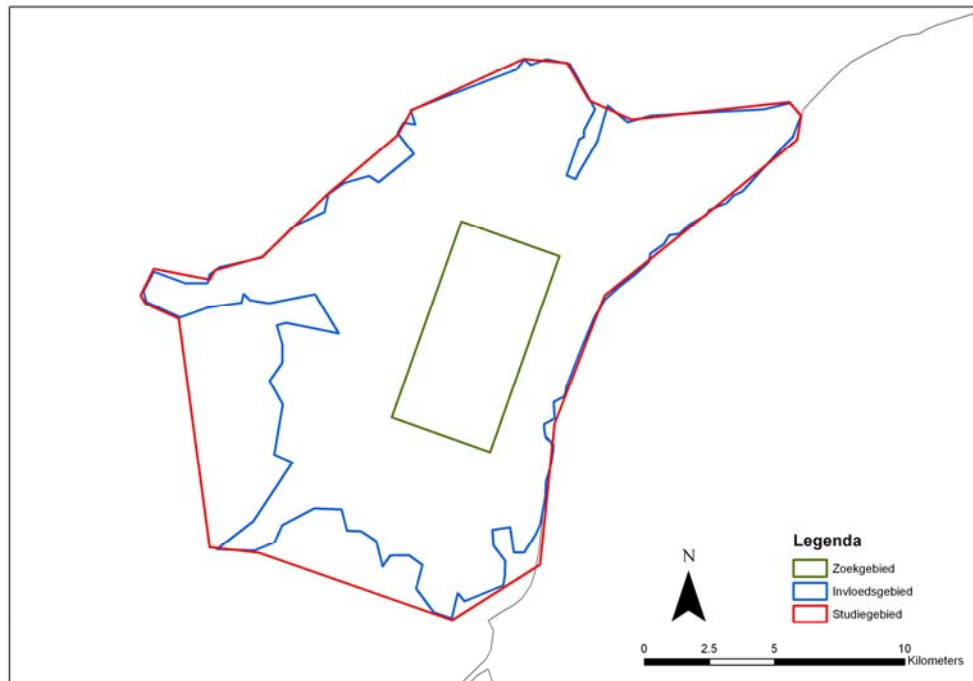
De zuidelijke bodemdalingsschotel ligt daarmee voornamelijk permanent onder water (in het sublitoraal) en de noordelijke ligt deze voornamelijk onder de droogvallende platen. Deze aanpak garandeert maximale invloeden van de theoretische bodemdalingsschotels in de modelresultaten.



Figuur 2.5: Kernen van de theoretische bodemdalingsschotels voor de drie scenario's ter bepaling van de grootte van het ecologisch studiegebied.

Na het uitvoeren van de simulaties is voor iedere parameter en voor iedere locatie van de bodemdalingsschotel een contour om het maximale invloedsgebied getrokken. Deze contouren zijn vervolgens tot één totaal invloedsgebied zijn samengevoegd. De berekening en afbakening van het invloedsgebied is opgenomen in bijlage A. In figuur 2.6 is het invloedsgebied aangegeven met de blauwe contour.

Het invloedsgebied heeft, als gevolg van de gebruikte benadering, geen gladde contour. Om het totale invloedsgebied is een contour getrokken, die het studiegebied vormt op basis waarvan de effecten van zoutwinning zullen worden bepaald. Figuur 2.6 geeft met de rode contour het studiegebied weer.



Figuur 2.6 Zoekgebied (groen), invloedsgebied (blauw) met contour (rood) die het studiegebied vormt.

2.5 Samenvatting

Voor het bepalen van de mogelijke effecten van de bodemdaling door zoutwinning op de ecologie zullen de parameters diepte en droogvalduur worden beschouwd bij de bepaling van het invloeds- en studiegebied, de bepaling van de voorkeurszone en de effectbepaling op basis van de realistische morfologische ontwikkelingen. De parameters bodemschuifspanning, residuele stromingen en saliniteit, die zijn afgeleid van de veranderingen in de stromingen zullen alleen worden gebruikt bij de modelberekeningen voor de bepaling van het invloeds- en studiegebied en de bepaling van de voorkeurszone. De parameter stroomsnelheid zal niet worden gebruikt bij de effectbepalingen, net zo min als de parameter troebelheid.

Op basis van berekeningen van de berekende maximale invloed van theoretische bodemdalingsschotels aan de noord- en zuidzijde en in het midden van het zoekgebied op de bovengenoemde abiotische parameters is het invloeds- en studiegebied afgebakend.



3 Ecologische waarden in het studiegebied

3.1 Inleiding

Bij het bepalen van de effecten van zoutwinning onder de Waddenzee moet worden vastgesteld welke ecologische waarden in het studiegebied een rol spelen. In dit hoofdstuk wordt een selectie van de relevante ecologische waarden gemaakt. In het volgende hoofdstuk wordt onderzocht of de ecologische waarde in het studiegebied voorkomt en dus in de effectbeoordeling moet worden meegenomen.

De eerste selectie van ecologische waarden heeft op twee manieren plaatsgevonden. Ten eerste is gekeken naar de door Natura 2000 beschermde habitats en soorten in het gebied. Op voorhand kan worden uitgesloten dat bepaalde soorten het studiegebied gebruiken. Ten tweede is, mede op advies van de commissie MER, gekeken wat de belangrijke groepen van organismen en processen in het Waddengebied zijn. Hieruit is een selectie gemaakt van ecologische waarden die in het volgende hoofdstuk verder worden behandeld.

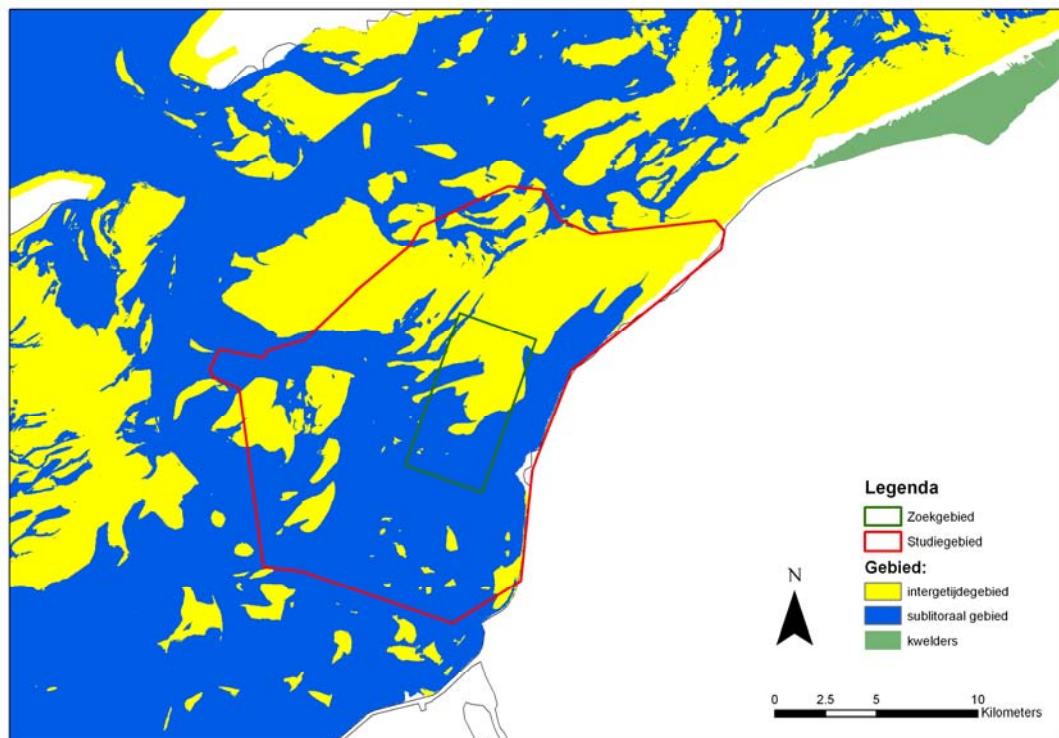
3.2 NATURA 2000

De Waddenzee is aangewezen als Natura 2000 gebied en is beschermd door de Vogel- en Habitatrichtlijn. Het wettelijke beschermingskader van het Natura 2000 gebied is vastgelegd in de Natuurbeschermingswet 1998 en de Flora- en faunawet. Het effect op de door Natura 2000 beschermde natuurwaarden wordt bepaald aan de hand van de mogelijke significante effecten op de natuurlijke kenmerken in de 'Passende beoordeling zoutwinning onder de Waddenzee' (). De natuurlijke kenmerken worden beschreven in de instandhoudingsdoelstellingen van de betreffende Natura2000 habitattypen, habitatsoorten, broedvogels en niet-broedvogels van dit gebied.

Bijlage B geeft een volledig overzicht van de in het kader van de Natura 2000 gestelde instandhoudingsdoelen van de Waddenzee. Tevens staat hierin de staat van instandhouding in Nederland weergegeven. Deze informatie is afkomstig uit het Aanwijzingsbesluit Waddenzee van de Minister van LNV (www.minInv.nl). Uit de volledige lijst met Natura2000 instandhoudingsdoelen van de Waddenzee is er een selectie gemaakt van voor deze studie relevante habitattypen en soorten:

- In de Waddenzee komen zes verschillende Natura 2000 habitattypen voor. Wanneer aan de hand van dieptekaart en de kwelderkaart van de Waddenzee wordt gekeken naar de ligging van kwelders, sublitoraal gebied en litoraal gebied, levert dit de kaart gepresenteerd in figuur 3.1 op. Duidelijk is dat kwelders alleen buiten het invloeds- en studiegebied worden aangetroffen en zij worden daarom verder buiten beschouwing gelaten. In de voorliggende studie wordt volledig geconcentreerd op de droogvallende platen (habitattypen H1140) en het sublitoraal (habitatype H1110). Beide habitattypen worden *wel* in de effectbepaling meegenomen.
- Het studiegebied voor de bodemdalingsschotel maakt geen deel uit van het essentiële leefgebied voor de trekvis Fint, Zeepril en Rivierpril. Deze soorten worden verder *niet* in de effectbepaling meegenomen.
- Een verandering van de ligging, geometrie en oppervlakte van de haul-out plaatsen (rustplaatsen) is een potentieel effect op zeehonden. In het volgende hoofdstuk zal daarom *wel* aandacht zijn voor de haul-out plaatsen van zeehonden.

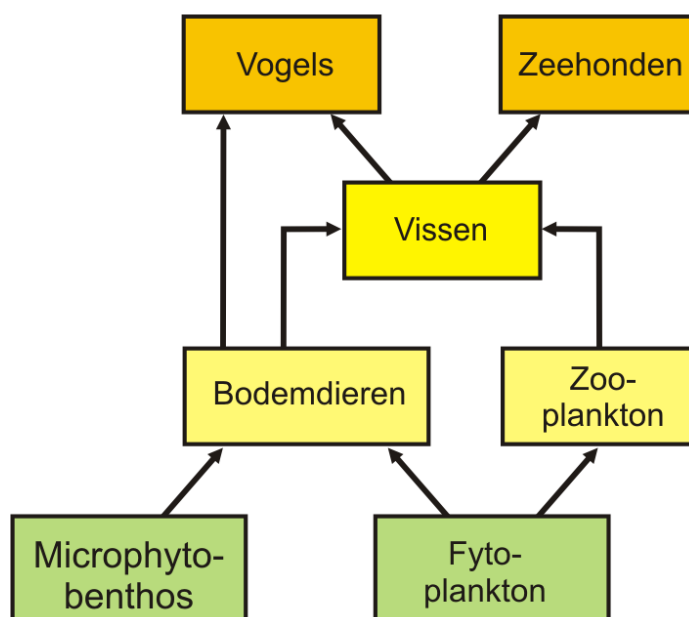
- Het zoekgebied waarin de bodemdaling zal plaatsvinden ten gevolge van zoutwinning bevat sublitoraal en bij eb droogvallende platen. Dit gebied heeft geen functie als broedgebied. De beschermde broedvogels zullen daarom als zodanig *niet* verder worden uitgewerkt in dit rapport.
- Soorten die middels duiken of stootduiken uitsluitend op vis foerageren zijn voor deze studie niet relevant omdat er geen negatief effect op hun voedselbron te verwachten is. Er wordt namelijk verondersteld dat er geen effect is troebelheid (hoofdstuk 1). Deze soorten (Fuut, Aalscholver, Middelste zaagbek, Grote zaagbek, Zwarte stern) worden niet in de effectinschatting meegenomen.
- De Lepelaar, die in ondiepe kreekjes naar vis en ongewervelden zoekt, zal waarschijnlijk geen gebruik maken van het zoekgebied, en wordt *niet* in de effectbepaling meegenomen.
- Ook grondeleenden die in oevergebieden foerageren zijn *niet* meegenomen (Pijlstaart, Slobeend), omdat dit habitat ontbreekt in het studiegebied.
- Ook vogels die alleen planten eten zijn in het kader van deze studie *niet* relevant omdat deze voedselbron niet in het studiegebied aanwezig is. Het betreft hier de Kleine zwaan, Toendrarietgans, Grauwe gans, Brandgans, Rotgans, Smient. Ook de soorten die naast planten dierlijk voedsel eten dat nauwelijks in het studiegebied wordt aangetroffen (bv. slakken, insectenlarven of waterkevers) zijn *niet* meegenomen in de effectbeoordeling. Dit geldt voor de Krakeend, Wintertaling en Wilde eend.
- Vogels die niet op het wad foerageren, zoals de Kievit en de Brilduiker, worden *niet* in de effectbeoordeling meegenomen.
- Het voorkomen in het studiegebied van op de droogvallende platen foeragerende vogels Bergeend, Scholekster, Kluut, Bontbekplevier, Goudplevier, Zilverplevier, Kanoetstrandlooper, Bonte Strandloper, Rosse grutto, Wulp, Tureluur, Krombekstrandloper, Grutto, Zwarte ruiter, Groenpootruiter, wordt *in het volgende hoofdstuk* verder uitgewerkt.
- Ook het voorkomen van naar schelpdieren duikende vogels (Eidereend, Toppereend) wordt in het volgende hoofdstuk verder uitgewerkt.
- De zoutwinning heeft geen effect op de Slechtvalk, omdat de voedselsituatie voor deze vogeletende roofvogel niet zal wijzigen.
- Strandvogels, zoals de Drieteenstrandloper zullen ook geen effect van de zoutwinning ondergaan, er komt geen strand voor in het studiegebied.



Figuur 3.1 : Ligging van droogvallende platen, sublitorale gebieden en kwelders in en rondom het studiegebied

3.3 Belangrijke groepen en processen vanuit het voedselweb

De ecologische waarden in het studiegebied kunnen (ook) worden afgeleid uit het voedselweb. In het voedselweb van de Waddenzee kunnen grofweg twee voedselketens worden onderscheiden (Essink, 2005), zoals schematisch is weergegeven in figuur 3.2.



Figuur 3.2: Schematische weergave van het voedselweb Waddenzee (naar Essink, 2005).

- De eerste keten is de benthische keten. Hierin wordt het microfytobenthos gegeten door bodemdieren. Dit gebeurt door de bodemdieren die behoren tot de functionele groep van deposit feeders. De bodemdieren worden op hun beurt gegeten door epibenthische ongewervelde dieren zoals garnalen en krabben, en door steltlopers.
- De tweede keten is de pelagische keten. Hierin wordt het fytoplankton gegeten door bodemdieren die hun voedsel uit het water filteren, de zogenaamde filterfeeders. Deze bodemdieren worden op hun beurt weer gegeten door duikeenden en bodemvissen. De bodemvissen dienen als voedsel voor onder andere zeehonden.

Er komen mengvormen tussen beide typen ketens voor.

Vanuit het voedselweb van de Waddenzee geredeneerd zijn voor het functioneren van het studiegebied van belang:

- Primaire productie (fytoplankton en microfytobenthos)
- Zooplankton
- Bodemdieren (benthos)
- Vissen
- Vogels
- Zeezoogdieren

Primaire productie wordt beperkt door licht of nutriënten. In het voorgaande hoofdstuk is aangegeven dat ten gevolge van het zoutwinnen a priori zeker geen effecten op troebelheid worden verwacht. Dit betekent dat in geval van lichtlimitatie van de primaire productie er geen effect door de zoutwinning zal optreden. Hetzelfde geldt voor nutriënten, het is onwaarschijnlijk dat de nutriëntenconcentraties zullen veranderen ten gevolge van de zoutwinning.

Zooplankton voedt zich met fytoplankton. Het effect op deze groep zal, door het ontbreken van een effect op het fytoplankton, ook niet aanwezig zijn.

Bodemdieren spelen een belangrijke rol in het Waddengebied en zullen in de inventarisatie worden meegenomen. Naast totale biomassa's en dichtheden zijn een aantal soorten geselecteerd waarop wordt ingezoomd. Deze soorten worden van belang geacht voor het Waddengebied en spelen ook een rol als voedsel voor vogels en vissen.

De volgende soorten zijn geselecteerd:

- Kokkel (*Cerastoderma edule*)
- Mossel (*Mytilus edulis*)
- Nonnetje (*Macoma balthica*)
- Amerikaanse Zwaardschede (*Ensis directis*)
- Draadworm (*Heteromastus filliformis*)
- Zager (*Nereis spec.*)
- Slijkgarnaal (*Corophium volutator*)
- Wadslakje (*Hydrobia ulvae*)

Vissen zullen alleen een effect van de zoutwinning ondervinden wanneer de waterkwaliteit verandert. Een effect als gevolg van een verandering in het voedselaanbod wordt vanwege de lokale schaal en de verspreidingsrange van veel soorten niet verwacht. Omdat er geen verandering in waterkwaliteit wordt verwacht, worden vissen in het studiegebied niet verder worden uitgewerkt.

Vogels en *zeehonden* worden in het kader van Natura 2000 voldoende uitgewerkt en meegenomen. Vanuit ecologische waarden en processen in het studiegebied kan hier niets aan worden toegevoegd.

3.4 Geselecteerde soorten en habitats

Door middel van verschillende, al dan niet gegroepeerde, soortspecifieke analyses van zowel macrobenthos, vogels als zeezoogdieren is de ecologische waarde van het studiegebied in kaart gebracht. Voor elke groep of soort is een ingreep-effect keten opgesteld. Deze analyses zijn weergegeven in hoofdstuk 4. De volgende kenmerken worden in het volgende hoofdstuk behandeld:

Bodemdieren:

- Kokkel (*Cerastoderma edule*)
- Mossel (*Mytilus edulis*)
- Nonnetje (*Macoma balthica*)
- Amerikaanse Zwaardschede (*Ensis directis*)
- Draadworm (*Heteromastus filliformis*)
- Zager (*Nereis sp.*)
- Slijkgarnaal (*Corophium volutator*)
- Wadslakje (*Hydrobia ulvae*)

Vogels:

- A034: Lepelaar (*Platalea leucorodia*)
- A048: Bergeend (*Tadorna tadorna*)
- A062: Toppereend (*Aythya marila*)
- A063: Eidereend (*Somateria mollissima*)
- A130: Scholekster (*Haematopus ostralegus*)
- A132: Kluut (*Recurvirostra avosetta*)
- A137: Bontbekplevier (*Charadrius hiaticula*)
- A140: Goudplevier (*Pluvialis apricaria*)
- A141: Zilverplevier (*Pluvialis squatarola*)
- A143: Kanoetstrandloper (*Calidris canutus*)
- A147: Krombekstrandloper (*Calidris ferruginea*)
- A149: Bonte strandloper (*Calidris alpina*)
- A156: Grutto (*Limosa limosa*)
- A157: Rosse grutto (*Aegithalos caudatus*)
- A160: Wulp (*Numenius arquata*)
- A161: Zwarte ruiter (*Tringa erythropus*)
- A162: Tureluur (*Tringa totanus*)
- A164: Groenpootruiter (*Tringa nebularia*)
- A169: Steenloper (*Arenaria interpres*)

Zeezoogdieren

- H1364: Grijze zeehond (*Halichoerus grypus*)
- H1365: Gewone zeehond (*Phoca vitulina*)

Habitattypen

- H1110: Permanent overstroomde zandbanken
- H1140: Slik- en zandplaten



4 Voorkomen van de geselecteerde soorten en habitats in het studiegebied

4.1 Inleiding

In dit hoofdstuk wordt van alle organismen en habitats die in het studiegebied mogelijk van belang zijn, een beknopte inleiding gegeven in hun habitat en leefwijze, de aanwezigheid in het studiegebied en de effectbeschrijving. Bij de effectbeschrijving wordt vastgesteld of er een effect van de bodemdaling door zoutwinning verwacht mag worden en, indien dat effect mag worden verwacht, welke effectrelaties tussen de abiotische parameters en het organisme of habitat in de effectketen thuishoren.

4.2 Bodemdieren

Als eerste worden de acht geselecteerde bodemdieren hieronder verder bekeken op hun voorkomen in het studiegebied en of het zinvol is deze soort in de effectbepaling mee te nemen.

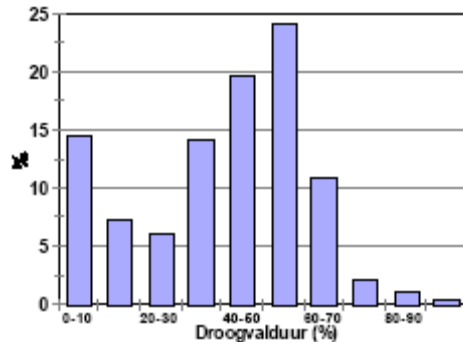
In dit hoofdstuk wordt gebruik gemaakt van gegevens verzameld in het kader van het MWTL (Monitoring Waterkundige Toestand des Lands) programma van Rijkswaterstaat. Bijlage C laat zien hoe dit programma voor de sublitorale punten in het studiegebied is uitgevoerd.

4.2.1 Kokkels (*Cerastoderma edule*)

Habitat en leefwijze

Kokkels zijn filter-feeders en filteren hun voedsel (fytoplankton) via hun syfonen uit het water. De kokkel kent geen scherpe voorkeur voor een bepaald type sediment. De geprefereerde diepte ligt tussen de -0.70 meter en +0.20 meter (Tydeman, 1996). Kokkels verdragen vrij lage zoutgehalten (tot ca 10 ‰). Bij een lagere saliniteit wordt hun plaats ingenomen door de brakwaterkokkel, *C. lamarcki* in Atlantische wateren en *C. glaucum* in het Middellandse zee gebied (Brock, 1987). In de Balthische zee worden kokkels vanaf een saliniteit van 10‰ (Brock, 1980) waargenomen. Larven van kokkels gedijen het beste bij saliniteiten van 30-35 ‰ maar kunnen saliniteiten van 5 ‰ overleven (Kingston, 1974). Een tijdelijke verlaging (1 dag) van de saliniteit van 28 naar 5‰ veroorzaakt op termijn een hoge sterfte, maar kleinere verlagingen, tot 10‰ of 15‰, worden goed getolereerd. Een acute, blijvende verlaging van 28‰ naar 5 of 10‰ zorgt voor een snelle algehele sterfte, en ook de overgang van 28 naar 15‰ zorgt voor 50% sterfte.

Het habitatmodel voor droogvallende kokkels in de Waddenzee laat een relatie tussen droogvalduur en voorkomen van kokkels (Kater et al., 2004). Door uit de modelresultaten (550000 punten) random 2000 punten te trekken wordt het procentuele voorkomen van kokkels in de verschillende droogvalduurklassen weergegeven (figuur 4.1).



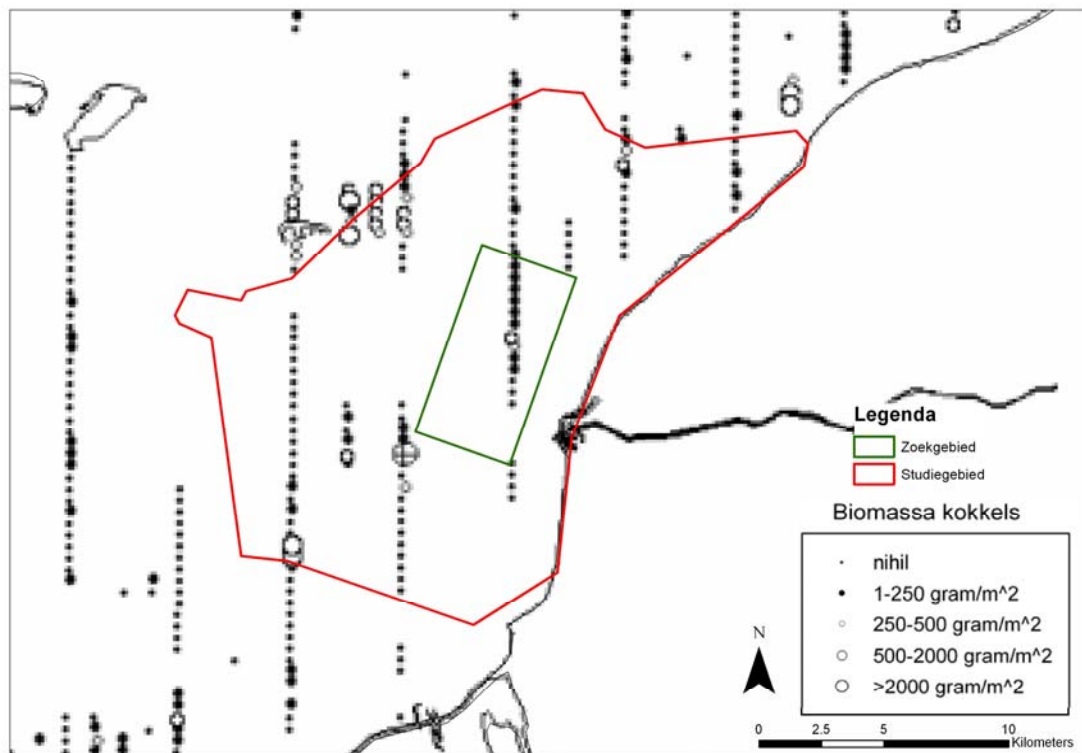
Figuur 4.1: Gemodelleerde kokkelbiomassa gerelateerd aan droogvalduur.

Voorkomen in het studiegebied

Door IMARES wordt sinds 1990 jaarlijks op raaien door de gehele Waddenzee informatie over de dichtheden en biomassa's van kokkels verzameld. Deze survey vindt plaats in het voorjaar (mei). Ieder jaar wordt een rapportage over de bevindingen geschreven. Voor het bepalen van de kokkeldichtheden in het gebied is de informatie verzameld tussen 2001 en 2008 gebruikt (Bult & Kesteloo, 2001; Bult & Kesteloo, 2002; Bult et al., 2003; Kesteloo et al., 2004; Kesteloo et al., 2005; Kesteloo et al., 2006; Kesteloo et al., 2007; Kesteloo et al., 2008).

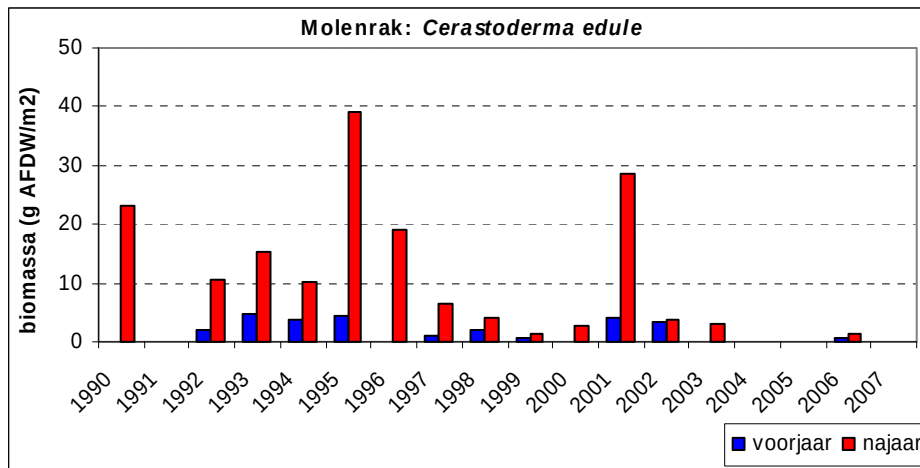
In 2001 worden voor vogels profijtelijke dichtheden tot 600 kokkels per m² in het studiegebied gevonden. Deze dichtheden komen voor op zowel het droogvallende deel als in het sublitoraal. De biomassa's van deze kokkels liggen tussen de 250 en 2000 g FW/m², waarbij de biomassa's op de droogvallende platen iets hoger lijken te zijn vergeleken met het sublitoraal. In 2002 is de dichtheid in met name het droogvallende gebied sterk teruggelopen, hoewel in het studiegebied nog steeds punten met dichtheden tot 600 kokkels per m² worden gevonden. Ook de biomassa's zijn in dit jaar lager dan in het jaar ervoor. In 2003 wordt er nauwelijks een kokkel aangetroffen in het studiegebied tijdens de survey. Dichtheden en biomassa's zijn zeer laag. In 2004 worden met name op de droogvallende platen weer hoge dichtheden van kokkels aangetroffen, met dichtheden tot meer dan 600 kokkels per m². Biomassa's op deze punten liggen over het algemeen tussen de 250 en 500 g FW/m², met uitschieters boven de 2000 g FW/m². In 2005 zijn de dichtheden en biomassa's weer laag, met in het sublitoraal nog een punt met een dichtheid tussen de 200 en 600 kokkels per m² waar de biomassa ook boven de 2000 g/m² ligt. In 2006 worden met name in het litoraal weer hogere dichtheden aangetroffen, zij het op een beperkt aantal punten. Biomassa's zijn zowel in het intergetijdegebied als in het litoraal laag. In 2007 is het beeld niet anders dan in 2006, lage biomassa's en dichtheden in het studiegebied.

Figuur 4.2 geeft een voorbeeld van de kokkelsurvey uitgevoerd door IMARES in 2006.

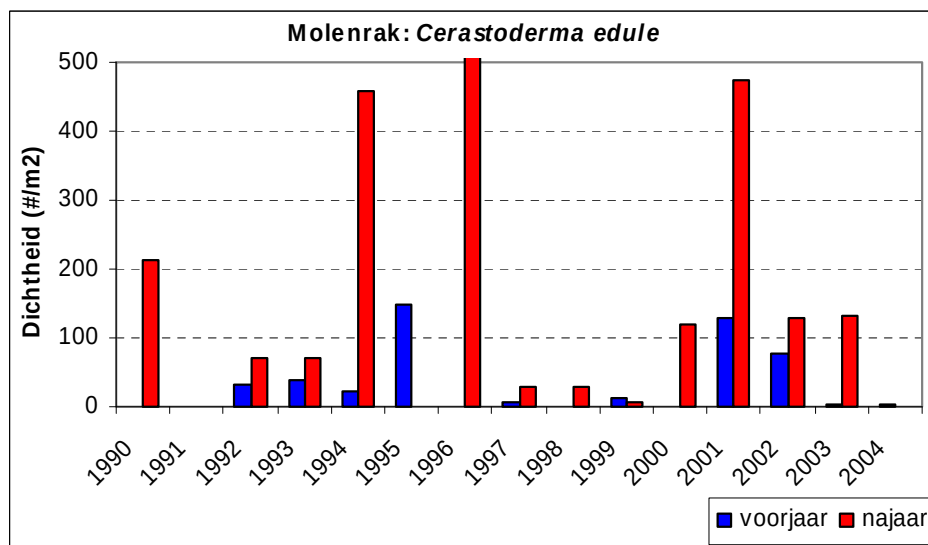


Figuur 4.2: Kokkelsurvey uit 2006, uitgevoerd door IMARES.

Uit de resultaten van de macrobenthos bemonsteringen van 1990 tot 2007 zijn de biomassa en de dichtheid van de bemonsterde sublitorale kokkels op het meetpunt Molenrak in het studiegebied bepaald. Uit figuur 4.3 blijkt dat op het meetpunt Molenrak in het studiegebied de biomassa van de kokkels in de jaren 2004-2007 aanzienlijk lager is dan de jaren er voor. Deze afname gedurende de afgelopen jaren is ook waargenomen bij het nonnetje (zie paragraaf 4.2.4) en vindt vermoedelijk als gevolg van de temperatuurstijging plaats (Phillipart et al. 2003). Dit wordt mogelijk veroorzaakt doordat tijd van reproductie als gevolg van temperatuurstijging van het water veranderd waardoor er een mismatch in timing met het beschikbare voedsel en/of predatoren voor larven ontstaat. Hierdoor neemt het reproductiesucces af. Of dit bij de kokkel eveneens onder invloed van de temperatuurstijging gebeurt is onbekend. Omdat de dichtheid tot en met 2004 is bemonsterd, is het onduidelijk of deze trend ook bij de dichtheid aanwezig is. Zowel de biomassa als de dichtheid op de drie sublitorale locaties verschillen niet bijzonder van elkaar (zie bijlage D). Bij de interpretatie van de resultaten moet rekening gehouden worden met het feit dat er niet alle jaren bemonsterd is, waardoor biomassa en dichtheid in sommige jaren ontbreken.



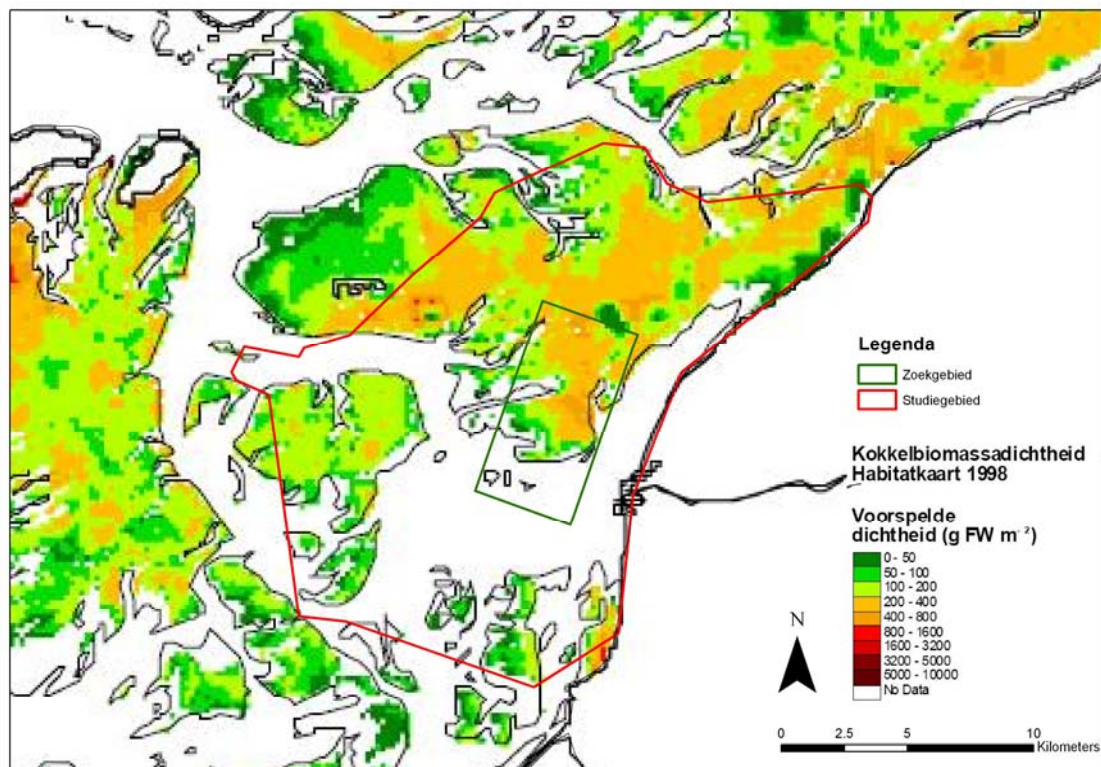
Figuur 4.3: Biomassa van de kokkels op de locatie Molenrak.



Figuur 4.4: Dichtheid van kokkels op de locatie Molenrak.

Kokkelhabitatkaart

Voor de Waddenzee is een kokkelhabitatkaart gemaakt die de kans op kokkels en kokkelbanken in dit gebied weergeeft (Kater et al., 2004). Het studiegebied (rood) is hierin weergegeven. Uit deze kaart (figuur 4.5) blijkt dat voornamelijk het noordelijke deel van het studiegebied voor kokkelbanken geschikt is. Echter, er zijn gebieden in de Waddenzee die een nog geschiktere habitat bieden dan het noordelijke deel van het studiegebied.



Figuur 4.5: Kokkel habitatkaart 1998.

Effectbepaling kokkels

Kokkels komen in het studiegebied zowel litoraal als sublitoraal voor, de biomassa en dichtheden kennen een grote variatie. De kokkelhabitatkaart laat zien dat het litoraal gemiddeld geschikt is voor kokkels. Omdat er in het studiegebied zowel litoraal als sublitoraal kokkels voorkomen, moet de kokkel in de effectbeschrijving worden meegenomen.

4.2.2 Droogvallende mosselbanken

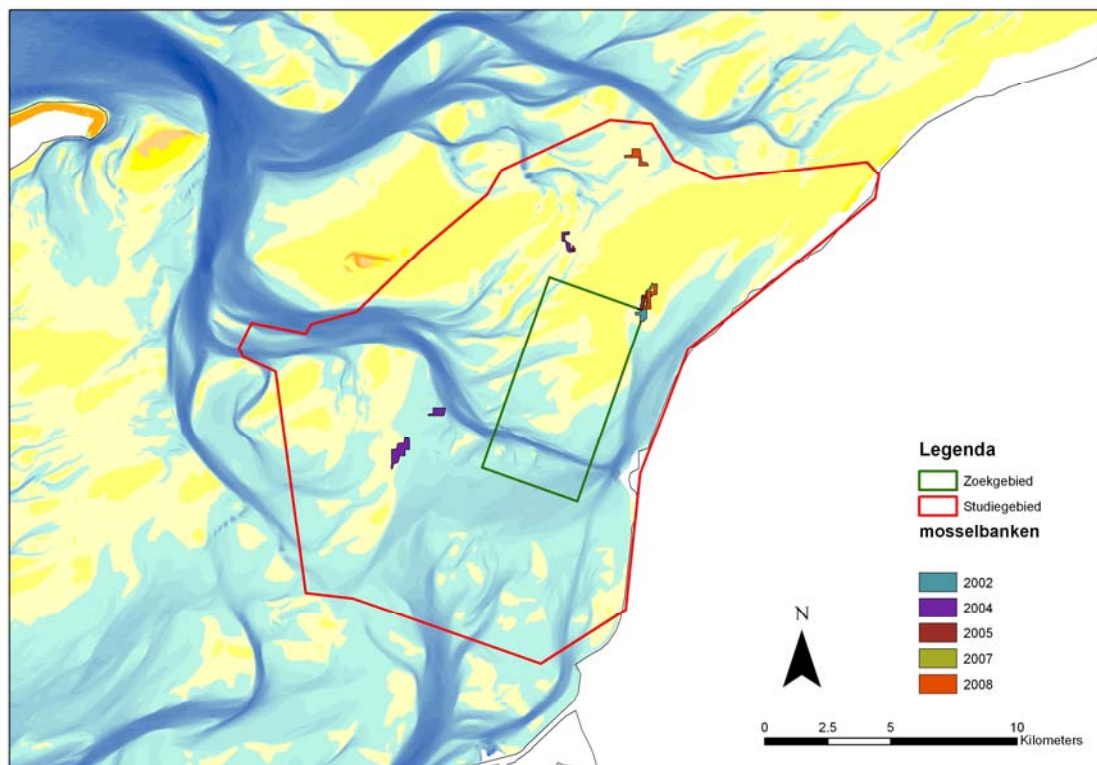
Habitat en leefwijze

Mosselen zijn filterfeeders en filteren hun voedsel (fytoplankton) via hun syfonen uit het water. De soort heeft een hoge zouttolerantie van 15‰ tot 45‰ (Nell & Gibbs, 1986), echter onder de 18‰ treedt er groeireductie op (Almade-Villela, 1984). De droogvallende mosselbanken komen voor in het intergetijdegebied. Een mosselbank ontstaat als mossellarven zich vestigen op geschikt substraat, veelal op draadvormige wieren of poliepen die vastzitten op een stevige ondergrond. Door het consolideren van slib wordt vervolgens een stevige kleilaag gevormd die de basis vormt voor een grotere mosselbank (Dankers et al., 2004). Uit een onderzoek (Leopold et al., 2004) naar de effecten van kokkelvisserij op macrobenthos is gebleken dat er een significante relatie is tussen een toename van de droogvalduur en een afname van mosselkluitjes (<1000 mossels). Het is waarschijnlijk dat deze relatie ook voor grote(re) mosselbanken bestaat. Sublitorale mosselbanken komen voor vanaf de laagwaterlijn tot enkele tientallen meters diepte (Westerbom et al., 2002).

Voorkomen in het studiegebied

Vanaf 1994 wordt (door IMARES) jaarlijks het areaal droogvallende mosselbanken in de Waddenzee bepaald. De survey wordt in het voorjaar uitgevoerd, de resultaten worden jaarlijks gerapporteerd. Voor het bepalen van de mosseldichtheden in het gebied is de informatie verzameld tussen 2001 en 2008 gebruikt (Kater & Os, 2001; Kater, 2002; Steenbergen et al., 2003; Steenbergen et al., 2004; Steenbergen et al., 2005; Goudswaard et al., 2006; Goudswaard et al., 2007; Goudswaard et al., 2008).

In 2002 ligt in het zoekgebied een mosselbank van plm. 16 ha. In 2003 wordt deze mosselbank niet meer aangetroffen en zijn er in het verdere studiegebied ook geen banken gezien. In 2004 ligt een mosselbank met een areaal van plm. 40 ha in het zuidwesten van het studiegebied. Ook bevinden zich in het studiegebied twee mosselbanken van resp. ca. 13 en 16 ha. In 2005 wordt op de noordoost punt op dezelfde plaats als in 2002 een mosselbank van ca. 9 ha aangetroffen en een klein bankje van ca. 2 ha. In 2006 liggen in het studiegebied geen mosselbanken. In 2007 wordt wederom op de noordoostpunt van het concessie gebied een mosselbank van ca. 16 ha waargenomen. Deze bank ligt er in 2008 nog steeds, en er is een nieuwe bank van plm. 20 ha aan de noordkant van het studiegebied ontstaan. De genoemde banken zijn aangeven in figuur 4.6.

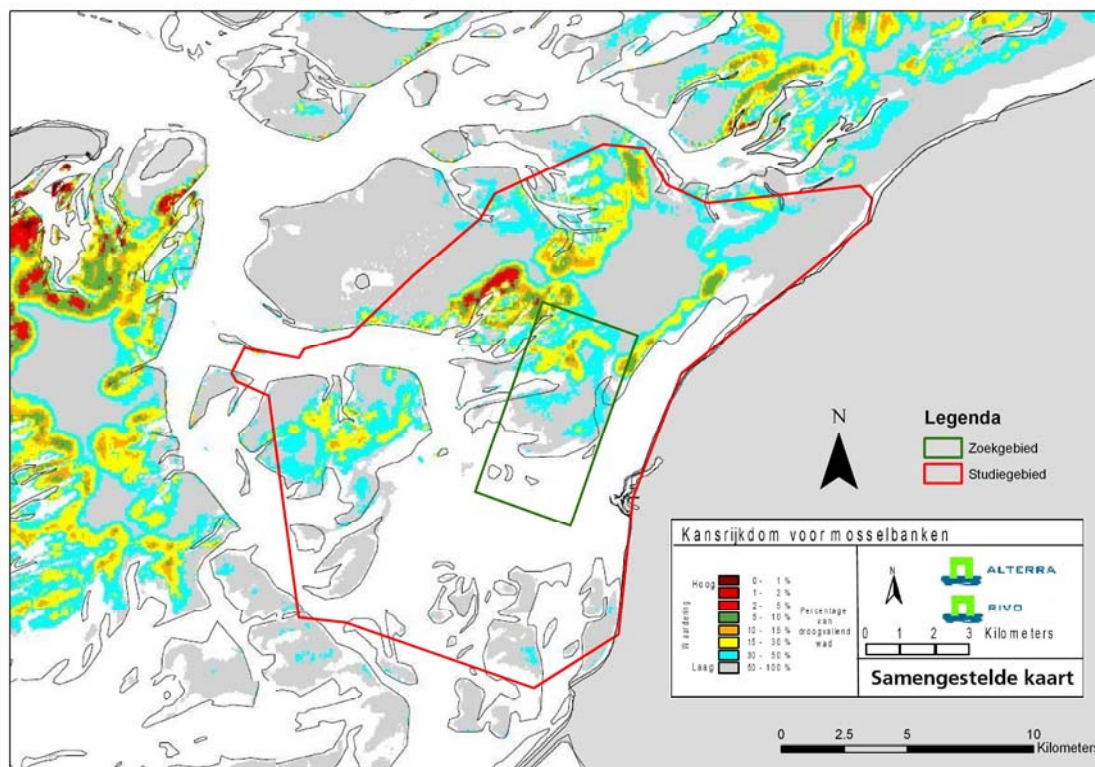


Figuur 4.6: Mosselbanken in het studiegebied, mosselbanken (ver) buiten het studiegebied zijn niet ingetekend.

Mosselbanken habitatkaart

Voor de Waddenzee is er een mosselbanken kanskaart gemaakt, die de kansen voor stabiele meerjarige mosselbanken weergeeft (Brinkman & Bult, 2002). Het studiegebied is hierin (rood) weergegeven. Uit deze kanskaart (figuur 4.7) blijkt dat met name het noordelijke, droogvallende deel van het studiegebied geschikt is voor de vestiging van

mosselbanken. Het zuidelijke deel van het droogvallende deel van het studiegebied biedt de minste kansen voor mosselen om zich te vestigen.



Figuur 4.7: Mossel habitatkaart 1998.

Effectbepaling droogvallende mosselbanken

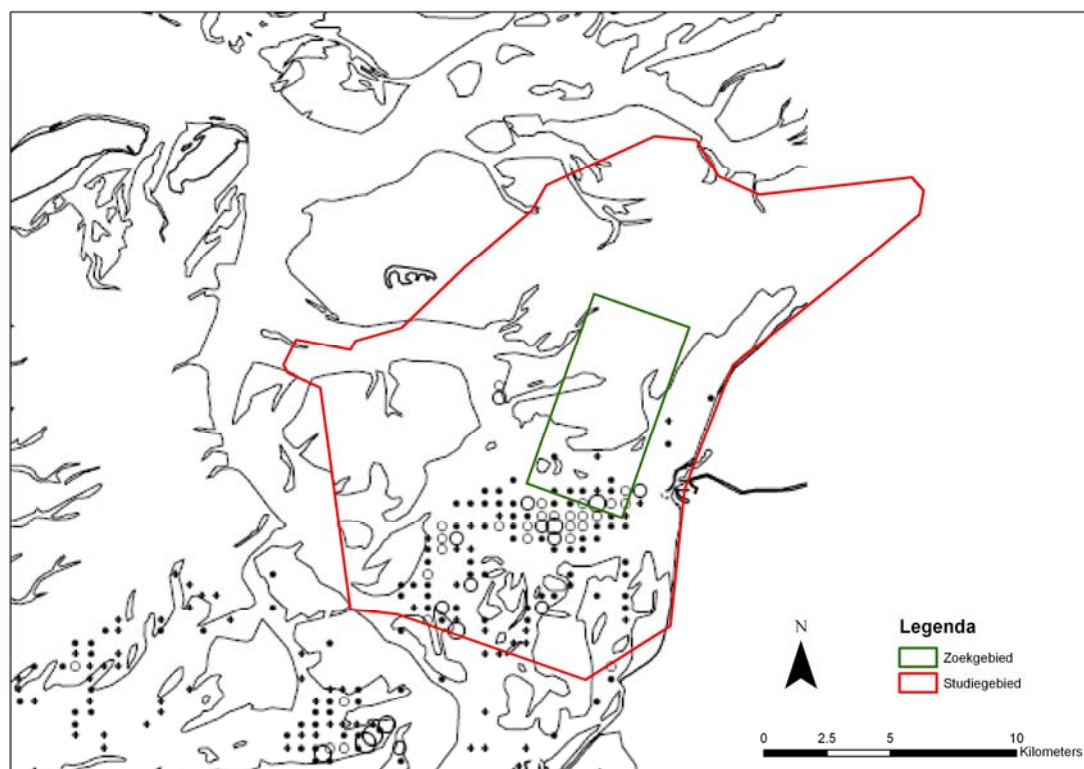
Op basis van de habitatkaart kan worden geconcludeerd dat eventuele kansen voor mosselbanken om zich te vestigen met name in het noordelijke deel van het studiegebied liggen. Ook in het middendeel van het studiegebied ligt een kleine(re) kans voor mosselen om zich te vestigen. Deze conclusie wordt onderbouwd door de gevonden mosselbanken, die zich voornamelijk bevinden in het noorden van het studiegebied. Wel moet er worden opgemerkt dat de kansenkaart slechts als indicatie kan worden gebruikt. In 2003-2004 is in het zuidwesten van het studiegebied een mosselbank waargenomen, terwijl de kansen volgens de kaart op die plek slechts laag waren. Omdat er uit de surveys is gebleken dat er droogvallende mosselbanken in het studiegebied aanwezig zijn, kan geconcludeerd worden dat de mosselen in de effectbeschrijving moeten worden meegenomen.

4.2.3 Sublitorale mosselen

Voorkomen in het studiegebied

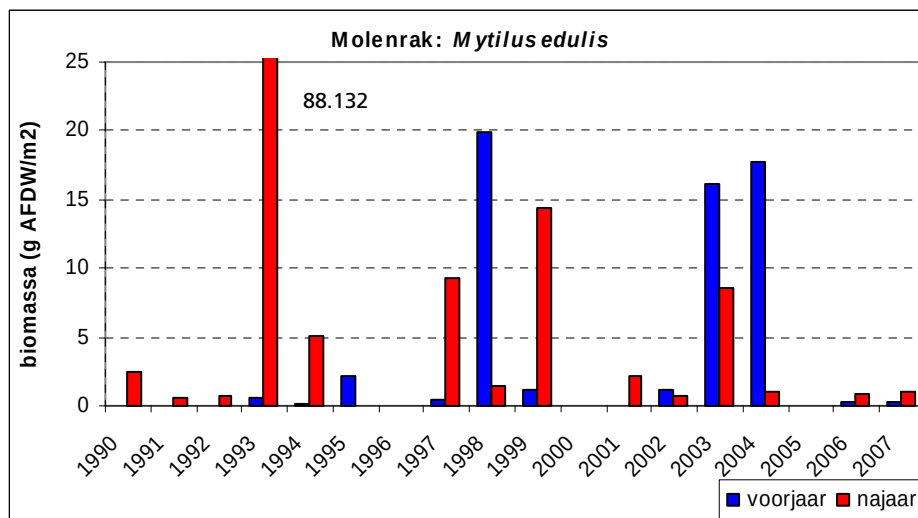
Vanaf 1992 wordt door IMARES jaarlijks het sublitorale mosselbestand in de Westelijke Waddenzee bepaald. De survey wordt in het voorjaar uitgevoerd en valt deels in het studiegebied. Jaarlijks worden de resultaten gerapporteerd. Voor het bepalen van de mosseldichtheden in het gebied is de informatie verzameld tussen 2002 en 2008 gebruikt (van Stralen & Bult, 2002; Bult & van Stralen, 2003; Craeymeersch & van Stralen, 2004; Craeymeersch et al., 2005; van Stralen & Craeymeersch, 2006; van Stralen & Goudswaard, 2007; van Stralen & Goudswaard, 2008)

In 2002 worden op een aantal plaatsen hoge biomassa's van mosselen gevonden, dat wil zeggen, biomassa's hoger dan 5 kg FW/m². Deze punten zijn gelegen op de zuidelijke punten van het zoekgebied en ten westen van het zoekgebied. In 2003 en 2004 worden ten zuiden van het zoekgebied hoge biomassa's (1-2 kg FW/ m²) gevonden. Mosselzaad wordt in alle jaren, behalve 2005, in hoge dichtheid in het studiegebied waargenomen. Figuur 4.8 geeft een voorbeeld van de mosselsurvey uitgevoerd door IMARES in 2006.

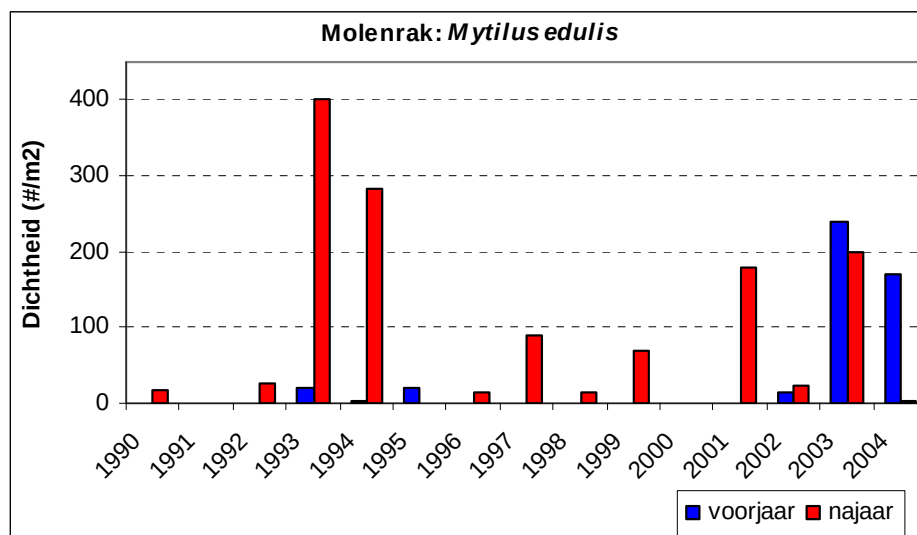


Figuur 4.8: Sublitorale mosselsurveys in 2006, uitgevoerd door IMARES.

Uit de resultaten van de sublitorale MWTL macrobenthos bemonsteringen van 1990 tot 2007 zijn de biomassa en dichtheid van de bemonsterde mosselen op het meetpunt Molenrak in het studiegebied bepaald. Uit figuur 4.9 blijkt dat de biomassa van de bemonsterde mosselen, afgezien van een najaarspiek in 1993, relatief laag is. Dit geldt ook voor de dichtheid (figuur 4.10) Er is, in tegenstelling tot het nonnetje en de kokkel geen afnemende trend vanaf 2004 waarneembaar. De twee meetlocaties buiten het studiegebied geven een vergelijkbaar beeld met de meetlocatie in het studiegebied (zie bijlage D).



Figuur 4.9. Biomassa van mosselen op de locatie Molenrak.



Figuur 4.10. Dichtheid van mosselen op de locatie Molenrak.

Effectbepaling sublitorale mosselen

Uit de vergelijking van de twee sublitorale meetpunten buiten het studiegebied met het meetpunt in het studiegebied blijken de locaties wat betreft biomassa en dichtheid van sublitorale mosselen niet bijzonder van elkaar te verschillen. Daarmee wordt het zuidelijke deel van het studiegebied wat betreft deze soort representatief geacht voor het sublitorale deel van de westelijke Waddenzee. Uit de sublitorale surveys is gebleken dat mosselen in het sublitorale deel van het studiegebied voorkomen, waardoor er geconcludeerd wordt dat het voorkomen van de mossel in het sublitoraal in de effectbeschrijving moet worden meegenomen.

4.2.4 Nonnetje (*Macoma balthica*)

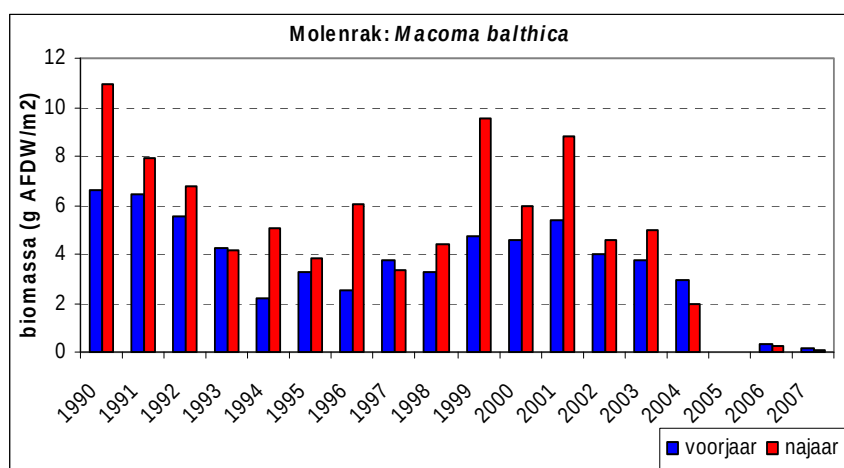
Leefwijze en habitateisen

Het nonnetje (*Macoma balthica*) is een filterfeeder en filtreert voedsel via een syphon uit het water. De soort leeft enkele centimeters onder het bodemoppervlak en prefereert zand en slibbige bodems. Het nonnetje komt zowel onder litorale- als sublitorale omstandigheden voor en heeft een zeer hoge saliniteitstolerantie. De soort kan overleven bij zeer lage zoutgehaltes (tot 1.5‰), maar dit heeft wel een negatieve invloed op de groei (Kaag et al., 1992). Plotselinge veranderingen in saliniteit kunnen ze waarschijnlijk minder goed verdragen (Bryant et al., 1985). Sublitorale nonnetjes komen voor vanaf de laagwaterlijn tot ongeveer 30 meter diepte (Sokolowski et al., 2004).

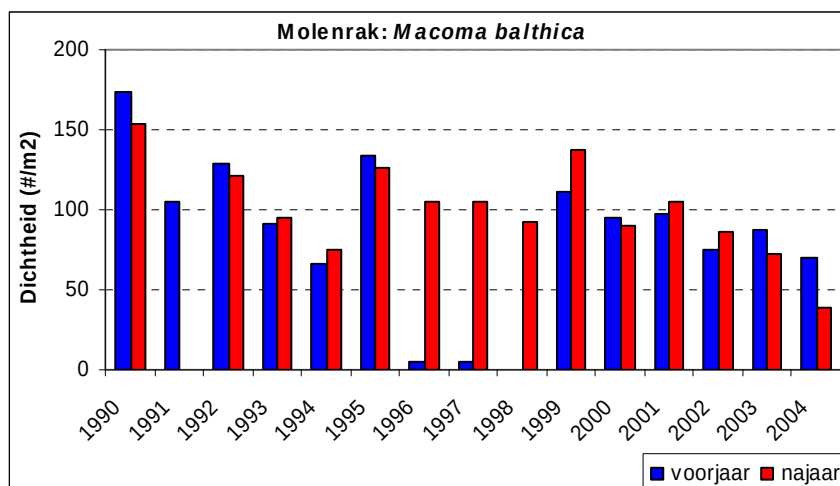
Voorkomen in het studiegebied

Uit een onderzoek naar de effecten van mechanische kokkelvisserij op benthische macrofauna, waarvan een deel van de bemonstering is uitgevoerd in het studiegebied, is gebleken dat het nonnetje in grote aantallen in het litorale deel van de Waddenzee aanwezig is (Leopold et al., 2004). Uit dit onderzoek bleek ook dat het aantal nonnetjes in het litorale gebied significant toenam bij een langere droogvalduur en bij een toenemende korrelgrootte van het sediment. Hoewel dit gebaseerd is op onderzoek in de gehele Waddenzee, is het aannemelijk dat deze relaties ook in het litorale deel van het studiegebied gelden.

Uit de gegevens van de MWTL bemonsteringen, weergegeven in figuur 4.11, blijkt dat op het meetpunt Molenrak in het sublitorale deel van het studiegebied het nonnetje tot 2004 een relatief grote biomassa had, lichtelijk variërend rond een gemiddelde van ongeveer 4 g AFDW/m². Echter, de biomassa van het nonnetje is in de jaren 2006 en 2007 zeer sterk afgenomen. Deze afname kan veroorzaakt worden door een temperatuurstijging van het zeewater (Philippart et al. 2003). Deze afname is eveneens waargenomen op de twee meetlocaties buiten het studiegebied. Ook de resultaten van de dichtheid (figuur 4.12) geven een vergelijkbaar beeld, met nauwelijks verschil tussen de meetlocaties in- en buiten het studiegebied (zie bijlage D).



Figuur 4.11. Biomassa van nonnetjes op de locatie Molenrak.



Figuur 4.12. Dichtheid van nonnetjes op de locatie Molenrak.

Effectbepaling nonnetje

Op basis van de bemonsterde biomassa (1990-2007) en dichtheid (1990-2004) van het nonnetje kan worden geconcludeerd dat zowel het litorale- als het sublitorale deel van het studiegebied een geschikte habitat vormt voor deze soort. Hoewel er een sterke afname vanaf 2004 heeft plaatsgevonden, komt de soort in de jaren ervoor met een relatief hoge biomassa op meetpunt S3 in het studiegebied voor. Uit de vergelijking van de twee locaties buiten het studiegebied met het meetpunt in het studiegebied blijken de locaties niet bijzonder van elkaar te verschillen en daarmee wordt het studiegebied wat betreft deze soort representatief geacht voor het sublitorale deel van de Waddenzee. Gegevens over het litoraal zijn niet voorhanden, maar verwacht wordt dat de relaties die voor het sublitoraal gelden, hier ook opgaan.

4.2.5 Amerikaanse zwaardschede (*Ensis directus*)

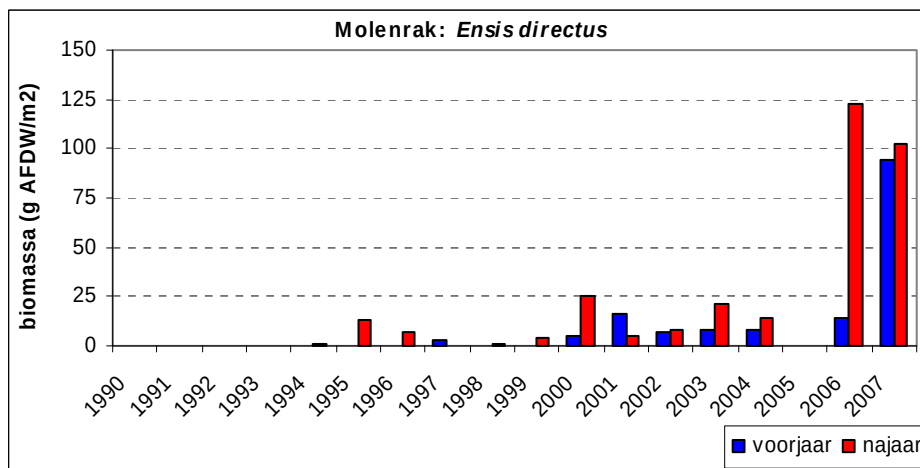
Leefwijze en habitateisen

De habitateisen van de Amerikaanse zwaardschede zijn gebaseerd op de eisen zoals vastgesteld en beschreven in het ecoprofiel van deze soort (Wijsman et al., 2006). Kenmerkend voor de Amerikaanse zwaardschede, ook wel *mesheft* genoemd, is dat deze wordt aangetroffen in zowel de lagere delen van het intergetijdegebied als in het sublitoraal. In het litoraal komen ze voornamelijk bij de laagwaterlijn (-0.95m) voor. Sublitorale populaties prefereren waterdieptes van minder dan 18 meter, maar ook op grotere diepten in de Noordzee zijn mesheften gevonden (Armonies & Reise, 1995). In het algemeen worden de hoogste dichtheden gevonden in het ondiepe litoraal. Er is weinig bekend over de relatie tussen mesheften en zoutgehalte. Mesheften zijn mariene soorten en komen vrijwel niet voor in brakke gebieden in de Westerschelde en de monding van het Haringvliet. In de Marlin database (www.marlin.ac.uk) wordt *Ensis spp.* aangeduid als een mariene soort die voorkomt bij een range in zoutgehaltes tussen 30‰ en 40‰ (Wijsman et al, 2006).

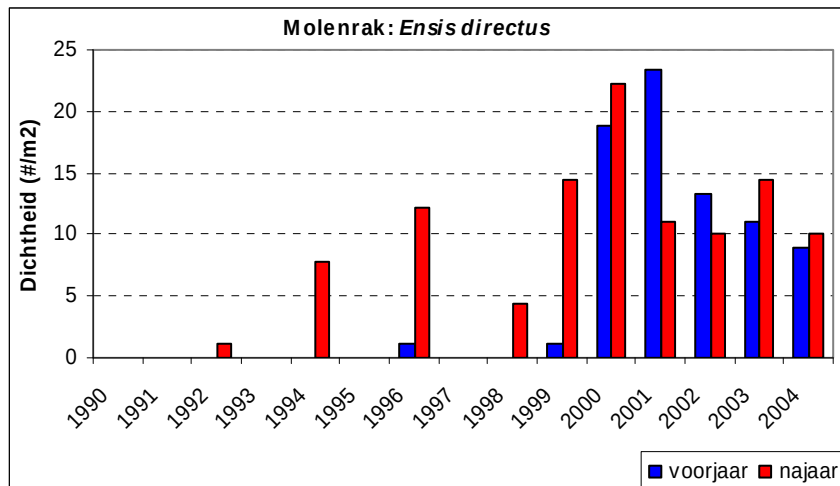
Voorkomen in het studiegebied

Uit de litorale kokkelsurveys in de Nederlandse kustwateren (o.a. de Waddenzee) uitgevoerd door IMARES, is gebleken dat de Amerikaanse zwaardschede één van de soorten is die, naast de kokkel, in grote aantallen litoraal wordt aangetroffen (Kesteloo et al, 2006). Dit komt overeen met het ecoprofiel van deze soort (Wijsman et al., 2006), waarin staat dat de soort onder andere in de lage delen van het intergetijdegebied voorkomt. Het is daarom zeer waarschijnlijk dat deze soort ook in het litorale deel van het studiegebied in de Waddenzee voor komt.

Uit de gegevens van de sublitorale MWTL bemonsteringen, weergegeven in figuur 4.13, blijkt dat de Amerikaanse zwaardschede in de laatste 2 jaren een sterke toename in biomassa vertoont. Deze data moet wel met enige voorzichtigheid worden geïnterpreteerd omdat het bemonsteren van deze soort grote variaties met zich mee kan brengen (Wijsman et al., 2006). Ondanks de grote variatie is een sterke toename van deze soort in 2006 en 2007 onmiskenbaar. Dit wordt ondersteund door het feit dat deze toename eveneens in de Voordelta is waargenomen (Wijsman et al., 2006). Uit de vergelijking tussen de meetlocaties blijkt dat er enige variatie in zowel de biomassa als dichtheid aanwezig is. De sterke toename van deze soort in 2006 en 2007 is voornamelijk aanwezig op het meetpunt in het studiegebied. In de resultaten van de dichtheid (figuur 4.14) mist de sterke toename van deze soort, omdat de dichtheid tot 2004 is bemonsterd.



Figuur 4.13 Biomassa van Amerikaanse zwaardschedes op de locatie Molenrak.



Figuur 4.14 Dichtheid van Amerikaanse Zwaardschedes op de locatie Molenrak.

Effectbepaling Amerikaanse zwaardschede

Op basis van de bemonsterde biomassa (1990-2007) en dichtheid (1990-2004) van de Amerikaanse zwaardschede kan worden geconcludeerd dat sublitorale deel van het studiegebied in toenemende mate belangrijk is voor deze soort. Omdat deze soort eigenlijk pas sinds drie jaar in grote aantallen aanwezig is in het studiegebied lijkt deze toename samen te gaan met de afname van de kokkel en het nonnetje in die periode. Omdat de sterke toename in 2006 en 2007 op het meetpunt in het studiegebied groter is dan in de meetpunten buiten het studiegebied kan er worden geconcludeerd dat het studiegebied in hoge mate een geschikte habitat biedt voor de Amerikaanse zwaardschede. Dit geldt ook voor het litorale deel van het studiegebied, al is de mate waarin dit deel van het studiegebied voor deze soort belangrijk is, niet gekwantificeerd. Hoewel de soort dus een belangrijke rol lijkt te spelen in het studiegebied zal de soort niet worden meegenomen. Door de aparte bemonsteringstechniek (Wijsman et al., 2006) voor de soort ontbreken voldoende data om een bruikbaar voorspelmodel te ontwikkelen (Kater et al., in concept). Daarom zal de soort verder niet in de effectbepaling worden meegenomen.

4.2.6 Draadworm (*Heteromastus filiformis*)

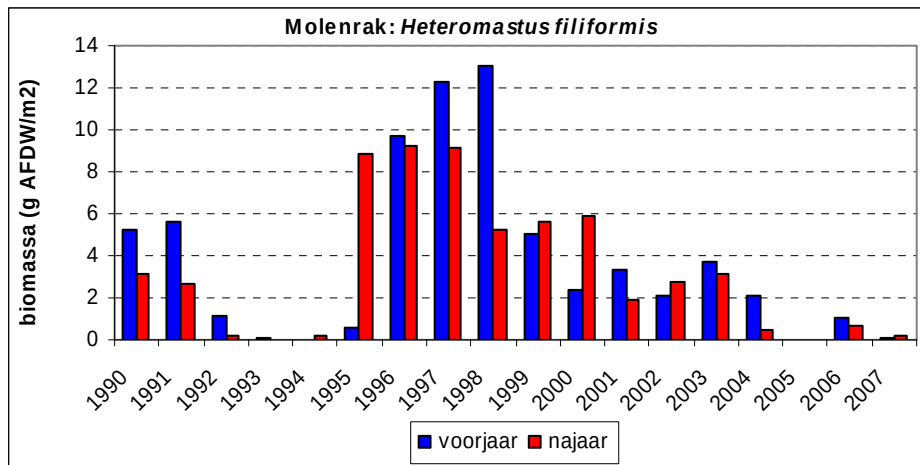
Leefwijze en habitateisen

De habitateisen van de draadworm zijn gebaseerd op de eisen zoals vastgesteld en beschreven in het ecoprofiel van deze soort (Bijkerk et al., 1996). *Heteromastus sp.* is een polychaet die permanent in de bodem leeft. De soort is een subsurface deposit feeder. Het voorkomen van *Heteromastus* is onafhankelijk van de droogvalduur. Als optimale diepte wordt een diepte tussen -2 meter en -4 meter genoemd. De saliniteitsrange ligt tussen de 10 en 34‰.

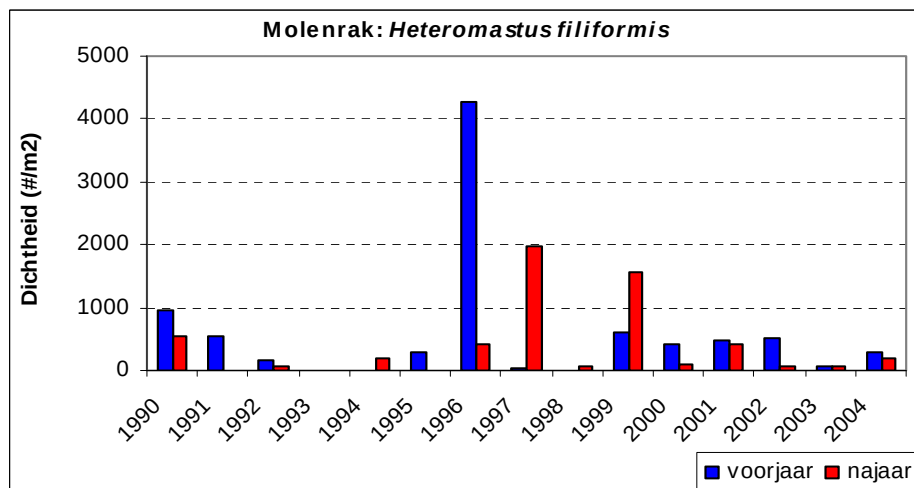
Voorkomen in het studiegebied

Op basis van de sublitorale MWTL gegevens (zie bijlage D) vertoont de draadworm duidelijke verschillen tussen de locaties S1, S2 en S3. De biomassa op de meetlocatie Scheurrak is slechts een paar procent van de biomassa gemeten op de locatie Molenrak. Op de locatie Javaruggen is de biomassa ongeveer de helft van de biomassa op de

locatie Molenrak (zie bijlage D). Figuur 4.15 laat zien dat de locatie Molenrak een piek in biomassa van de draadworm rond 1998 heeft, waarbij de hoogste biomassa soms in het voorjaar en soms in het najaar gemeten is. Dit is in tegenstelling met de biomassa's van de schelpdieren die over het algemeen in het najaar een hogere biomassa hebben. Ook deze soort laat een afname in de laatste jaren zien. Deze afname kan tijdelijk zijn, aangezien vergelijkbare lage aantallen ook in de periode 1993-1995 aanwezig waren. De resultaten van de dichtheid van deze soort (figuur 4.16) geven een vergelijkbaar beeld met de biomassa.



Figuur 4.15 Biomassa van draadwormen op de locatie Molenrak.



Figuur 4.16: Dichtheid van draadwormen op de locatie Molenrak.

Effectbepaling draadwormen

Op basis van de bemonsterde biomassa (1990-2007) en dichtheid (1990-2004) van de draadworm kan geconcludeerd worden dat het studiegebied, in vergelijking met de monsterpunten buiten het studiegebied, gezien de relatief hoge biomassa een belangrijke habitat voor deze soort vormt. De soort zal worden meegenomen in de effectbepaling.

4.2.7 Zagers (*Nereis* sp.)

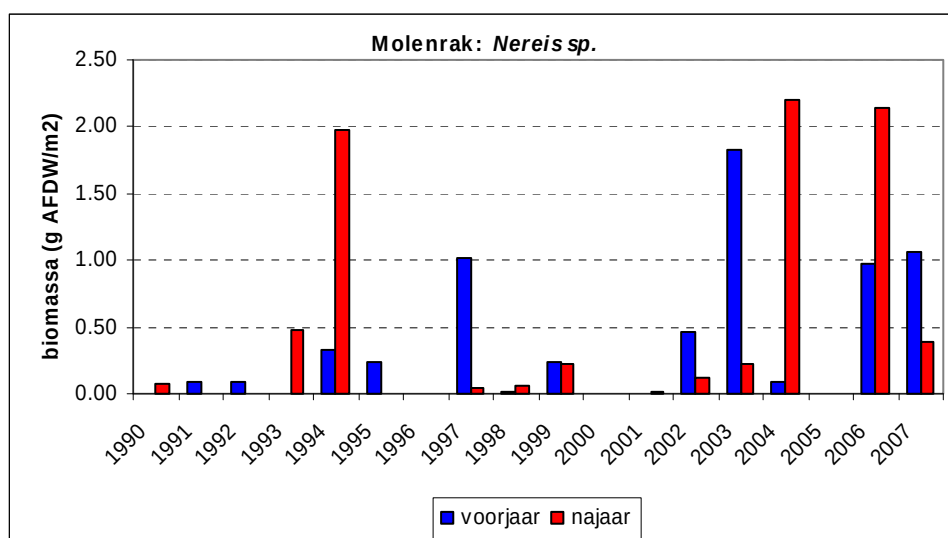
Habitat en leefwijze

De zagers *N. diversicolor* en *N. virens* zijn wijdverspreid en komen in grote dichtheden in het ondiepe slikkige en zandige deel van de Nederlandse kustzone voor. Deze soorten komen voor in de intergetijdzone van 0 tot ongeveer 2 meter diepte (Miron & Kristensen, 1993). Afhankelijk van de soort, graven zagers zich in het sediment in tussen een diepte van 20 cm (*N. diversicolor*) en 40 cm (*N. virens*) met een opening naar buiten voor de uitwisseling van water en sediment (Davey, 1994). De soort haalt over het algemeen zijn voedsel uit sediment en predeert op de resten van algen en organismen rond de opening van het hol, maar *N. diversicolor* kan ook door middel van filter-feeding voedsel vergaren (Riisgard, 1994).

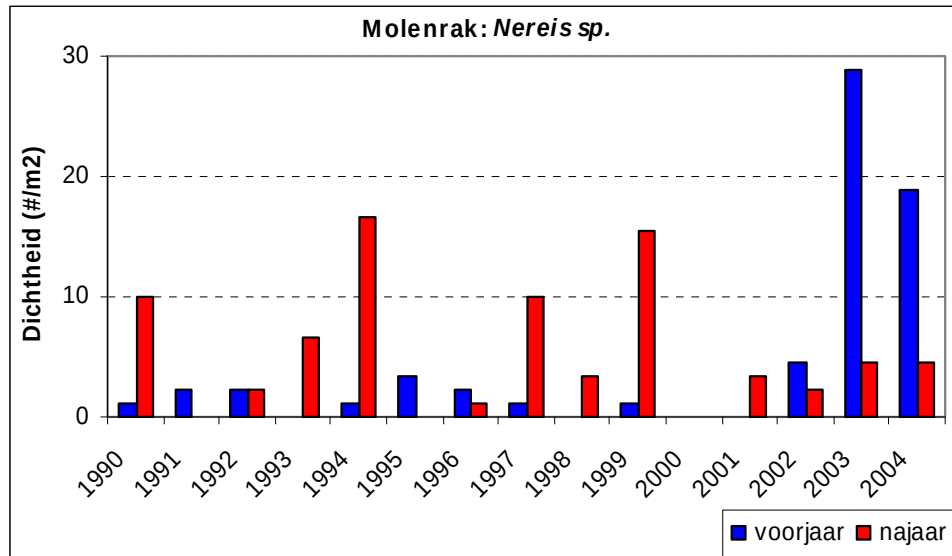
Voorkomen in het studiegebied

Uit de literatuur blijkt dat de soort tot maximaal 2 meter diepte voorkomt, wat betekent dat deze soort voornamelijk in het litorale gebied voorkomt. De soort kan tot een dichtheid van 4000 individuen per vierkante meter voorkomen (Kristensen, 1988) en het is dan ook zeer waarschijnlijk dat deze soort in het litorale deel van het studiegebied voor komt. Hoewel in het studiegebied een hoge dichtheid van *Nereis* sp. verwacht wordt, is dit niet gekwantificeerd.

Uit de gegevens van de sublitorale MWTL bemonsteringen (zie bijlage C), weergegeven in figuur 4.17, blijkt dat de soorten behorende tot de groep Zagers slechts zeer beperkt in het studiegebied voorkomen. De aanwezigheid varieert over de jaren, waarbij afwisselend het voorjaar of najaar een hogere biomassa vertonen. De meetlocatie in het studiegebied vertoont de laagste biomassa, echter het verschil met meetlocatie S2 is slechts klein. Opvallend is dat meetlocatie S1 een sterke toename in biomassa vanaf 1999 vertoont, op de meetlocatie in het studiegebied is dit in mindere mate ook het geval. Uit figuur 4.18 blijkt dat dichtheid een vergelijkbaar beeld oplevert als biomassa.



Figuur 4.17: Biomassa van zagers op de locatie Molenrak.



Figuur 4.18: Dichtheid van zagers op de locatie Molenrak.

Effectbepaling zagers

Vanuit de wetenschappelijke literatuur ontstaat het beeld dat zagers vooral in het intergetijdengebied zullen voorkomen. Dit beeld wordt door de sublitorale survey in het studiegebied bevestigd. Deze soort zou in de effectbepaling meegenomen moeten worden. De dataset die wordt gebruikt voor de voorspelmodellen voor de effectbepaling bevat echter zo weinig gegevens over deze soort dat het niet mogelijk bleek een voorspelmodel te ontwikkelen. Daarom worden effecten op de soort verder niet geanalyseerd.

4.2.8 Slijkgarnaaltje (*Corophium volutator*)

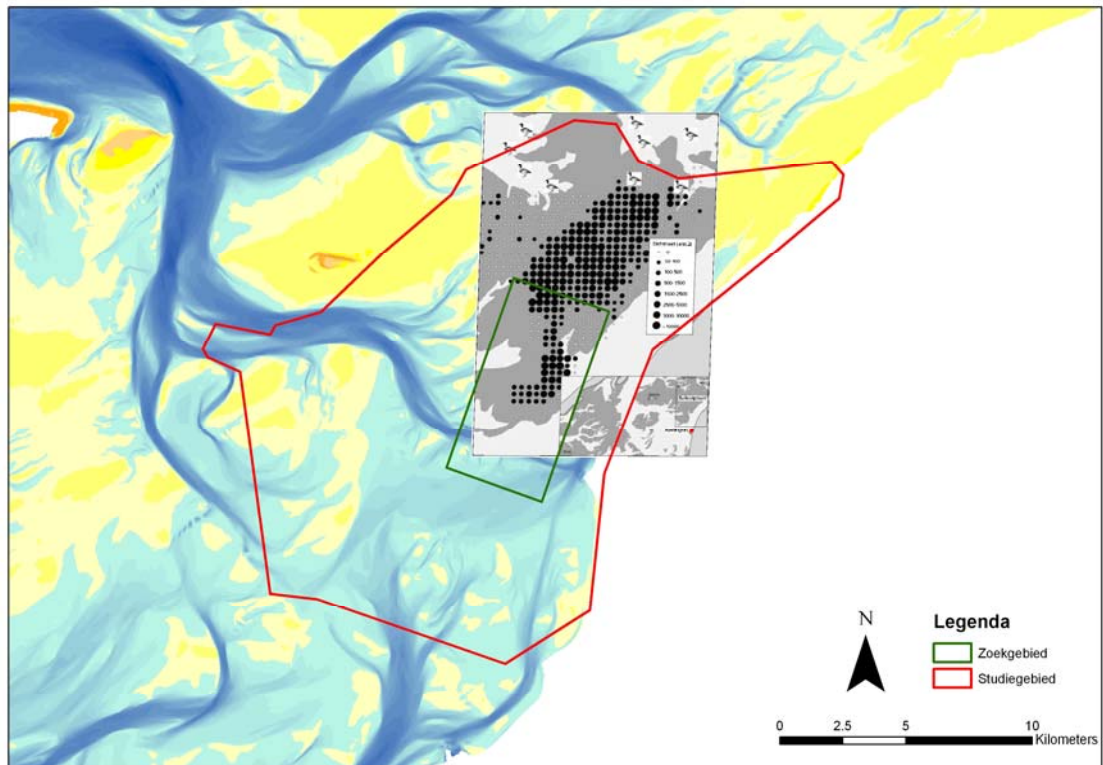
Leefwijze en habitateisen

Corophium volutator is een amphipode die leeft in het sediment. De soort graaft daar U-vormige tunnels tot een diepte van 5 cm. *Corophium* is vooral een soort van het intergetijdengebied. De bovengrens van voorkomen in de Waddenzee ligt rond het hoogwater bij doodtij (Beukema & Flach, 1995). Als ondergrens kan qua habitat de ondergrens van het intergetijdengebied worden gehanteerd, maar de verspreiding naar de laagste delen wordt vaak tegengegaan door andere organismen zoals de wadpier en de kokkel (Beukema & Flach, 1995). *Corophium volutator* is een soort met een brede zouttolerantie die loopt vanaf een saliniteit van 2‰ (Mills & Fish, 1980). Er kan geen relatie worden aangetoond tussen de dichtheid van deze soort en de mediane korrelgrootte of slibgehalte in estuaria in Engeland (Hughes & Gerdol, 1997), maar het is wel bekend dat de soort slibrijke sedimenten prefereert (Beukema & Flach, 1995).

Voorkomen in het studiegebied

Kraan et al. (2006) hebben gevonden dat het slijkgarnaaltje in hoge dichtheden voorkomt in het noordelijke deel van het studiegebied. Deze gegevens zijn met het studiegebied weergegeven in *figuur 4.19* (grijze inzet is data Kraan et al. 2006). De schaal van de dichtheid loopt van 0 tot >10.000. Hoewel er geen gedetailleerde dichtheden uit dit figuur zijn af te leiden is wel duidelijk dat de hoogste dichtheid zich

in het noordelijke deel van het studiegebied bevindt. De dichtheid op de plaats van het meetpunt Molenrak in het studiegebied valt niet uit deze kaart af te leiden, aangezien dit punt buiten de bemonsteringen van Kraan et al. (2006) valt.



Figuur 4.19: Verspreiding van de slijkgarnaal *Corophium volutator* op de Ballastplaat in 2003.

De sublitorale bemonsteringen in het studiegebied (MWTL gegevens, zie bijlage C) bevestigen dat het slijkgarnaaltje hier nauwelijks voorkomen. De soort is slechts één keer waargenomen.

Effectbepaling slijkgarnaaltjes

Op de droogvallende platen in het studiegebied wordt *Corophium volutator* in hoge dichtheden aangetroffen. Deze soort zou in de effectbepaling meegenomen moeten worden. De dataset die wordt gebruikt voor de voorspelmodellen voor de effectbepaling bevat echter zo weinig gegevens over deze soort dat het niet mogelijk bleek een voorspelmodel te ontwikkelen. Daarom worden effecten op de soort verder niet geanalyseerd.

4.2.9 Wadslakje (*Hydrobia ulvae*)

Leefwijze en habitateisen

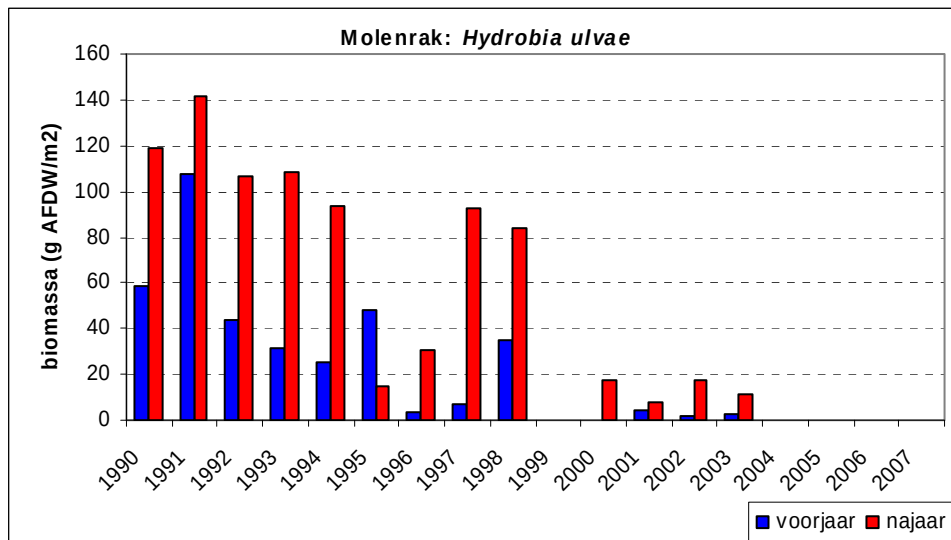
Het wadslakje leeft op slikbodems in ondiep water in en net onder het litoraal. De soort is bestand tegen verlaagde zoutgehaltes tot ongeveer 10‰. Wadslakjes voeden zich met kiezelalgen, maar ze eten ook algen, bacteriën en detritus. Zelf vormen ze een belangrijke voedselbron voor vele andere organismen, zoals vogels en vissen.

Voorkomen in het studiegebied

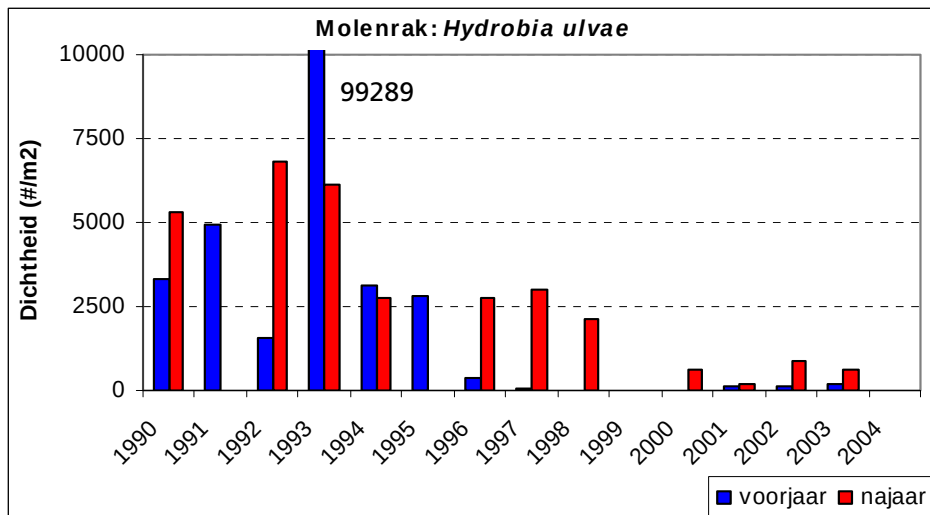
Uit monitoringgegevens van het NIOZ blijkt dat het wadslakje litoraal in grote dichtheden voor kan komen, maar dat er grote variatie tussen verschillende jaren kan optreden (Kraan et al., 2008). Ook is gebleken dat het wadslakje alleen in grote dichtheden op droogvallende platen kan voorkomen in enigszins beschutte gebieden (Essink, 2005). Hoewel de aanwezigheid van het wadslakje in het litorale deel van het studiegebied niet gekwantificeerd is, is het waarschijnlijk dat deze soort hier aanwezig is.

Uit de gegevens van de sublitorale MWTL bemonsteringen (zie bijlage C) blijkt dat de biomassa van het wadslakje verschilt tussen de drie bemonsterde locaties. Hoewel de biomassa op het monsterpunt in het studiegebied iets lager is dan op meetpunt S1, zijn de verschillen hiertussen beperkt. Meetpunt S2 vertoont wel een duidelijk lagere biomassa. Opvallend is dat zowel op meetpunt S2 als meetpunt S3 de biomassa vanaf 2000 sterk afneemt, maar dat dit op locatie S1 niet het geval is. Uit figuur 4.20 blijkt dat de soort over het algemeen in het najaar meer voorkomt dan in het voorjaar. Uit figuur 4.21 blijkt dat alledrie de bemonsterde locaties een grote piek in de dichtheid in het voorjaar van 1993 vertonen, echter op de meetlocatie S2 is deze een factor 5 lager dan de piek op meetlocatie S1. Deze grote pieken in dichtheid zijn niet terug te zien in de biomassa van het voorjaar van 1993, wat aangeeft dat de hoge dichtheden vooral door de bemonstering van juvenielen veroorzaakt zijn.

Op basis van de biomassa kan geconcludeerd worden dat de aanwezigheid van het wadslakje op de meetlocatie in het studiegebied, hoewel iets lager, vergelijkbaar is met meetlocatie S1 buiten het studiegebied. Echter, er zijn wel verschillen waargenomen tussen beide punten buiten het studiegebied, waarbij er op meetlocatie S2 een sterke afname vanaf 2000 is waargenomen. Deze verschillen tussen S1 en S2 geven aan dat het meetpunt in het studiegebied (S3) wat betreft de aanwezigheid van het wadslakje niet volledig vergelijkbaar is met beide meetpunten buiten het studiegebied.



Figuur 4.20: Biomassa van wadslakjes op de locatie Molenrak.



Figuur 4.21: Dichtheid van wadslakjes op de locatie Molenrak.

Effectbepaling Wadslakjes

Op basis van de sublitorale macrobenthosbemonsteringen blijkt dat de dichtheid van het wadslakje in het studiegebied af is genomen tot zeer lage dichtheden. Omdat de soort waarschijnlijk ook in hoge dichtheden in het litorale deel van deel van het studiegebied kan voorkomen wordt deze soort wel in de effectbepaling meegenomen.

4.3 Vogels

Er zijn negentien geselecteerde vogels (zie § 3.4) komende uit de groep van zee-eenden en van vogels die op de platen foerageren. In bijlage E is uiteengezet hoe in het MWTL programma de zee-eenden worden gemeten. Bijlage F geeft een overzicht over de uitgevoerde laagwatertellingen op de Ballastplaat. In bijlage G staat tot slot een overzicht van de hoogwatertellingen uitgevoerd in de buurt van het studiegebied.

4.3.1 Eidereenden

Leefwijze en habitat

In Nederland is de Eidereend wintergast en doortrekker, met grote aantallen tussen juli en april. Daarnaast is de soort een talrijke broedvogel.

Het oorspronkelijke menu van Eidereenden bestond uit kokkels, mosselen, aangevuld met alikruiken, strandkrabben en 's winters zeesterren. De laatste decennia worden nieuwe prooien als halfgeknotte strandschelp en Amerikaanse zwaardschede steeds meer als belangrijke voedselbron genoemd (Leopold et al., 2001). Eidereenden foerageren zowel in het intergetijdegebied als in het sublitoraal. Het meeste voedsel wordt duikend in het sublitoraal verzameld. Ze hebben een uitgesproken voorkeur voor ondiep water. De meeste schelpdieren worden op een diepte van minder dan 3 meter gevangen. Als maximale duikdiepte wordt 10 meter genoemd.

Overwinterende Eidereenden blijven op zee, in de nabijheid van hun voedselgebied, wanneer zij niet foerageren (Kersten et al., 2006).

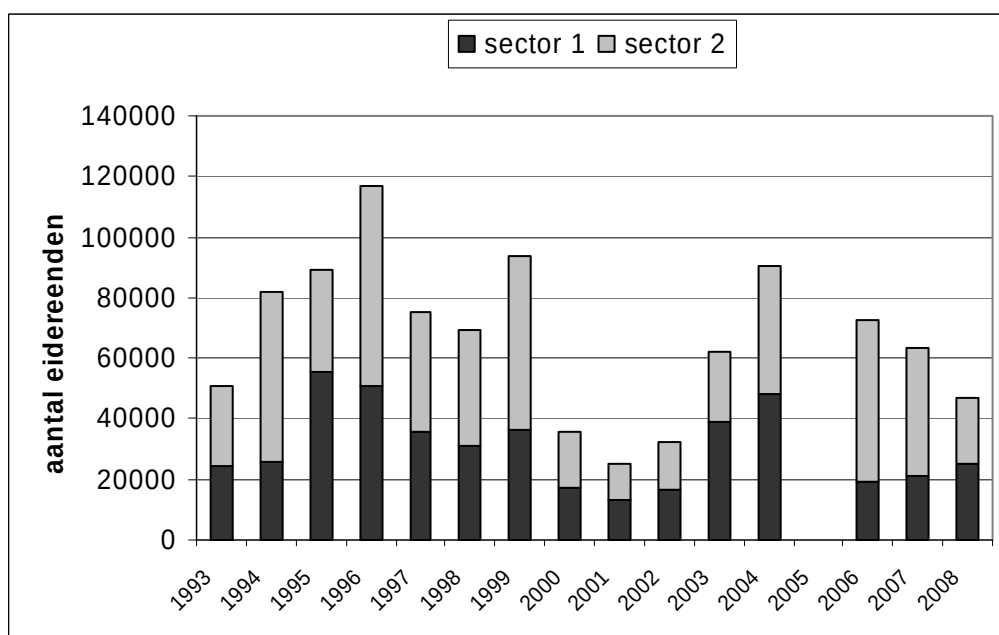
Eidereenden in en rondom het studiegebied

Belang van het gebied rondom het studiegebied

De winterpopulatie van Eidereenden in Noord-west Europa bestaat uit ongeveer 2 miljoen individuen. Daarvan overwinteren 90.000-130.000 individuen in de Nederlandse kustwateren (Kersten et al., 2006). Gemiddeld 75.000 hiervan bevinden zich in de Waddenzee, waarvan gemiddeld 47% in sector 1 (Arts, 2008).

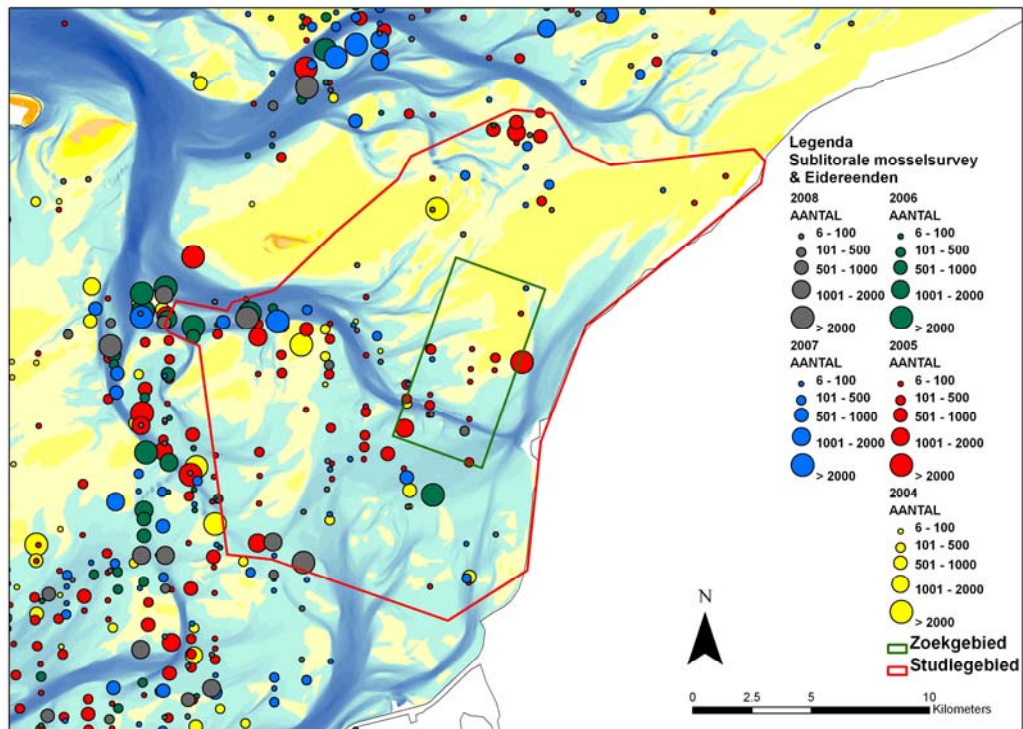
Eidereenden in het studiegebied

Het aantal Eidereenden dat in de midwinter in de sectoren 1 en 2 (zie bijlage E) wordt geteld varieert van jaar tot jaar, waarbij 2005 ontbreekt, omdat in dat jaar geen volledige telling is uitgevoerd. Figuur 4.22 laat het jaarverloop in beide sectoren zien.



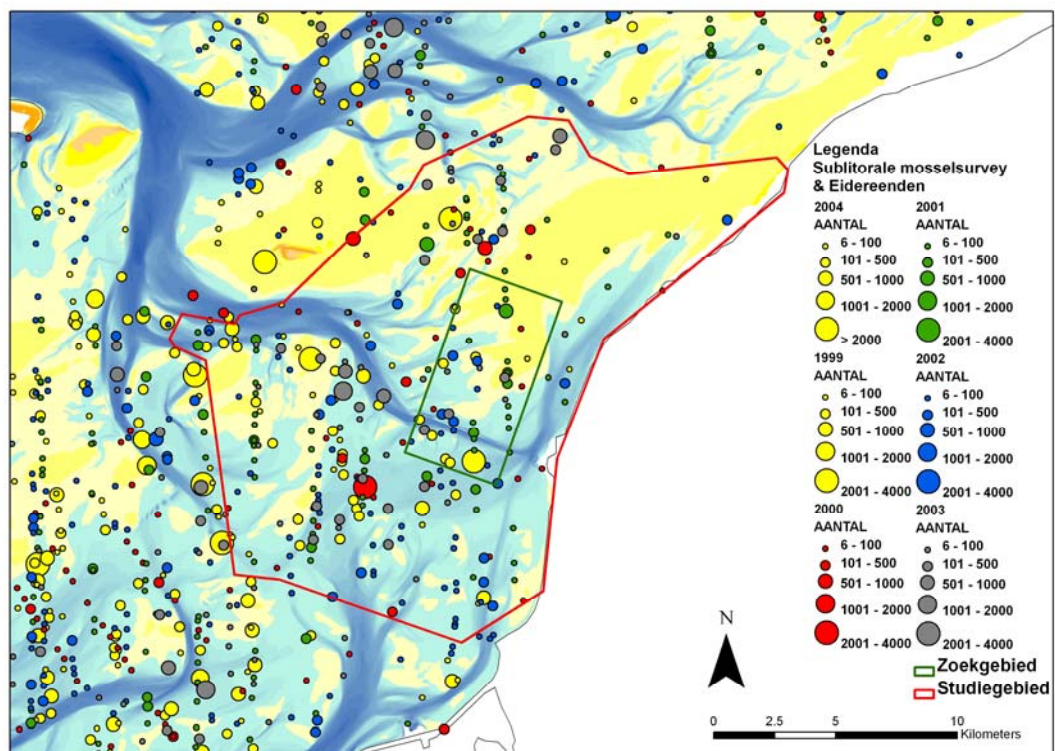
Figuur 4.22: Eidereenden in sector 1 en 2 in de winters van 1993-2008.

Sector 1 en 2 beslaan een groot gebied. Met behulp van de aangeleverde vliegtuigtellingen is een kaart gemaakt van het voorkomen van Eidereenden in het studiegebied. Figuur 4.23 laat de resultaten zien. In de afgelopen vijf jaar zijn er telkens Eidereenden gezien in dit gebied, waarbij de groepen soms (2005, 2006) een grootte van meer dan 2000 individuen bevatte.



Figuur 4.23: Eidereenden in en rond het studiegebied in de winters van 2004-2008.

De vijf jaar voor 2004 laten een vergelijkbaar beeld zien (figuur 4.24). Ook in deze periode worden elk jaar Eidereenden gezien en in sommige jaren zijn de groepen groter dan 2000 individuen.

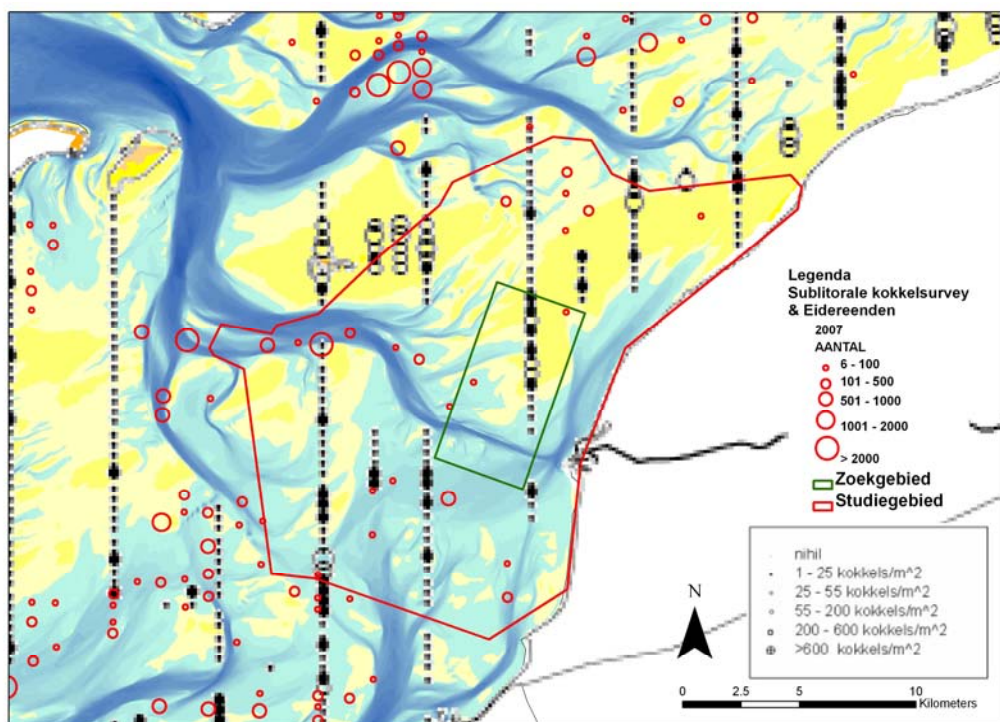


Figuur 4.24: Eidereenden in en rond het studiegebied in de periode 1999-2003.

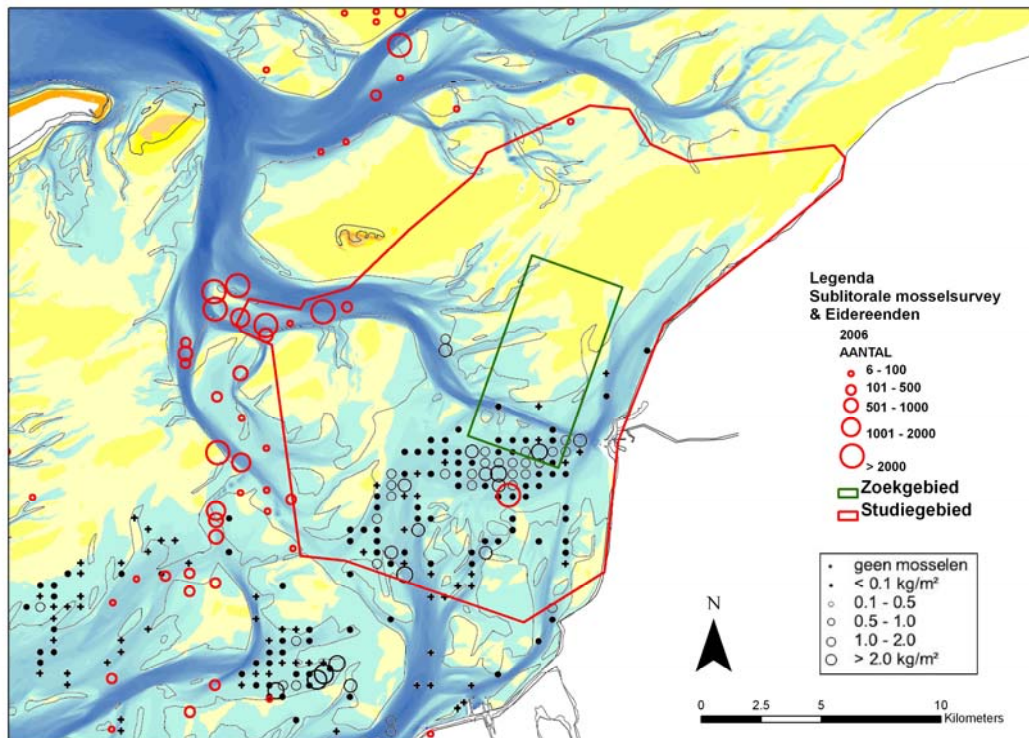
Relatie Eidereenden, mosselen en kokkels

Om te onderzoeken of er op basis van de beschikbare data een relatie gelegd kan worden tussen de sublitorale kokkel- en mosselstand en het voorkomen van de Eidereend zijn de kokkel- en mosselsurveys (uitgevoerd door IMARES) gecombineerd met de Eidereendstand voor de afzonderlijke jaren van 2004 tot en met 2007. Er is getracht deze relatie te leggen omdat kokkels en mosselen de voornaamste voedselbron van de Eidereend vormen omdat vooral deze schelpdieren in hoge dichtheden dan wel biomassa in de Waddenzee voorkomen (Kats, 2007). De analyse heeft zich niet beperkt tot het studiegebied maar is voor een groter deel van de Waddenzee uitgevoerd. De dichtheden van de kokkels en de Eidereend zijn samen weergegeven in figuur 4.25 en de dichtheden van de sublitorale mosselen en de Eidereend zijn samen weergegeven in figuur 4.26. Hierbij is gekozen voor de data van de kokkelsurvey uit het jaar 2007 en de mosselsurvey uit 2006. Deze jaren geven eveneens een representatief beeld voor de voorgaande jaren.

Hoewel de Eidereend voornamelijk foerageert op kokkels en mosselen is dit niet uit de data van de surveys van IMARES af te leiden. Dit kan veroorzaakt worden doordat de schelpdiersurveys in mei worden uitgevoerd terwijl de tellingen van de Eidereend in januari hebben plaatsgevonden, of door de variatie in de kokkel- en mosselstand over de jaren. Daarnaast is het mogelijk dat de getelde Eidereenden niet aan het foerageren waren maar in het gebied rusten of voedsel verteren. Ook moet er worden opgemerkt dat de sublitorale mosselstand in 2008 sterk is afgenomen ten opzichte van de jaren ervoor. De Eidereend vertoont deze afname (nog) niet. Dit kan mogelijk verklaard worden doordat de Eidereend steeds vaker op de Amerikaanse zwaardschede (*Ensis directus*) foerageert (Kats, 2007), een schelpdiersoort die de laatste jaren een sterke toename in het Waddengebied vertoont (maar waarvoor geen gebiedsdekkende survey beschikbaar is).



Figuur 4.25: Kokkelsurvey (dichtheid) van IMARES gecombineerd met de Eidereendstand in 2007.



Figuur 4.26: Sublitorale mosselsurvey van IMARES gecombineerd met de Eidereendstand in 2006.

Effectbepaling Eidereenden

Gezien het voorkomen van de soort is het studiegebied van belang voor Eidereenden. Voor het vaststellen van veranderingen in habitat voor de Eidereend zelf is, gezien de foerageerwijze, de diepte de belangrijkste factor. In de effect bepaling zal gekeken worden hoe de arealen tussen 0 en -3 meter veranderen, en hoe de arealen tussen -3 meter en -10 meter veranderen. Dit zegt iets over potentieel gebied waar naar voedsel kan worden gedoken, maar nog niets over de aanwezigheid van voedsel. Dat zal af te leiden zijn van de effecten op mosselen, kokkels en Amerikaanse zwaardschedes.

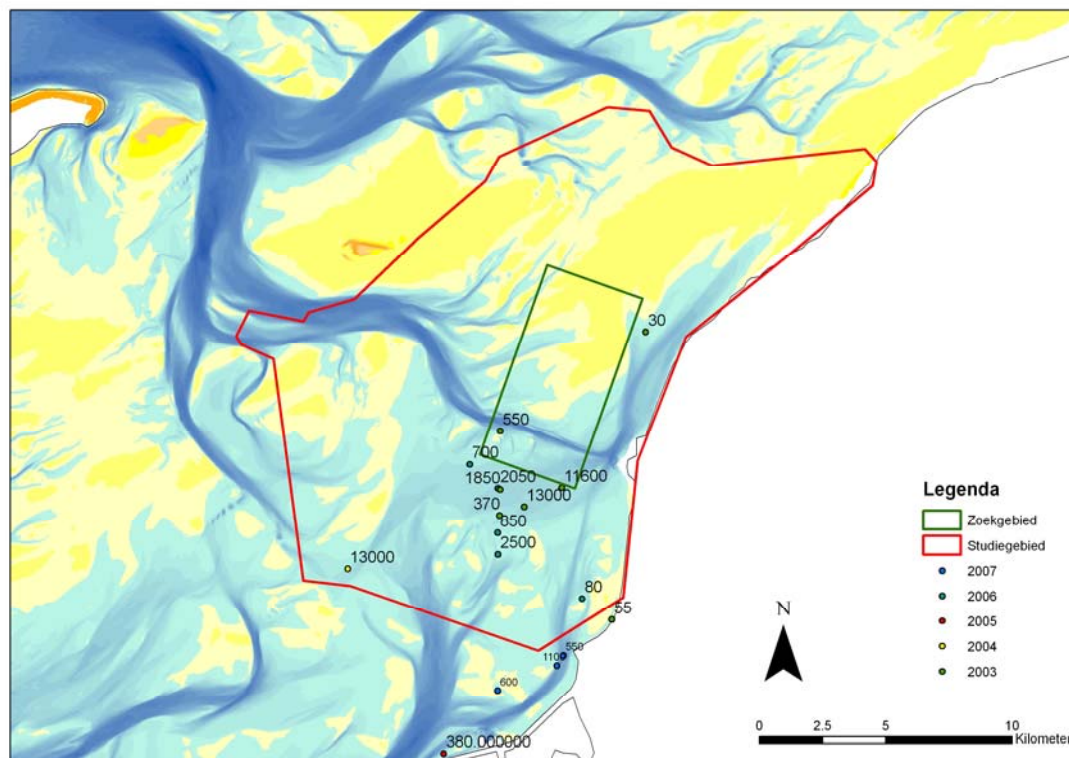
4.3.2 Toppereenden

Leefwijze en habitat

Toppereenden overwinteren in Nederland en zijn doortrekkers. Grote aantallen (>1000) worden de laatste jaren alleen waargenomen in het IJsselmeer en het Waddengebied (www.sovon.nl). 'S Winters bestaat het voedsel voor 80% uit schelpdieren, in zout water met name mosselen. Toppereenden foerageren zowel overdag als 's nachts. De prooidieren (meestal kleiner dan 25 mm) worden duikend van- en uit het substraat gehaald en met schelp en al gegeten. De schelpen worden in de maag gekraakt. Doorgaans foerageren Toppereenden in water tot een diepte van 4.5 m. Vaak is er bij de Toppereend geen sprake van een ruimtelijke scheiding tussen foerageer en rustgebied. Rustende Toppereenden bevinden zich over het algemeen ver uit de oever (Kersten et al., 2006)

Toppereenden in en rond het studiegebied

In het studiegebied worden tijdens de wintertellingen (zie bijlage E) regelmatig groepen Toppereenden waargenomen. Zoals figuur 4.27 laat zien bevinden zij zich altijd boven het sublitorale deel van het studiegebied.



Figuur 4.27: Toppereenden in het studiegebied waargenomen in de winters tussen 2003 en 2008. In 2004, 2005 en 2007 zijn er geen Toppereenden in het gebied gezien; de getallen geven de grootte van de waargenomen groepen weer.

Wanneer het aandeel van het aantal waargenomen Toppereenden in het studiegebied van het totaal wordt beschouwd (tabel 4.1) blijkt dat van jaar tot jaar veel te verschillen. Soms wordt geen enkele Toppereend in het studiegebied waargenomen, in andere jaren de helft of meer van het totaal aantal Toppereenden in het Waddengebied.

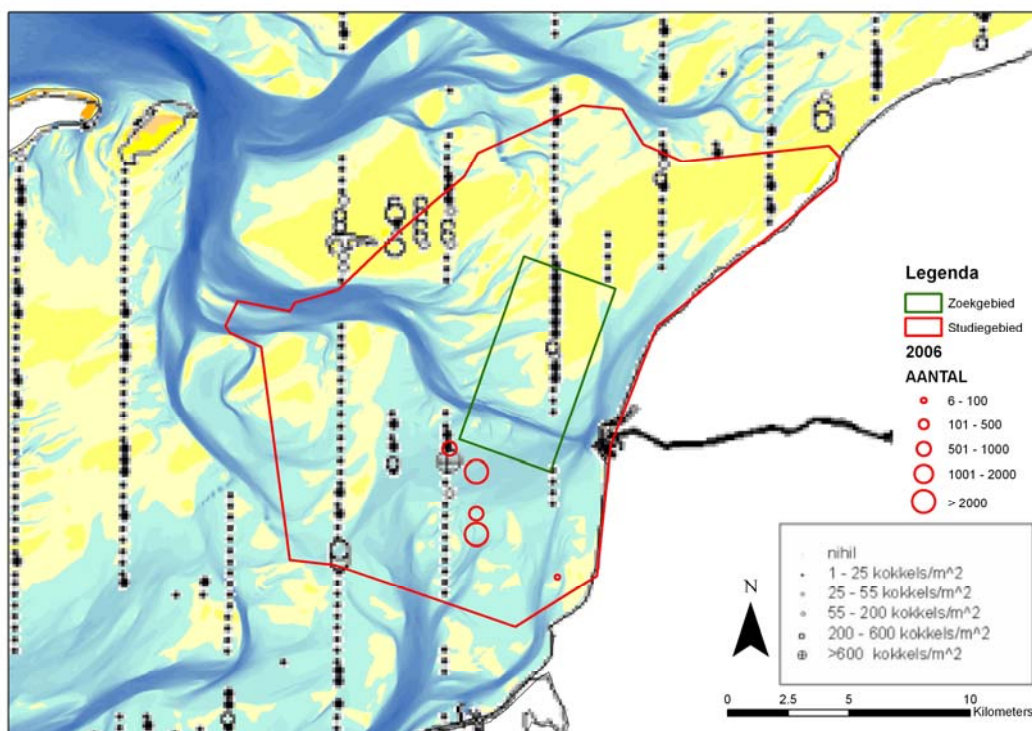
Tabel 4.1: Aantal Toppereenden in het Waddengebied, in het studiegebied en het procentuele aandeel van het studiegebied in het totaal

jaar	totaal	studiegebied	%
2003	28105	27400	97%
2004	16305	0	0%
2005	560	0	0%
2006	15693	3600	23%
2007	2250	0	0%
2008	7540	3750	50%

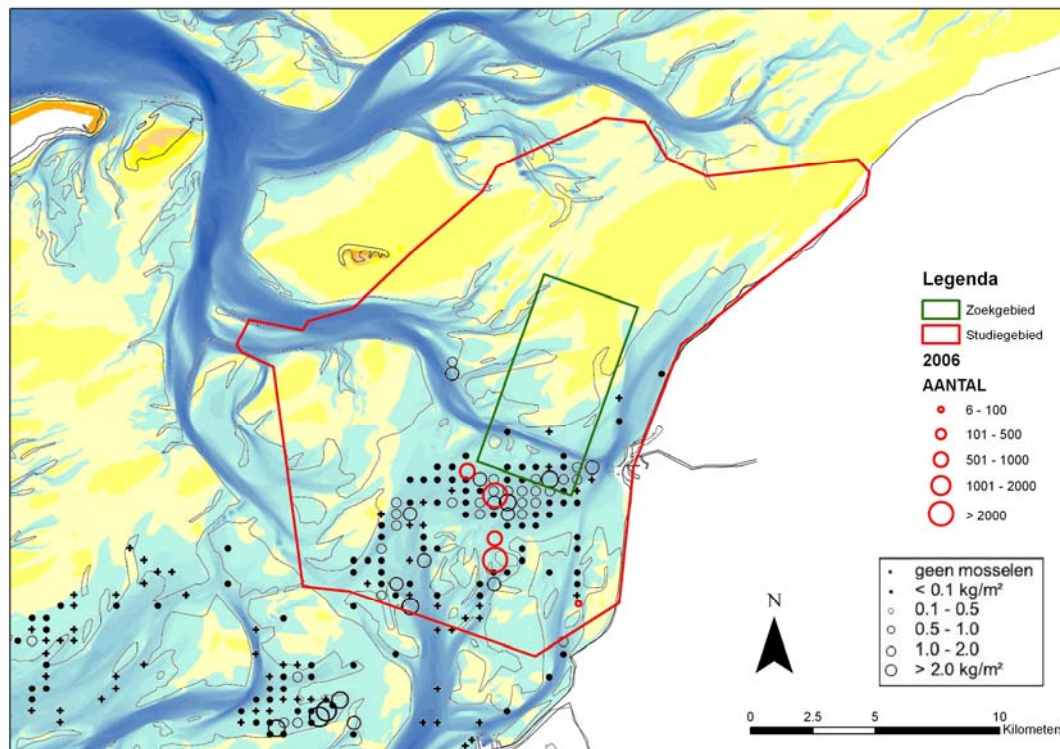
Relatie Toppereenden, mosselen en kokkels

Om te onderzoeken of er op basis van de beschikbare data een relatie gelegd kan worden tussen de sublitorale kokkel- en mosselstand en het voorkomen van de Toppereend zijn de kokkel- en mosselsurveys (uitgevoerd door IMARES) gecombineerd met de Toppereendstand voor de afzonderlijke jaren van 2004 tot en met 2007. Er is getracht deze relatie te leggen omdat kokkels en mosselen de voornaamste voedselbron van de Toppereend vormt. De dichtheden van de kokkels en de Toppereend zijn samen weergegeven in figuur 4.28 en de dichtheden van de sublitorale mosselen en de Toppereend zijn samen weergegeven in *figuur 4.29*. Er is voor beide analyses gekozen voor data uit het jaar 2006 omdat de Toppereend in dit jaar in een hoge dichtheid in het studiegebied voorkwam.

De Toppereend komt vrijwel alleen voor boven het sublitorale deel van de Waddenzee. Omdat de hoge dichtheden van de Toppereend in grote lijnen overeen komt met de locatie waar hoge kokkel- en mosseldichtheden zijn gevonden, lijkt er een relatie tussen beide te bestaan. Echter, in 2007 is deze relatie niet gevonden, wat veroorzaakt kan worden door de lage dichtheid van de Toppereend in dat jaar, of de variatie in de kokkel- en mosselstand over de jaren. Ook moet er worden opgemerkt dat de schelpdiersurveys in mei zijn uitgevoerd terwijl de tellingen van de Toppereend in januari hebben plaatsgevonden.



Figuur 4.28: Kokkels (IMARES) en Toppereenden (MWTl) in 2006.



Figuur 4.29: Sublitorale mosselen (IMARES) en Toppereenden (MWTL) in 2006.

Effectbepaling Toppereenden

De Toppereend komt vrijwel alleen voor boven het sublitorale deel van de Waddenzee. In sommige jaren wordt de gehele populatie Toppereenden in het gebied gevonden, in andere jaren slechts een klein deel. Het gebied is zonder meer van belang voor Toppereenden. Voor het vaststellen van veranderingen in habitat voor de Toppereend zelf is de diepte de belangrijkste factor. In de effectbepaling zal gekeken worden hoe de arealen tussen 0 en -4.5 meter veranderen. Dit zegt iets over potentieel gebied waar naar voedsel kan worden gedoken, maar nog niets over de aanwezigheid van voedsel. Dat zal worden afgeleid van de effecten op mosselen en kokkels.

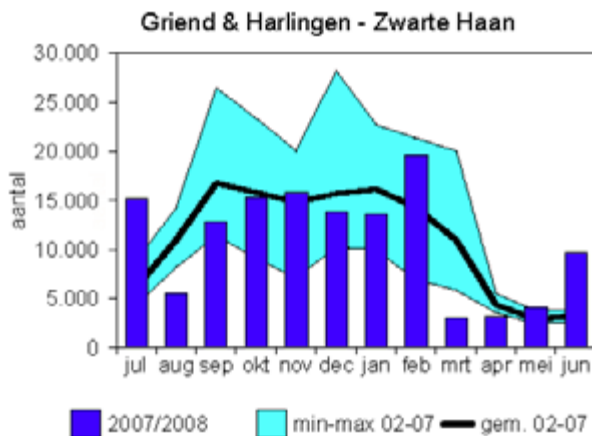
4.3.3 Scholekster

Leefwijze en habitat

De Scholekster foerageert voornamelijk op droogvallende platen in het intergetijdegebied. Het voedsel bestaat voornamelijk uit mosselen en kokkels (van der Kam et al., 1999). Omdat deze, relatief grote prooien, zich vooral in de onderste helft van de getijdezone bevinden, is dit ook de plaats waar de Scholekster voornamelijk foerageert (Zwarts et al., 1996). Hierdoor moet deze soort noodgedwongen langer op de hoogwatervluchtplaatsen verblijven dan soorten die op kleinere prooien foerageren, daar het voedsel slechts korte tijd op de droogvallende platen beschikbaar is. Naast mosselen en kokkels worden nog (vele) andere mogelijke voedselbronnen genoemd, waarbij met name diverse schelpdiersoorten en wormen een alternatief vormen. De Scholekster komt voornamelijk in het kustzonegebied voor en de gebieden rond de Waddenzee geldt als een van de belangrijkste broedgebieden (van der Kam et al., 1999).

Voorkomen op hoogwatervluchtplaatsen

Het jaarrond voorkomen van de Scholekster in het gebied is gekarakteriseerd door een trendanalyse op gegevens van de hoogwatervluchtplaatsen (zie bijlage G) op het Griend en bij Harlingen-Zwarte Haan (Postma et al., 2009). In de winterperiode komen de hoogste aantallen voor, maar ook in de zomer wordt de Scholekster op de hoogwatervluchtplaatsen geteld (zie figuur 4.30).



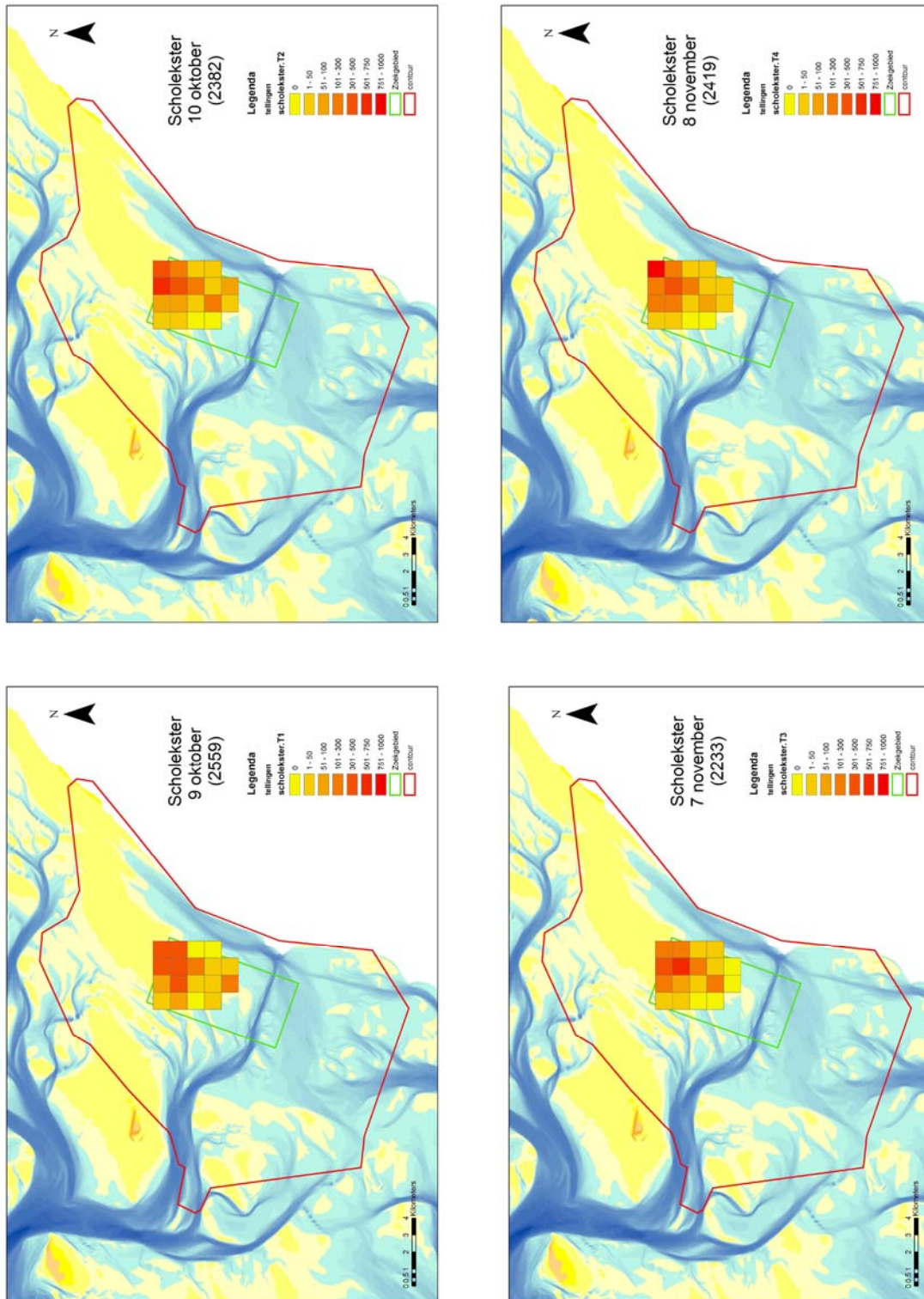
Figuur 4.30: Het voorkomen van de Scholekster op de hoogwatervluchtplaatsen op het Griend en bij Harlingen-Zwarte Haan.

Voorkomen op Ballastplaat bij laagwater

Figuur 4.31 geeft het resultaat van de laagwatertellingen van de Scholekster weer (zie bijlage F). De soort is met een gemiddeld aantal van 2398 individuen per dag in het studiegebied waargenomen. Hierbij is een afwijking van slechts 133 berekend, wat aan geeft dat de dichtheid op de verschillende teldagen relatief constant was. Dit blijkt ook uit *figuur 4.31*, waarin er geen grote verschillen tussen de dagen en tussen de maanden oktober en november zichtbaar zijn. Eveneens valt op dat de hoogste dichtheden elke keer in het noordoostelijk deel van het telgebied zijn waargenomen.

Effectbepaling Scholeksters

In september tot februari overtijnen ongeveer 15.000 scholeksters op de in de nabijheid van de Ballastplaat gelegen hoogwatervluchtplaatsen. Bij alle tellingen werden zo'n 2500 scholeksters op de Ballastplaat waargenomen. Het gebied speelt duidelijk een belangrijke rol voor deze soort. Bij het bepalen van het effect van de scenario's zal voor Scholeksters worden gekeken naar veranderingen in droogvalduur. Voor de effecten op het voedsel van de Scholekster wordt naar meerdere abiotische parameters gekeken.



Figuur 4.31: Laagwatertellingen in het studiegebied van de Scholekster op 9, 10 oktober en 7, 8 november

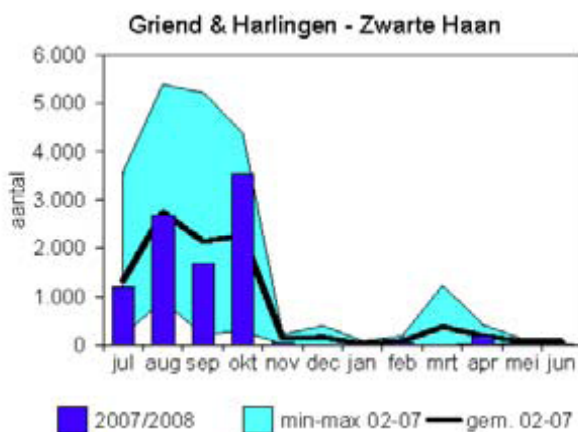
4.3.4 Kluut

Leefwijze en habitat

De Kluut komt vooral voor in de Waddenzee om te broeden en trekt in het najaar naar het zuiden. Een kwart van de Europese populatie broedt in de Nederlandse kustwateren, waarvan een groot deel (5500 paren) in de Waddenzee. Het grootste aantal Kluten komt voor van juli t/m oktober. De Kluut heeft een kenmerkende omhoog gebogen snavel waarmee hij lopende door ondiep water of over slib wormen en ander macrobenthos uit de bodem vangt. De Kluut foerageert niet alleen op drooggevalen gebied maar kan door zijn lange poten ook op ondergelopen platen foerageren. Een zachte slibbige bodem is voor dit foerageergedrag een vereiste. Ook jaagt de Kluut op zicht, waarbij insecten in helder water van de bodem en tussen de vegetatie worden gevangen (van der Kam et al., 1999). De soort kan zowel alleen als in dichte groepen, ook met andere vogelsoorten, foerageren.

Voorkomen op hoogwatervluchtplaatsen

Het jaarrond voorkomen van de Kluut in het gebied is gekarakteriseerd door een trendanalyse op gegevens van de hoogwatervluchtplaatsen (zie bijlage G) op het Griend en bij Harlingen-Zwarte Haan (Postma et al., 2009). Het voorkomen op de hvp's Griend en Harlingen – Zwarte Haan laat zien dat de soort vooral tussen juli en oktober in hoge aantallen geteld wordt en dat de soort in de wintermaanden niet of nauwelijks aanwezig is.



Figuur 4.32: Het voorkomen van de Kluut op de hoogwatervluchtplaatsen op het Griend en bij Harlingen-Zwarte Haan.

Voorkomen op Ballastplaat bij laagwater

De Kluut is niet tijdens de laagwatertellingen op de Ballastplaat waargenomen (zie bijlage F). Dit komt omdat de soort in het najaar naar het zuiden trekt, zoals blijkt uit figuur 4.32, en uit de tellingen die eind oktober en begin november zijn uitgevoerd. Hierdoor is er geen relatie tussen het voorkomen op de Ballastplaat en de droogvalduur van deze soort bepaald.

Effectbepaling Kluut

Omdat de Kluut vanwege het seizoen niet tijdens de laagwatertellingen op de Ballastplaat is waargenomen, wordt de effectbepaling van deze soort gebaseerd op het

voorkomen op de hvp's en op de vergelijkbare leefwijze met de Wulp. Van juli tot en met oktober broeden ongeveer 5500 paren in de Waddenzee, waarvan een deel in de nabijheid van de Ballastplaat voorkomt. Het gebied heeft daarom waarschijnlijk een belangrijke functie voor de Kluut. De effectinschatting komt in grote lijnen overeen met de Wulp en wordt daarom niet apart uitgevoerd.

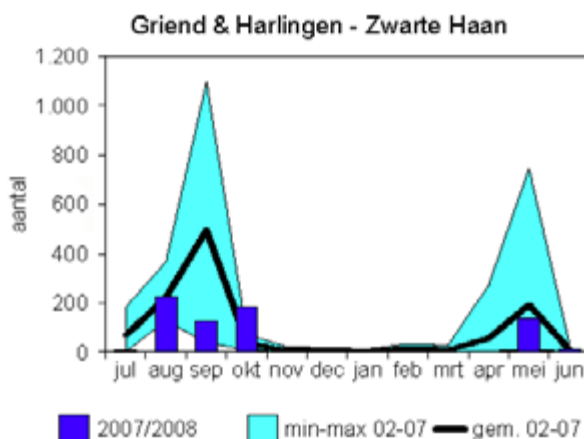
4.3.5 Bontbekplevier

Leefwijze en habitat

De Bontbekplevier broed in West-Europa vlakbij de zee kust, maar noordelijker ook verder landinwaarts. In mei trekken er meer dan 10.000 Bontbekplevieren door het Waddengebied en rond deze tijd zijn daar ook broedparen waargenomen. In totaal broeden er 1400 paren in het Waddengebied, maar deze aantallen kunnen sterk fluctueren. De hoogste aantallen worden geteld van mei t/m oktober. De Bontbekplevier leeft het grootste deel van het jaar in het getijdegebied, waar ze vooral foerageren op wormen, kleine kreeftachtigen en insecten. Aangezien kleinere prooidieren zich vooral op de hogere delen van de droogvallende platen bevinden (Dankers & Beukema, 1984), zal de Bontbekplevier waarschijnlijk voornamelijk in dit deel van de plaat foerageren. De soort is een zichtjager en gebruikt zijn snavel niet om de bodem te doorzoeken (van der Kam et al., 1999).

Voorkomen op hoogwatervluchtplaatsen

Het jaarrond voorkomen van de Bontbekplevier in het gebied is gekarakteriseerd door een trendanalyse op gegevens van de hoogwatervluchtplaatsen (zie bijlage G) op het Griend en bij Harlingen-Zwarte Haan (Postma et al., 2009). Het voorkomen op de hvp's Griend en Harlingen – Zwarte Haan laat zien dat de soort vooral tussen maart en oktober in hoge aantallen geteld wordt en dat de soort in de wintermaanden niet of nauwelijks aanwezig is (zie figuur 4.33).



Figuur 4.33: Het voorkomen van de Bontbekplevier op de hoogwatervluchtplaatsen op het Griend en bij Harlingen-Zwarte Haan.

Voorkomen op Ballastplaat bij laagwater

De Bontbekplevier is niet tijdens de laagwatertellingen op de Ballastplaat waargenomen (zie bijlage F). Dit komt omdat de soort in het najaar naar het zuiden trekt en de tellingen eind oktober en begin november zijn uitgevoerd. Hierdoor is er geen relatie tussen het voorkomen op de Ballastplaat en de droogvalduur van deze soort bepaald.

Effectbepaling Bontbekplevier

Omdat deze soort tijdens de laagwatertellingen niet op de Ballastplaat aanwezig was en een vergelijkbaar foerageerareaal met de Bonte Strandloper heeft, wordt er voor de Bontbekplevier geen aparte effectinschatting gemaakt.

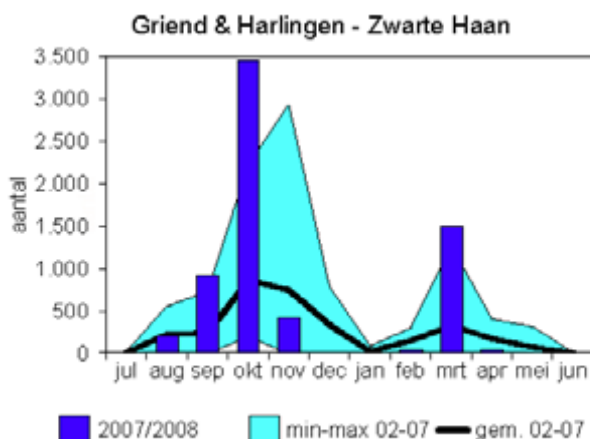
4.3.6 Goudplevier

Leefwijze en habitat

De Goudplevier broedt noordelijker dan de Waddenzee en is vooral tijdens de trektijd in West- Europa heel talrijk. De soort komt slechts bij uitzondering voor in het getijdegebied en foerageert over het algemeen op regenwormen op weilanden en akkers. Wel worden zandplaten en slikvlaktes aan de rand van het wad gebruikt als rustplaats (van der Kam et al., 1999).

Voorkomen op hoogwatervluchtplaatsen

Het jaarrond voorkomen van de Goudplevier in het gebied is gekarakteriseerd door een trendanalyse op gegevens van de hoogwatervluchtplaatsen (zie bijlage G) op het Griend en bij Harlingen-Zwarte Haan (Postma et al., 2009). Het voorkomen op de hvp's Griend en Harlingen – Zwarte Haan laat zien dat de soort vooral tussen augustus en november in hoge aantallen aanwezig is (zie figuur 4.34).



Figuur 4.34: Het voorkomen van de Goudplevier op de hoogwatervluchtplaatsen op het Griend en bij Harlingen-Zwarte Haan.

Voorkomen op Ballastplaat bij laagwater

De Goudplevier is niet tijdens de laagwatertellingen op de Ballastplaat waargenomen (zie bijlage F). Hierdoor is er geen relatie tussen het voorkomen op de Ballastplaat en de droogvalduur van deze soort bepaald.

Effectbepaling Goudplevier

De Goudplevier komt alleen bij uitzondering in het getijdegebied voor en zal daarom niet bij de effectinschatting worden meegenomen.

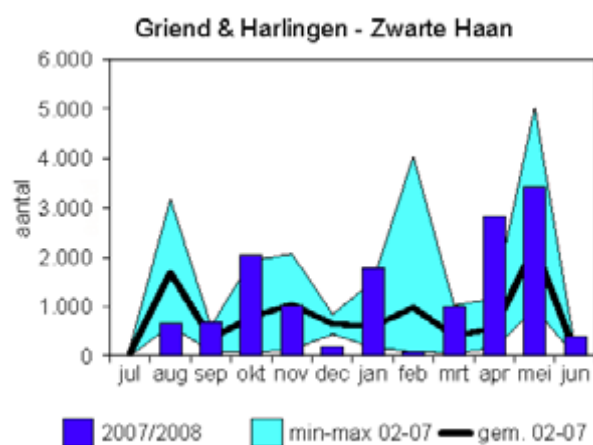
4.3.7 Zilverplevier

Leefwijze en habitat

De Zilverplevier is de grootste pleviersoort in het Waddengebied. Het broedgebied ligt noordelijker en de soort komt alleen als trekvogel of als overwinteraar in het Waddengebied voor. De soort kan zeer talrijk zijn, van enkele duizenden tot 20.000 in de winter en zelfs 140.000 in de maand mei. De Zilverplevier foerageert in het getijdengebied bij laagwater op wormen en incidenteel ook op andere prooien. De verdeling over de wadplaat is onbekend, maar de soort zal waarschijnlijk vlakbij de laagwaterlijn foerageren. De Zilverplevier is een zichtjager en kan dankzij een goed gezichtsvermogen ook 's nachts jagen (van der Kam et al., 1999).

Voorkomen op hoogwatervluchtplaatsen

Het jaarrond voorkomen van de Zilverplevier in het gebied is gekarakteriseerd door een trendanalyse op gegevens van de hoogwatervluchtplaatsen (zie bijlage G) op het Griend en bij Harlingen-Zwarte Haan (Postma et al., 2009). Het voorkomen op de hvp's Griend en Harlingen – Zwarte Haan laat zien dat de soort het gehele jaar in hoge aantallen geteld wordt, met een piek in de maand mei (zie figuur 4.35).



Figuur 4.35: Het voorkomen van de Zilverplevier op de hoogwatervluchtplaatsen op het Griend en bij Harlingen-Zwarte Haan.

Voorkomen op Ballastplaat bij laagwater

De soort is op de eerste 3 dagen van de laagwatertellingen in lage aantallen waargenomen, maar op de laatste teldag zijn er in totaal bijna 190 individuen verspreid over 5 atlasblokken geteld (zie bijlage F). Omdat dit in verhouding met andere wadvogels lage aantallen zijn, is de relatie tussen het voorkomen op de Ballastplaat en de droogvalduur niet bepaald.

Effectbepaling Zilverplevier

Het hele jaar verblijven er Zilverplevieren op de nabij de Ballastplaat gelegen hvp's. Ook is de soort tijdens elke laagwatertelling in het gebied in relatief kleine aantallen waargenomen, met een totaal van 212 individuen over de 4 teldagen. Omdat deze soort een vergelijkbaar foerageerareaal met de Bonte Strandloper heeft, wordt er voor de Zilverplevier geen aparte effectinschatting gemaakt.

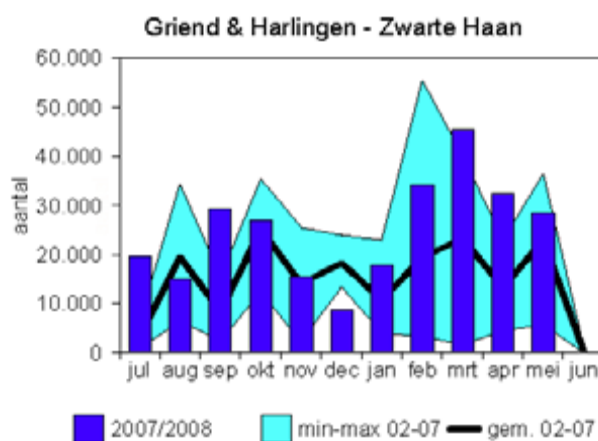
4.3.8 Bonte strandloper

Leefwijze en habitat

De Bonte Strandloper komt in Nederland voor als doortrekker en overwinteraar en is een van de meest talrijke soorten in de Waddenzee. De biotoop van deze soort varieert van zandige- tot zeer slikkige platen in het intergetijdegebied. De Bonte Strandloper foerageert op bodemfauna, voornamelijk op wormen, kleine schelpdieren en kreeftachtigen. Aangezien kleinere prooidieren zich vooral op de hogere delen van de droogvallende platen bevinden (Dankers & Beukema, 1984), zal de Bonte Strandloper waarschijnlijk voornamelijk op deze delen van de droogvallende platen foerageren. Tijdens hoogwater gaat de soort soms door met voedsel zoeken op hooggelegen delen van de getijdeplaten, aan de kwelder- of dijkrand, of op drassige plaatsen binnendijs (van der Kam et al., 1999).

Voorkomen op hoogwatervluchtplaatsen

Het jaarrond voorkomen van de Bonte Strandloper in het gebied is gekarakteriseerd door een trendanalyse op gegevens van de hoogwatervluchtplaatsen (zie bijlage G) op het Griend en bij Harlingen-Zwarte Haan (Postma et al., 2009). In het voorjaar komen de hoogste aantallen voor, maar ook in de zomer wordt de Bonte Strandloper op de hoogwatervluchtplaatsen geteld (zie figuur 4.36).



Figuur 4.36: Het voorkomen van de Bonte Strandloper op de hoogwatervluchtplaatsen op het Griend en bij Harlingen-Zwarte Haan.

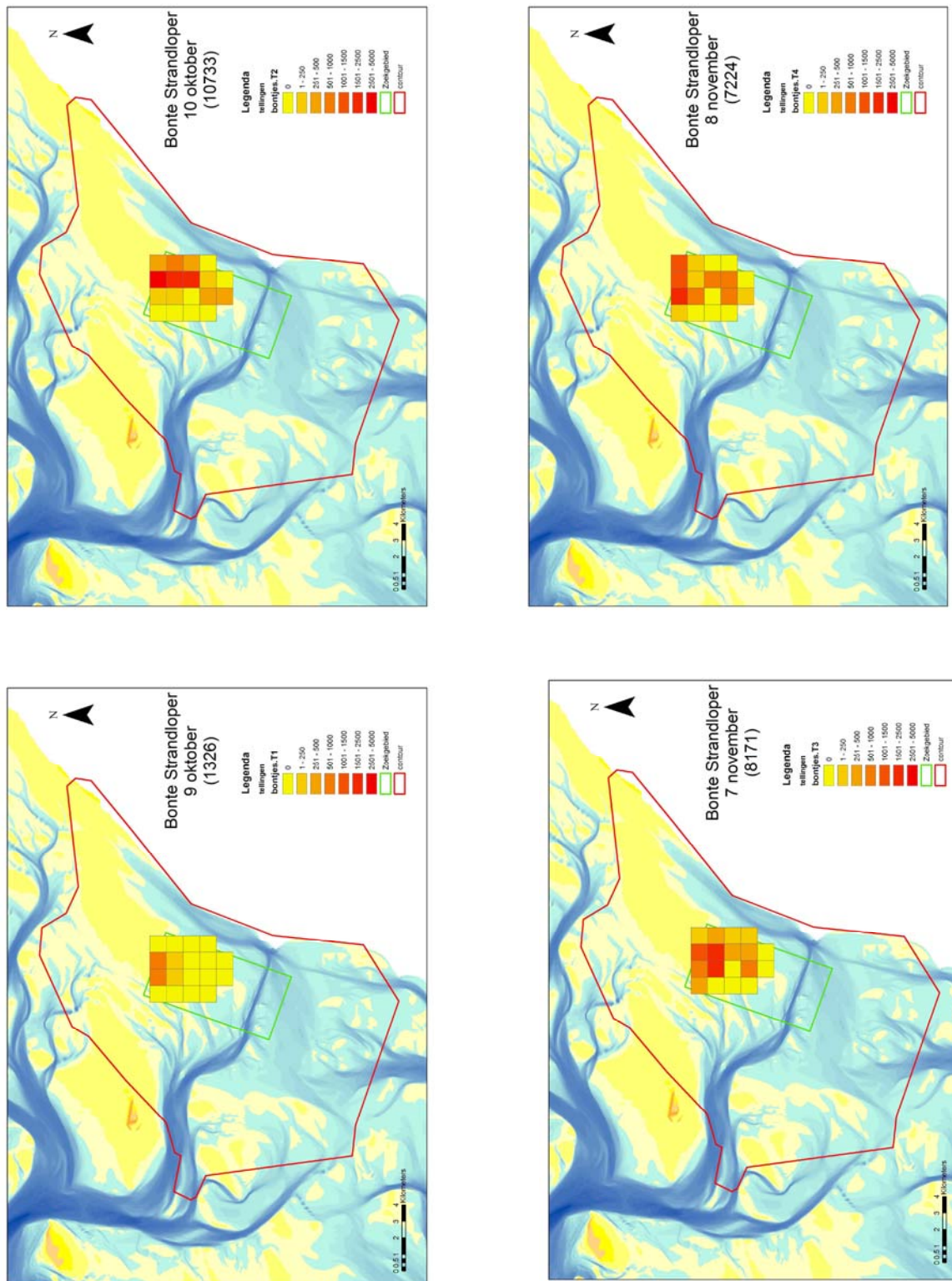
Voorkomen op Ballastplaat bij laagwater

Figuur 4.37 geeft het resultaat van de laagwatertellingen (zie bijlage F) van de Bonte Strandloper weer. Hoewel de Bonte Strandloper ook voornamelijk in het noordelijke

deel van het telgebied is waargenomen, verschilt deze vogel zowel in dichtheid als in variatie van de Scholekster. Gemiddeld is er een dichtheid van 6863 individuen per dag waargenomen, echter de berekende afwijking van bijna 4000 geeft aan dat er grote verschillen tussen de dagen is waargenomen. Dit wordt ondersteund door figuur 4.37, waarin grote verschillen tussen 9 en 10 oktober te zien zijn. Deze hoge variatie geeft aan dat een steekproeftelling zoals deze met voorzichtigheid geïnterpreteerd dient te worden. Omdat de variatie zowel tussen de beide dagen in november als tussen de maanden oktober en november een stuk kleiner is dan tussen de dagen in oktober kan worden geconcludeerd dat de Bonte Strandloper over het algemeen in grote dichtheden in het studiegebied aanwezig is. Hieruit kan worden geconcludeerd dat het studiegebied voor de Bonte Strandloper van hoge waarde is.

Effectbepaling Bonte Strandloper

Gedurende de meeste maanden van het jaar overtijten zo'n 15.000 Bonte strandlopers op de in de nabijheid van de Ballastplaat gelegen hoogwatervluchtplaatsen. Bij de laagwatertellingen werd op een dag een aantal van 10.000 Bonte strandlopers op de Ballastplaat geteld. Het gebied speelt duidelijk een belangrijke rol voor deze soort. Bij het bepalen van het effect van de scenario's moet voor Bonte strandlopers worden gekeken naar veranderingen in droogvalduur. Voor de effecten op het voedsel van de Bonte Strandloper wordt naar meerdere abiotische parameters gekeken.



Figuur 4.37: Laagwatertellingen in het studiegebied van de Bonte strandloper

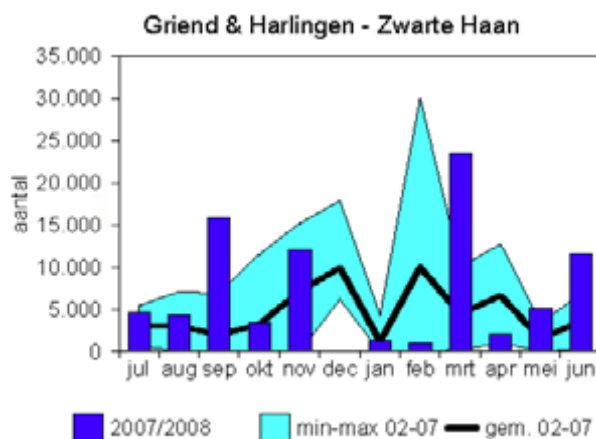
4.3.9 Kanoetstrandloper

Leefwijze en habitat

De Kanoet broedt uitsluitend in de koudste hoognoordelijke streken en gebruikt de Waddenzee voornamelijk als foerageergebied. Kanoetstrandlopers eten kleine, jonge schelpdieren. Het nonnetje (*Macoma balthica*) is de favoriete voedselbron, maar kleine kokkels en mosselen worden ook gegeten. Dit voedsel wordt verzameld op de platen, wanneer deze bij eb droogvallen (van der Kam et al., 1999). Aangezien de Kanoetstrandloper op zowel kleine- als iets grotere prooien foerageert, zal deze soort zich waarschijnlijk verdelen over de droogvallende plaat, aangezien grotere prooien zich vooral bij de laagwaterlijn bevinden en kleinere prooien vooral op de hogere delen van de droogvallende platen bevinden (van der Kam et al., 1999).

Voorkomen op de hoogwatervluchtplaatsen

Het jaarrond voorkomen van de Kanoetstrandloper in het gebied is gekarakteriseerd door een trendanalyse op gegevens van de hoogwatervluchtplaatsen (zie bijlage G) op het Griend en bij Harlingen-Zwarte Haan (Postma et al., 2009). Tijdens hoogwater verzamelen de Kanoeten op de hoogwatervluchtplaatsen. Het voorkomen op de hvp's Griend en Harlingen laat zien dat de hoogste aantallen in de maanden september, november, maart en juni gevonden worden. De soort kwam in 2007/2008 niet in december op de hvp's voor (zie figuur 4.38).



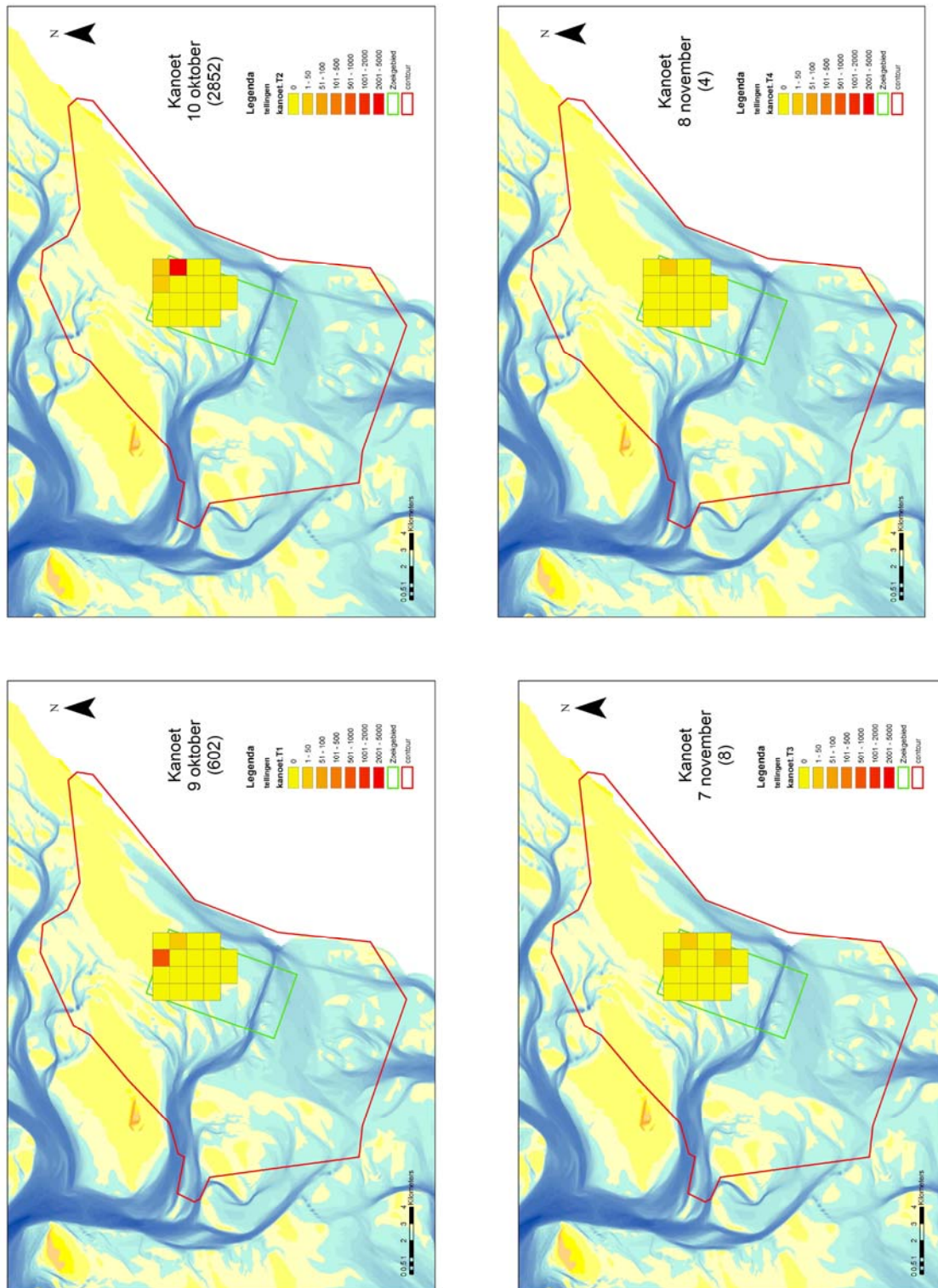
Figuur 4.38: Het voorkomen van de Kanoet op de hoogwatervluchtplaatsen op het Griend en bij Harlingen-Zwarte Haan.

Voorkomen op Ballastplaat bij laagwater

Figuur 4.39 geeft het resultaat van de laagwatertellingen (zie bijlage F) van de Kanoet weer. De soort laat een grote variatie zien, waarbij er op 10 oktober een piektelling van 2852 individuen is waargenomen. In november is de dichtheid van de Kanoet in het telgebied nagenoeg te verwaarlozen (resp. 8 en 4 individuen). Deze soort is ook voornamelijk waargenomen in het noordelijke deel van het studiegebied, in dezelfde atlasblokken waar de Bergeend is waargenomen.

Effectbepaling Kanoetstrandloper

In de meeste maanden overtijen ongeveer 5000 Kanoetstrandlopers op de in de nabijheid van de Ballastplaat gelegen hoogwatervluchtplaatsen. Bij de tellingen in oktober werden maximaal 3000 Kanoetstrandlopers geteld, in november nauwelijks een. Het gebied speelt een belangrijke rol voor deze soort. Droogvalduur (het voedsel is bereikbaar, er kon geen relatie worden gelegd met het percentage droogvalduur) speelt hierbij een belangrijke rol. Voor de effecten op het voedsel van de Kanoetstrandloper wordt naar meerdere abiotische parameters gekeken.



Figuur 4.39: Laagwatertellingen van de Kanoetstrandloper

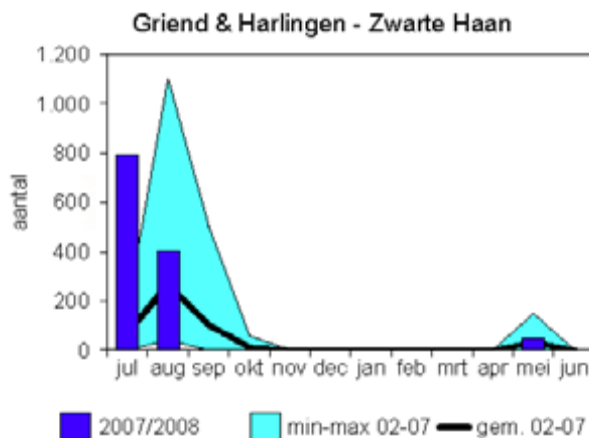
4.3.10 Krombekstrandloper

Leefwijze en habitat

De Krombekstrandloper broedt in een beperkt gebied in het uiterste noorden van Siberië. In het Nederlandse deel van de Waddenzee worden slechts enkele tientallen tot duizenden doortrekkers waargenomen. Deze verblijven meestal een korte periode in het Waddengebied, op de heenreis van de trek in de maanden april, mei en soms juni en op de terugreis van de trek in de maanden juli t/m september. De soort verblijft in het getijdegebied vaak in gezelschap van de Bonte Strandloper en foerageert op dezelfde prooien (van der Kam et al., 1999).

Voorkomen op hoogwatervluchtplaatsen

Het jaarrond voorkomen van de Krombekstrandloper in het gebied is gekarakteriseerd door een trendanalyse op gegevens van de hoogwatervluchtplaatsen (zie bijlage G) op het Griend en bij Harlingen-Zwarte Haan (Postma et al., 2009). Het voorkomen op de hvp's Griend en Harlingen – Zwarte Haan laat zien dat de soort in lage aantallen in de maanden april en mei voorkomt en in juli en augustus in iets hogere aantallen (zie figuur 4.40).



Figuur 4.40: Het voorkomen van de Krombekstrandloper op de hoogwatervluchtplaatsen op het Griend en bij Harlingen-Zwarte Haan.

Voorkomen op Ballastplaat bij laagwater

De Krombekstrandloper is niet tijdens de laagwatertellingen (zie bijlage F) op de Ballastplaat waargenomen. Hierdoor is er geen relatie tussen het voorkomen op de Ballastplaat en de droogvalduur van deze soort bepaald.

Effectbepaling Krombekstrandloper

Omdat deze soort tijdens de laagwatertellingen niet op de Ballastplaat aanwezig was en vergelijkbaar foerageerareaal met de Bonte Strandloper heeft, wordt er voor de Krombekstrandloper geen aparte effectinschatting gemaakt.

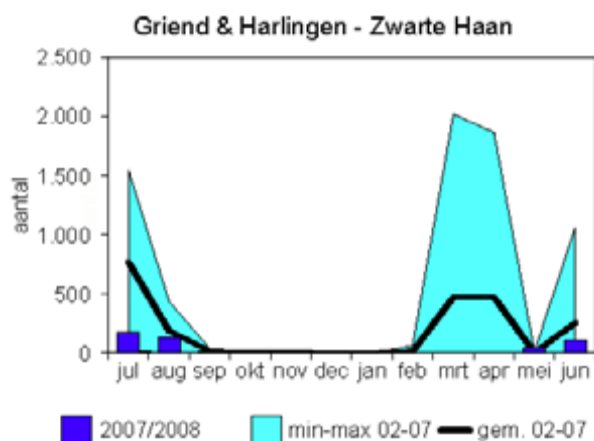
4.3.11 Grutto

Leefwijze en habitat

De Grutto is met name een weidevogel en komt zeer zelden op het wad voor. Op het wad foerageert de vogel alleen op plaatsen waar de bodem zeer zacht is. In de winter trekt de Grutto naar West-Afrika, waar hij wel massaal op slibrijk wad foerageert. Het voedsel bestaat voornamelijk uit regenwormen en emelten (van der Kam et al., 1999).

Voorkomen op hoogwatervluchtplaatsen

Het jaarrond voorkomen van de Grutto in het gebied is gekarakteriseerd door een trendanalyse op gegevens van de hoogwatervluchtplaatsen (zie bijlage G) op het Griend en bij Harlingen-Zwarte Haan (Postma et al., 2009). Het voorkomen op de hvp's Griend en Harlingen – Zwarte Haan laat zien dat de soort alleen van mei tot en met september op de hvp's is waargenomen (zie figuur 4.41).



Figuur 4.41: Het voorkomen van de Grutto op de hoogwatervluchtplaatsen op het Griend en bij Harlingen-Zwarte Haan.

Voorkomen op Ballastplaat bij laagwater

De Grutto is niet tijdens de laagwatertellingen (zie bijlage F) op de Ballastplaat waargenomen. Hierdoor is er geen relatie tussen het voorkomen op de Ballastplaat en de droogvalduur van deze soort bepaald.

Effectbepaling Grutto

De Grutto komt alleen bij uitzondering in het getijdegebied voor en zal daarom niet bij de effectinschatting worden meegenomen.

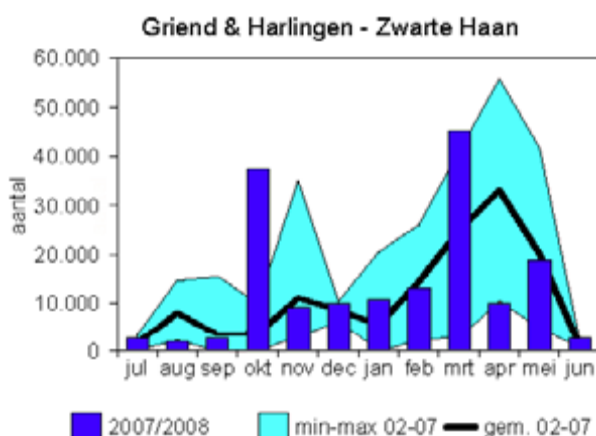
4.3.12 Rosse Grutto

Leefwijze en habitat

De Rosse Grutto broedt noordelijker dan de Waddenzee en komt hier alleen voor als doortrekker of overwinteraar. De overwinteraars komen in aantallen van enkele tienduizenden op het wad voor en de trekvogels soms tot maximaal 300.000 vogels. Ook blijven er in het voorjaar meer dan 10.000 niet-broedende vogels in het Waddengebied achter, waardoor deze soort eigenlijk het hele jaar, in de meeste seizoenen talrijk, aanwezig is. De Rosse Grutto foerageert op zowel slijkige als zandige wadplaten op verschillende kleine- en grote soorten macrobenthos. Prooien worden van de bodem opgepikt maar ook met veel moeite diep uit de bodem opgegraven. Dankzij de lange poten hoeft het foerageergebied niet volledig droog te zijn gevallen (van der Kam et al., 1999).

Voorkomen op hoogwatervluchtplaatsen

Het jaarrond voorkomen van de Rosse Grutto in het gebied is gekarakteriseerd door een trendanalyse op gegevens van de hoogwatervluchtplaatsen (zie bijlage G) op het Griend en bij Harlingen-Zwarte Haan (Postma et al., 2009). Het voorkomen op de hvp's Griend en Harlingen – Zwarte Haan laat zien dat de soort het hele jaar vlakbij de Ballastplaat aanwezig is, met de hoogste aantallen in oktober en maart (zie figuur 4.42).



Figuur 4.42: Het voorkomen van de Rosse Grutto op de hoogwatervluchtplaatsen op het Griend en bij Harlingen-Zwarte Haan.

Voorkomen op Ballastplaat bij laagwater

De Rosse Grutto is slechts in lage aantallen tijdens de laagwatertellingen (zie bijlage F) op de Ballastplaat waargenomen. Hierdoor is er geen relatie tussen het voorkomen op de Ballastplaat en de droogvalduur van deze soort bepaald.

Effectbepaling Rosse Grutto

Omdat deze soort tijdens de laagwatertellingen niet op de Ballastplaat aanwezig was en een vergelijkbaar foerageerareaal met de Wulp heeft, wordt er voor de Rosse Grutto geen aparte effectinschatting gemaakt.

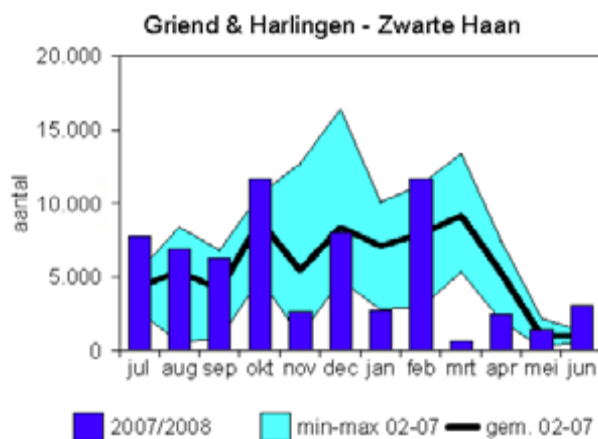
4.3.13 Wulp

Leefwijze en habitat

De Wulp komt het hele jaar in de Waddenzee voor en is het talrijkst in de nazomer. De grootste aantallen Wulpen komen voor in het getijdegebied, zowel op zandige platen als op slikkige bodems, op en langs randen van mosselbanken. De Wulp foerageert op bodemfauna en schelpdieren, waarbij zijn dieet in het getijdegebied voornamelijk bestaat uit grotere prooien zoals krabben, wormen en strandgapers. Aangezien grotere prooien zich vooral bij de laagwaterlijn bevinden foerageert de soort waarschijnlijk bij voorkeur op het lagere deel van de droogvallende platen (van der Kam et al., 1999).

Voorkomen op hoogwatervluchtplaatsen

Het jaarrond voorkomen van de Wulp in het gebied is gekarakteriseerd door een trendanalyse op gegevens van de hoogwatervluchtplaatsen (zie bijlage G) op het Griend en bij Harlingen-Zwarte Haan (Postma et al., 2009). Het voorkomen op de hvp's Griend en Harlingen – Zwarte Haan laat zien dat de soort het gehele jaar op de hvp's aanwezig is, met de gemiddeld hogere aantallen in de winter dan in de zomer (zie figuur 4.43).



Figuur 4.43: Het voorkomen van de Wulp op de hoogwatervluchtplaatsen op het Griend en bij Harlingen-Zwarte Haan.

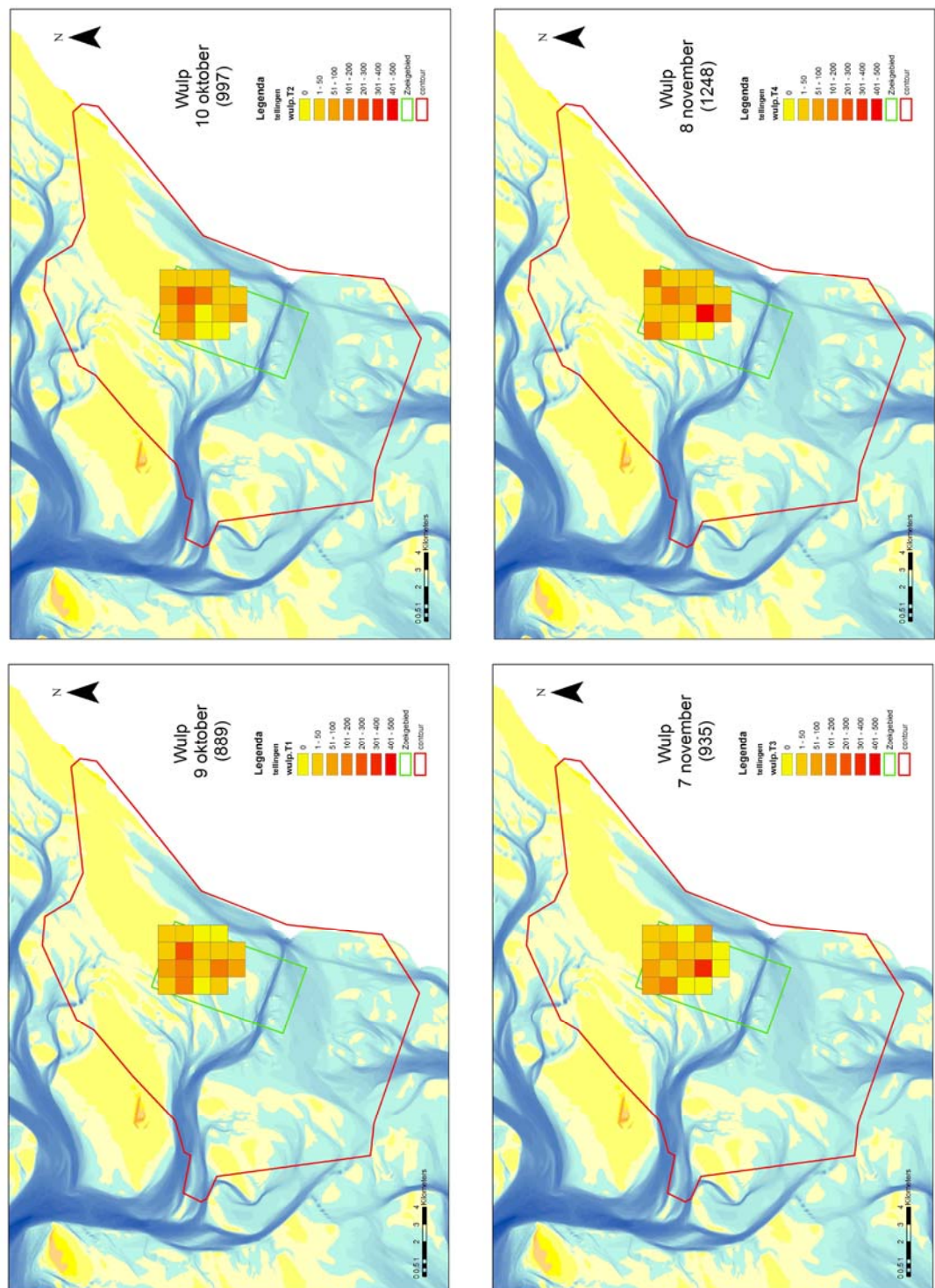
Voorkomen op Ballastplaat bij laagwater

Figuur 4.44 geeft het resultaat van de laagwatertellingen (zie bijlage F) van de Wulp weer. De soort laat nauwelijks een variatie in de dichtheid tussen teldagen en tussen de maanden zien. De Wulp komt algemeen voor met een gemiddelde dichtheid van 1017 individuen. Bij deze soort valt echter op dat de waarnemingen verspreid liggen over vrijwel alle getelde atlasblokken. Dit is in tegenstelling met veel van de hierboven beschreven soorten en geeft aan dat de waarde van het telgebied zich voor deze soort niet beperkt tot een bepaald deel van het gebied.

Effectbepaling Wulp

In oktober tot maart overtijnen ongeveer 7500 Wulpen op de hoogwatervluchtplaatsen in de buurt van de Ballastplaat. Bij alle tellingen werden zo'n 1000 Wulpen op de Ballastplaat waargenomen. Het gebied speelt duidelijk een belangrijke rol voor deze soort. Bij het bepalen van het effect van de scenario's zal voor Wulpen worden gekeken

naar veranderingen in droogvalduur. Voor de effecten op het voedsel van de Wulp wordt naar meerdere abiotische parameters gekeken.



Figuur 4.44: Laagwatertellingen van Wulpen

4.3.14 Zwarte Ruiter

Leefwijze en habitat

De Zwarte Ruiter broedt in het noorden van Scandinavië en Siberië en overwinteren vrijwel allemaal in Afrika. Een klein deel trekt langs de kust, waardoor er in het voorjaar en najaar ongeveer 15.000 vogels in het Waddengebied worden waargenomen. Deze verblijven een korte periode om te ruien, vooral in zeer slibrijke gebieden van de Wadden zoals de Dollard en Elbemonding. In getijdegebieden foerageert deze soort op wormen, krabbetjes en kleinere prooien die in slibrijke bodems gezocht worden (van der Kam et al., 1999). In de zomer foerageert de Zwarte Ruiter ook op kleine visjes en garnalen, wat aangeeft dat een droogvallende wadplaat geen vereiste is.

Voorkomen op hoogwatervluchtplaatsen

De Zwarte Ruiter is niet op de hvp Griend en Harlingen – Zwarte Haan waargenomen (zie bijlage G).

Voorkomen op Ballastplaat bij laagwater

De Zwarte Ruiter is niet tijdens de laagwatertellingen op de Ballastplaat waargenomen (zie bijlage F). Hierdoor is er geen relatie tussen het voorkomen op de Ballastplaat en de droogvalduur van deze soort bepaald.

Effectbepaling Zwarte Ruiter

De Zwarte Ruiter is niet in de omgeving van het studiegebied waargenomen en zal daarom niet bij de effectinschatting worden meegenomen.

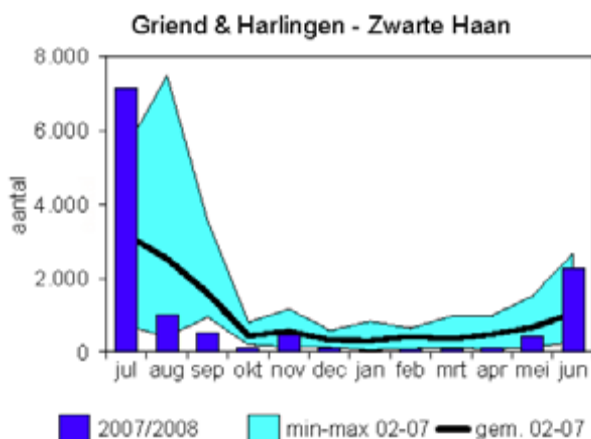
4.3.15 Tureluur

Leefwijze en habitat

Hoewel de Tureluur voornamelijk op het vasteland leeft, is hij ook het hele jaar in het Waddengebied aanwezig. Er worden jaarlijks ruim 12.000 broedende paren op de kwelders geteld, die vervolgens op het wad foerageren. In het getijdegebied eet deze soort wormen, kreeftachtigen, kleine schelpdieren en slakjes. De Tureluur foerageert zowel op zicht als door met hun snavel door het slik te zoeken, waardoor ze ook 's nachts kunnen foerageren. Ook foerageren ze in ondiep water op garnalen en kleine visjes (van der Kam et al., 1999).

Voorkomen op hoogwatervluchtplaatsen

Het jaarrond voorkomen van de Tureluur in het gebied is gekarakteriseerd door een trendanalyse op gegevens van de hoogwatervluchtplaatsen (zie bijlage G) op het Griend en bij Harlingen-Zwarte Haan (Postma et al., 2009). Het voorkomen op de hvp's Griend en Harlingen – Zwarte Haan laat zien dat de soort het hele jaar aanwezig is, maar vooral van mei t/m september in hoge aantallen voorkomt (zie figuur 4.45).



Figuur 4.45: Het voorkomen van de Tureluur op de hoogwatervluchtplaatsen op het Griend en bij Harlingen-Zwarte Haan.

Voorkomen op Ballastplaat bij laagwater

De Krombekstrandloper is nauwelijks tijdens de laagwatertellingen (zie bijlage F) op de Ballastplaat waargenomen, wat komt doordat de soort vooral van mei t/m september in hoge aantallen voorkomt. Hierdoor is er geen relatie tussen het voorkomen op de Ballastplaat en de droogvalduur van deze soort bepaald.

Effectbepaling Tureluur

Omdat deze soort tijdens de laagwatertellingen niet op de Ballastplaat aanwezig was en een enigszins vergelijkbaar foerageerareaal met de Wulp heeft, wordt er voor de Tureluur geen aparte effectinschatting gemaakt.

4.3.16 Groenpootruiter

Leefwijze en habitat

De Groenpootruiter komt uitsluitend als doortrekker in de Waddenzee voor. In het voorjaar passeren de vogels de Waddenzee heel snel, in de nazomer verblijft de soort iets langer in het Waddengebied. In de maand augustus worden er 15.000 vogels geteld. De Groenpootruiter verspreidt zich over de Waddenzee en komt niet in grote groepen voor. In het getijdegebied foerageert de soort op verschillende kleine prooien die op het wad liggen, maar doorzoekt ook intensief het slik met zijn snavel. Ook foerageren ze in ondiep water op garnalen en kleine visjes (van der Kam et al., 1999).

Voorkomen op hoogwatervluchtplaatsen

Het jaarrond voorkomen van de Groenpootruiter in het gebied is gekarakteriseerd door een trendanalyse op gegevens van de hoogwatervluchtplaatsen (zie bijlage G) op het Griend en bij Harlingen-Zwarte Haan (Postma et al., 2009). Het voorkomen op de hvp's Griend en Harlingen – Zwarte Haan laat zien dat de soort alleen in april-mei en van juli tot september aanwezig is. De hoogste aantallen worden gevonden in augustus (zie figuur 4.46).



Figuur 4.46: Het voorkomen van de Groenpootruiter op de hoogwatervluchtplaatsen op het Griend en bij Harlingen-Zwarte Haan.

Voorkomen op Ballastplaat bij laagwater

De Groenpootruiter is niet tijdens de laagwatertellingen (zie bijlage F) op de Ballastplaat waargenomen, omdat deze niet in de maanden oktober en november in de Waddenzee voorkomt. Hierdoor is er geen relatie tussen het voorkomen op de Ballastplaat en de droogvalduur van deze soort bepaald.

Effectbepaling Groenpootruiter

Omdat deze soort tijdens de laagwatertellingen niet op de Ballastplaat aanwezig was en een enigszins vergelijkbaar foerageerareaal met de Wulp heeft, wordt er voor de Groenpootruiter geen aparte effectinschatting gemaakt.

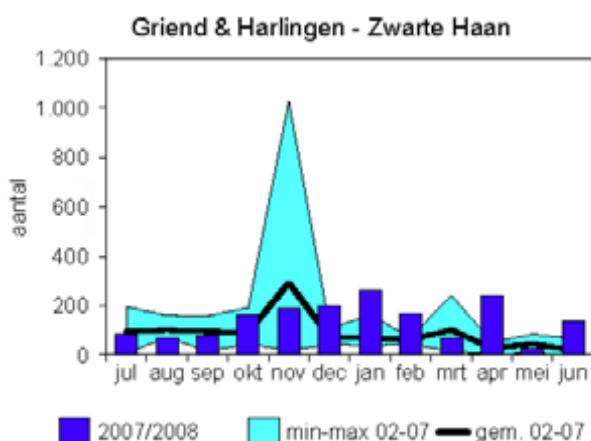
4.3.17 Steenloper

Leefwijze en habitat

De Steenloper komt als doortrekker of overwinteraar voor in de Waddenzee. De hoogste aantallen, ongeveer 7000, worden in het voorjaar geteld. De Steenloper is een opportunistische foerageerder en komt voor in het getijdegebied, op zand- of kiezelstranden, rotskusten en mangroven. Prooien op het wad bestaan uit wormen en schelpdieren. De Steenloper komt vanwege zijn foerageertechniek, waarbij de vogel zijn snavel gebruikt om schelpen of krabben stuk te hakken, vooral voor op harde delen van het wad. Dit kunnen mosselbanken zijn, maar ook stranden en pieren of stenen van dijken (van der Kam et al., 1999).

Voorkomen op hoogwatervluchtplaatsen

Het jaarrond voorkomen van de Groenpootruiter in het gebied is gekarakteriseerd door een trendanalyse op gegevens van de hoogwatervluchtplaatsen (zie bijlage G) op het Griend en bij Harlingen-Zwarte Haan (Postma et al., 2009). Het voorkomen op de hvp's Griend en Harlingen – Zwarte Haan laat zien dat de soort het hele jaar in de Waddenzee aanwezig is. De constatering dat de hoogste aantallen in het voorjaar worden gezien is niet uit de tellingen op de hvp vlakbij de Ballastplaat af te leiden (zie figuur 4.47).



Figuur 4.47: Het voorkomen van de Steenloper op de hoogwatervluchtplaatsen op het Griend en bij Harlingen-Zwarte Haan.

Voorkomen op Ballastplaat bij laagwater

De Steenloper is tijdens de laagwatertellingen (zie bijlage F), wel elke teldag, maar in zeer lage aantallen waargenomen. Hierdoor is er geen relatie tussen het voorkomen op de Ballastplaat en de droogvalduur van deze soort bepaald.

Effectbepaling Steenloper

Omdat deze soort tijdens de laagwatertellingen nauwelijks op de Ballastplaat aanwezig was en ook gedurende het hele jaar in lage aantallen op de hvp voorkomt, wordt er voor de Steenloper geen aparte effectinschatting gemaakt.

4.3.18 Bergeend

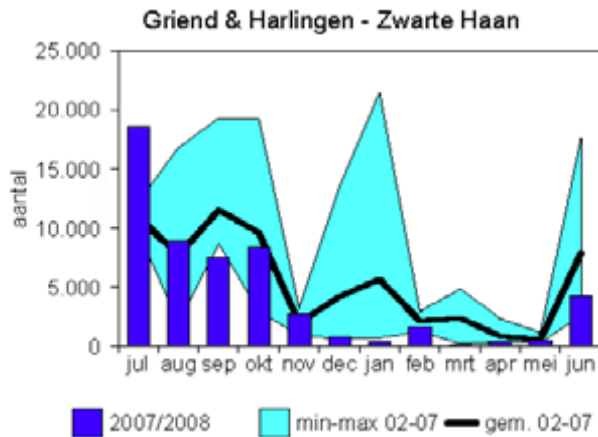
Leefwijze en habitat

De Bergeend (*Tadorna tadorna*) komt voornamelijk voor in Nederland om te broeden en om te overwinteren. Gedurende de zomerperiode trekt de Bergeend langs de Nederlandse kust om bij de Elbe- en Wesermonding in Duitsland te ruien.

De soort foerageert bij voorkeur op slijkige open droogvallende platen, met diverse macrozoobenthos als voedselbron. Er is een lichte trend gaande waarbij de soort zich van het Waddengebied ook naar het binnenland uitbreidt. Hoewel er een groot aantal paren in het waddengebied een territorium heeft, komt slechts de helft hiervan ook daadwerkelijk tot broeden (Kraan et al., 2006).

Voorkomen op hoogwatervluchtplaatsen

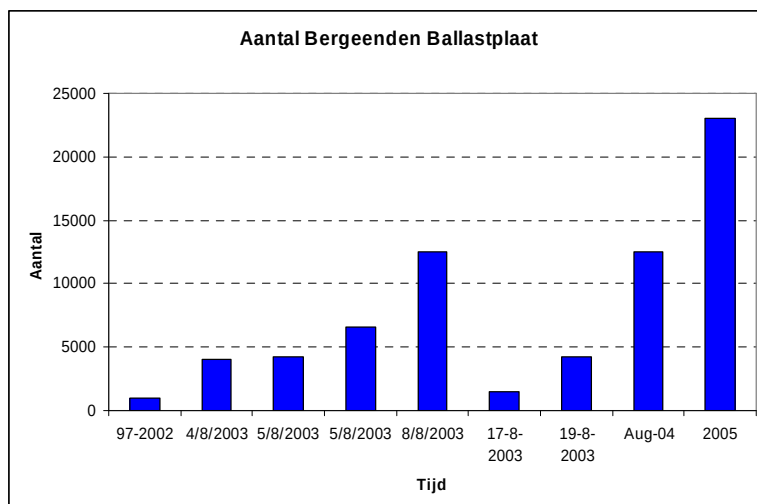
Het jaarrond voorkomen van de Bergeend in het gebied is gekarakteriseerd door een trendanalyse op gegevens van de hoogwatervluchtplaatsen (zie bijlage G) op het Griend en bij Harlingen-Zwarte Haan (Postma et al., 2009). De Bergeend heeft de grootste dichtheid op de hvp's van Griend en Harlingen-Zwarte Haan in de maanden van juni tot oktober. In de winter en het voorjaar is deze soort vrijwel afwezig (zie figuur 4.48).



Figuur 4.48. Het voorkomen van de Bonte Strandloper op de hoogwatervluchtplaatsen op het Griend en bij Harlingen-Zwarte Haan.

Bergeenden in en rond het studiegebied

De afgelopen jaren is gebleken dat de Bergeend steeds vaker de Waddenzee als rui- gebied kiest. Uit waarnemingen in de periode van 1997-2002 is gebleken dat gedurende de zomermaanden juli en augustus enkele tientallen tot honderden Bergeenden in het studiegebied op de Ballastplaat voorkwamen, waarbij ze gedurende deze periode niet in staat waren om te vliegen. De grote toename van deze soort op de Ballastplaat heeft geleid tot een aantal tellingen in de periode van 2003 tot 2005. Hieruit blijkt dat er op de ballastplaat, naast een toename in de afgelopen jaren (*figuur 4.49*), in de maanden juli en augustus meer dan 10.000 ruiende Bergeenden op de Ballastplaat foerageren. Opgemerkt moet worden dat de tijd op de x-as niet lineair is weergegeven en het beeld van een constante stijging daarmee enigszins vertekend wordt. Er wordt gedacht dat deze toename verklaard kan worden door een toename van de dichtheid van de slijkarnaal (*Corophium volutator*) in dit gebied (Kraan et al., 2006). Gedurende de maanden dat de Bergeend ruiend in het gebied aanwezig is, is de soort door zijn vliegbeperking uiterst kwetsbaar en waarschijnlijk sterk afhankelijk van de lokale voedselbron.



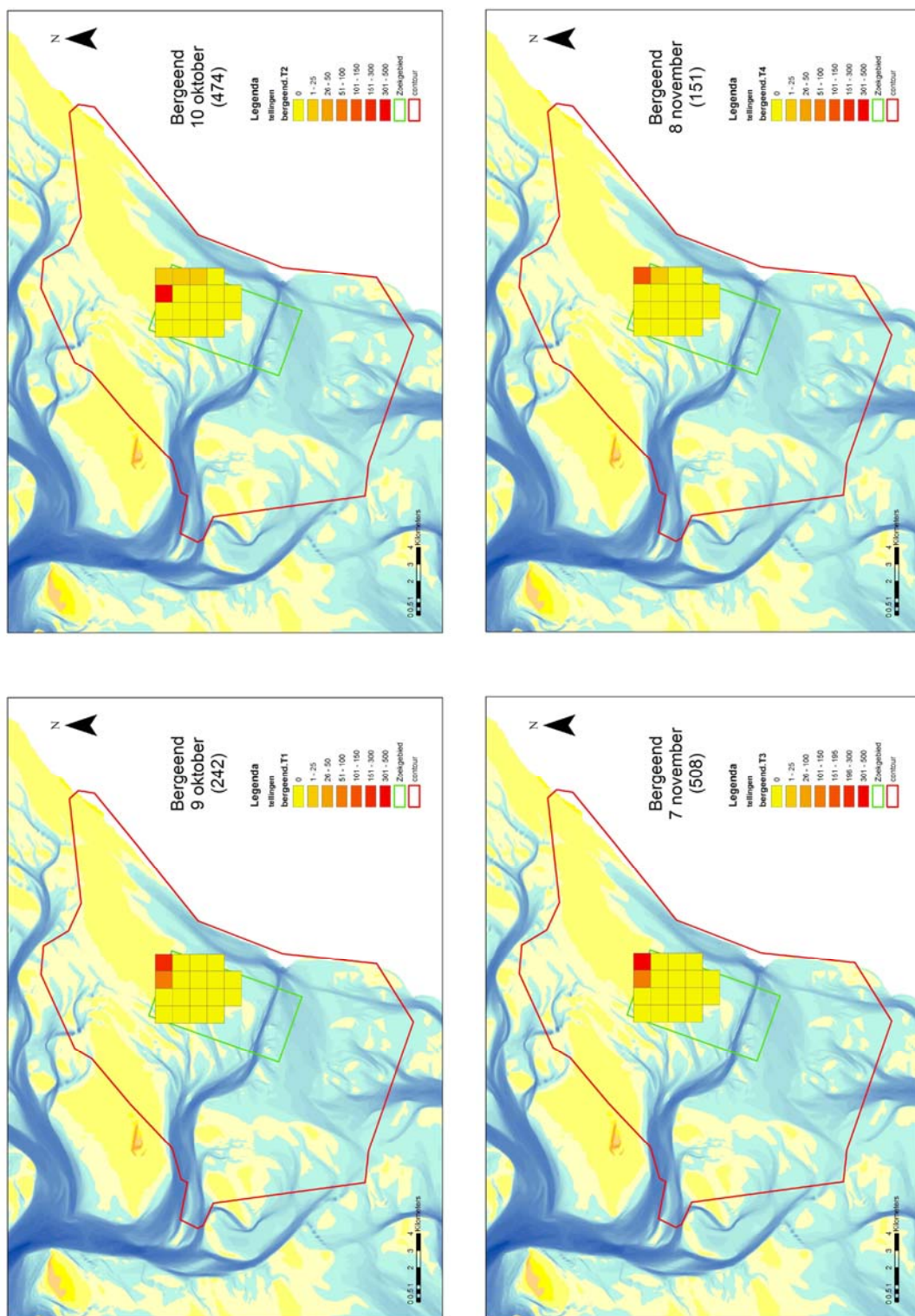
Figuur 4.49: Toename aantal Bergeenden op de Ballastplaat.

Voorkomen op Ballastplaat bij laagwater

Figuur 4.50 geeft het resultaat van de laagwatertellingen (zie bijlage F) van de Bergeend weer. De soort is in het gebied waargenomen met een relatief lage dichtheid. Er is enige variatie tussen de dagen in beide maanden te zien, echter tussen de maanden is de dichtheid constant. Opvallend is ook dat de verspreiding van deze soort zich gedurende deze tellingen beperkt heeft tot 4 atlasblokken, gelegen in het noorden op de rand van het telgebied.

Effectbepaling Bergeend

In de periode juni-oktober overtijten er gemiddeld 10000 Bergeenden op de hoogwatervluchtplaatsen rondom de Ballastplaat. Op de vier telmomenten werden er tussen de 100 en 500 op de Ballastplaat aangetroffen. Het droogvallende deel heeft daarmee een redelijk belang voor de Bergeend en veranderingen in abiotiek door zoutwinning zouden deze soort en zijn voedsel kunnen beïnvloeden. De soort wordt meegenomen in de effectbepaling.

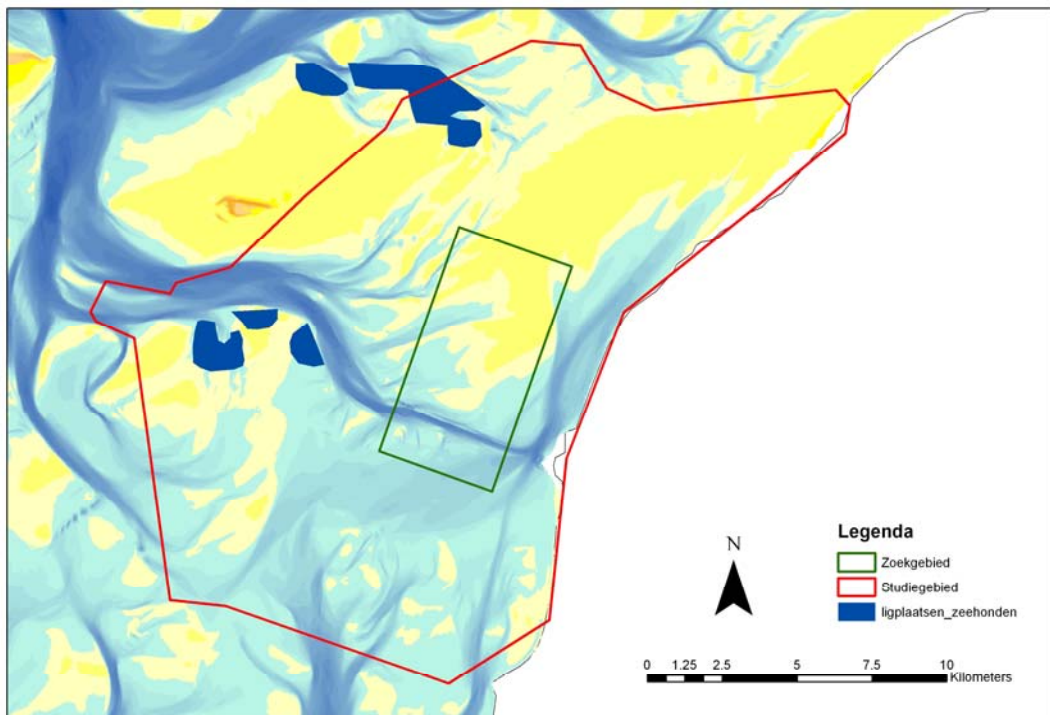


4.4 Zeezoogdieren

Voorkomen van ligplaatsen in en rond het studiegebied

Droogvallende delen in de Waddenzee worden door zowel de Gewone- als Grijze Zeehond voornamelijk gebruikt om te rusten. Ook wordt er op open zee door de zeehonden gerust. De soorten trekken vaak vanaf de droogvallende platen naar open zee om te foerageren en keren regelmatig naar dezelfde plaat terug (Brasseur et al., 2004). De platen zelf worden niet gebruikt om te foerageren, maar in bepaalde maanden wel om jongen te baren en te verharen.

De ecologische atlas van de Waddenzee (Dankers et al., 2007) geeft inzicht in de ligplaatsen van de zeehonden. Figuur 4.51 laat de ligplaatsen van zowel de Gewone als Grijze zeehond zien. Uit de atlas valt af te lezen dat de ligplaatsen voor de Gewone zeehond tot de meest gebruikte van het Waddengebied behoren. Dit geldt niet voor de Grijze zeehond. Wel zijn deze plaatsen belangrijk voor pups van beide soorten. De figuur laat ook zien dat er deel van de ligplaatsen binnen het studiegebied vallen.



Figuur 4.51: Ligplaatsen van Gewone en Grijze zeehonden, met en zonder pups.

Effectbepaling zeehonden

Een deel van de ligplaatsen van zeehonden valt binnen het studiegebied. In de effectbepaling zal daarom worden onderzocht in hoeverre deze ligplaatsen beïnvloed worden door de effecten van de zoutwinning.

4.5 Habitattypen

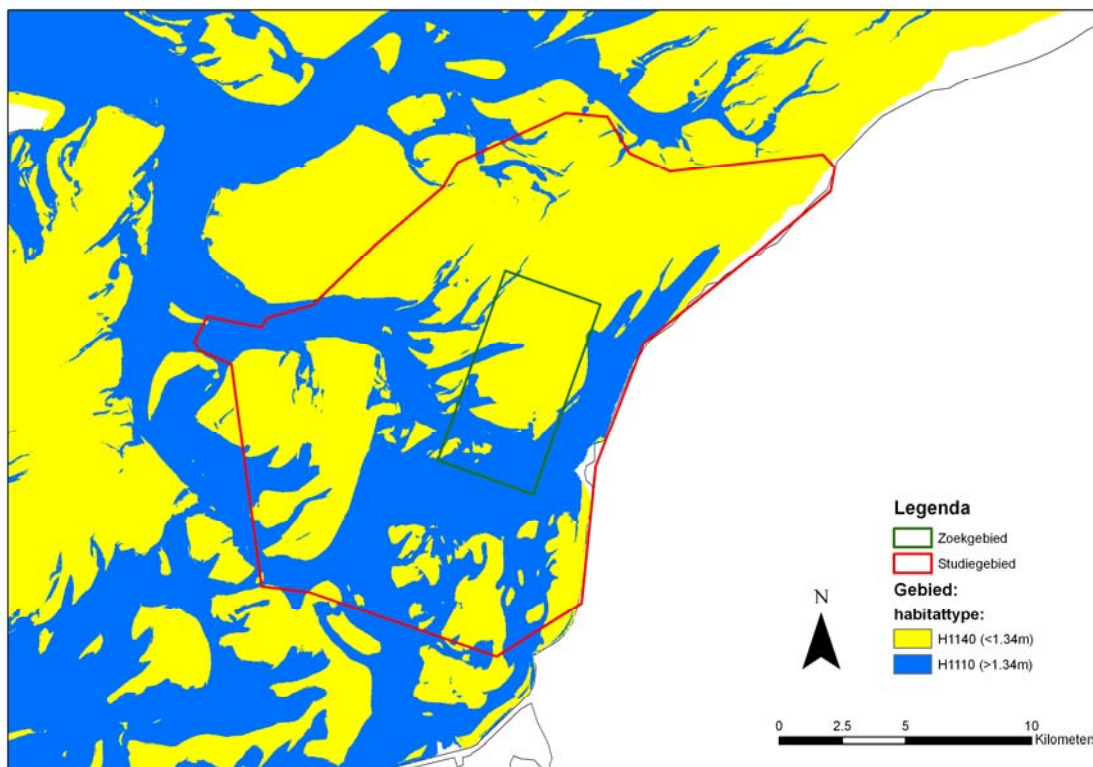
In het studiegebied zijn de Natura 2000 habitattypen H1110 (permanent overstromde zandbanken) en H1140 (droogvallende slik- en zandplaten) aanwezig.

H1110

H1110 vervult een belangrijke ecologische functie, omdat het ruimte biedt voor een hoge diversiteit aan macrofauna. Macrofauna dient vervolgens als belangrijke voedselbron voor vissen en vogels. H1110 wordt aangetroffen in het kustgebied ten noorden van de Waddeneilanden, in de Waddenzee, langs de Noord- en Zuid-Hollandse kust, in de Voordelta en ten westen van de Westerschelde. H1110 wordt begrensd op een diepte van 20m, gemeten ten opzichte van de gemiddelde laagwaterlijn.

H1140

H1140 betreft het ondiepe kustgebied die door de werking van eb en vloed droogvalt en weer onder water komen te staan. Plaatselijk kunnen harde substraten als schelpenbanken en door organismen gevormde biogene structuren voorkomen. Doordat de platen tijdens laagwater droogvallen kunnen deze een belangrijke bron voor bij eb foeragerende vogels vormen. H1140 wordt begrensd door de laagwaterlijn gebaseerd op het Lowest Astronomical Tide (LAT), die voor Harlingen op -1.34m ligt. Figuur 4.52 geeft beide habitattypen in- en rondom het studiegebied weer.



Figuur 4.52 Habitatype 1110 (blauw) en habitatype 1140 (geel) in en rondom het studiegebied.

Effectbepaling

De habitattypen 1140 en 1110 vullen samen het gehele studiegebied. De arealen van beide habitattypen worden in de effectbepaling meegenomen.

4.6 Samenvatting

Op basis van de aanwezigheid van de soorten en habitats in het studiegebied is een selectie gemaakt van soorten en habitats die in de effectanalyse van de bodemdaling door zoutwinning in de volgende hoofdstukken worden beschouwd. Dit zijn het areaal sublitoraal habitat (H1110) en het areaal droogvallende platen (H1140). De veranderingen kunnen betrekking hebben op het areaal en op de kwaliteit van de habitats. Veranderingen in deze habitats werken door op verschillende organismen.

Een eventuele toename van de diepte van het sublitorale habitat kan gevolgen hebben voor de schelpdieretende duikeenden Eidereend en Zwarte Zee-eend, vanwege de beschikbaarheid en bereikbaarheid van hun voedsel en daarom zijn deze soorten in de verdere beschouwing betrokken. De sublitoraal aanwezige mossels, kokkels en Amerikaanse zwaardschede die in het studiegebied het belangrijkste voedsel van deze eenden vormen, kunnen worden beïnvloed door een eventuele verandering van het habitat en worden daarom ook beschouwd. Een eventuele afname van de droogvalpercentages kan mogelijk effecten hebben op de steltlopers die op de platen foerageren en op hun voedsel. Dit wordt per soort macrobenthos beschouwd, omdat de afhankelijkheid van de droogvalpercentages per soort verschilt. Omdat een eventuele verandering in de hoogteligging en droogval de haul-out plaatsen van zeehonden kan beïnvloeden wordt dit ook beschouwd.

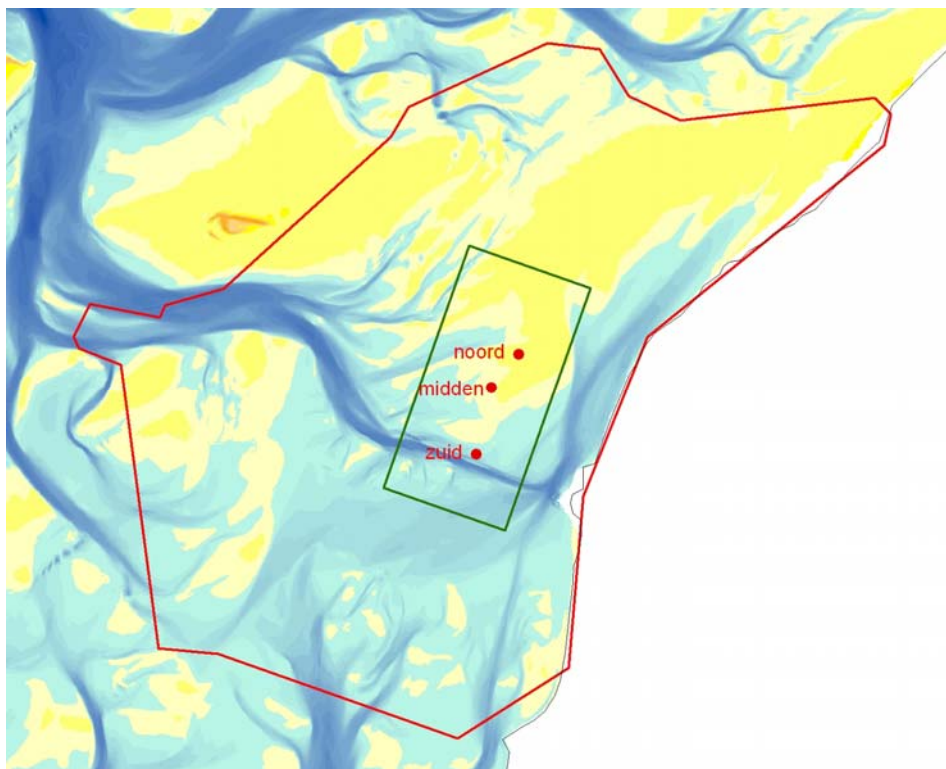


5 Ruimtelijke verschillen bij theoretische bodemdaling

5.1 Inleiding

In dit hoofdstuk wordt gekeken wat de effecten zijn van het aanbrengen van een theoretische bodemdalingsschotel op drie verschillende locaties in het zoekgebied. Het gaat hierbij niet om het in kaart brengen van werkelijke effecten, maar om gesimuleerde effecten door toepassing van modellen, waarbij is uitgegaan van mogelijke locatievarianten voor de zoutwinning. De resultaten zijn geen echte resultaten maar drukken de verschillen (veranderingen) uit ten opzichte van de huidige situatie. In de Startnotitie bij de MER (Groot & Vonk, 2008) is het zoekgebied onderverdeeld in drie zones (figuur 2.3). In de noordelijke zone liggen voornamelijk droogvallende platen en in de zuidelijke zone ligt voornamelijk sublitoraal habitat. In het middengebied worden beide habitats aangetroffen. De drie locaties liggen in deze drie zones. Door de effecten op drie verschillende locaties te vergelijken wordt duidelijk waar de effecten op de ecologie van de theoretische verlaging van de wadbodem het kleinst zijn.

In een waterbewegingsmodel is eerst de huidige situatie doorgerekend. Vervolgens zijn drie scenario's met een bodemdalingsschotel, maar aangebracht op drie verschillende locaties in de huidige bodem, doorgerekend met het waterbewegingsmodel. De technische achtergrond van deze simulaties is beschreven in Hartsuiker (2009). De ligging van de kern van de drie schotels is weergegeven in figuur 5.1.

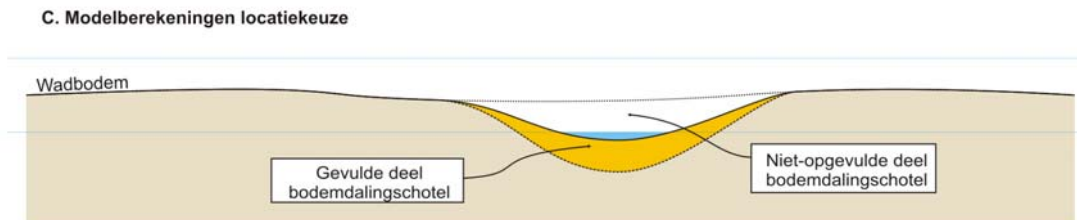


Figuur 5.1: Ligging van de kern van de drie bodemdalingsschotels ter vergelijking van de theoretische effecten van de verschillende locaties.

In de modelbodem is steeds dezelfde theoretische bodemdalingsschotel aangebracht, die bestaat uit de gemodelleerde bodemdaling, die gedeeltelijk gevuld is met sediment (figuur 5.2). Het sedimentvolume in schotel is afgeleid uit de uitkomsten van de ASMITA-berekeningen naar de lange termijn ontwikkeling van de kombergingsgebieden (Cleveringa & Grasmeijer, 2010). Uit deze berekeningen volgt, dat in het meest ongunstige scenario, 45% van de sedimentafname door de bodemdaling van de platen kan worden aangevuld aan het einde van de winningperiode. Het plaatvolume in het kombergingsgebied neemt dan af met 55% van het totale bodemdalingsschotel. Deze afname van het plaatvolume wordt in de modelsimulaties geheel opgelegd in de bodemdalingsschotel. Dit is, zoals eerder gezegd, een puur theoretische situatie, omdat in werkelijkheid de afname van de sedimentvoorraad van de platen overeen veel groter gebied wordt 'uitgesmeerd'.

Het sediment is naar rato over de bodemdalingsschotel verdeeld, zodat voor elke punt in de schotel geldt dat nieuwe hoogte is:

$$Z_{(x,y)\text{gevuldeschotel}} = (1 - \text{Volume}_{\text{opvulling}} / \text{Volume}_{\text{bodemdalingschotel}}) \times Z_{(x,y)\text{bodemdalingschotel}}$$



Figuur 5.2: Geschematiseerde dwarsdoorsnede van de wadbodem met de theoretische situatie van een gedeeltelijk opgevulde bodemdalingsschotel in de wadbodem.

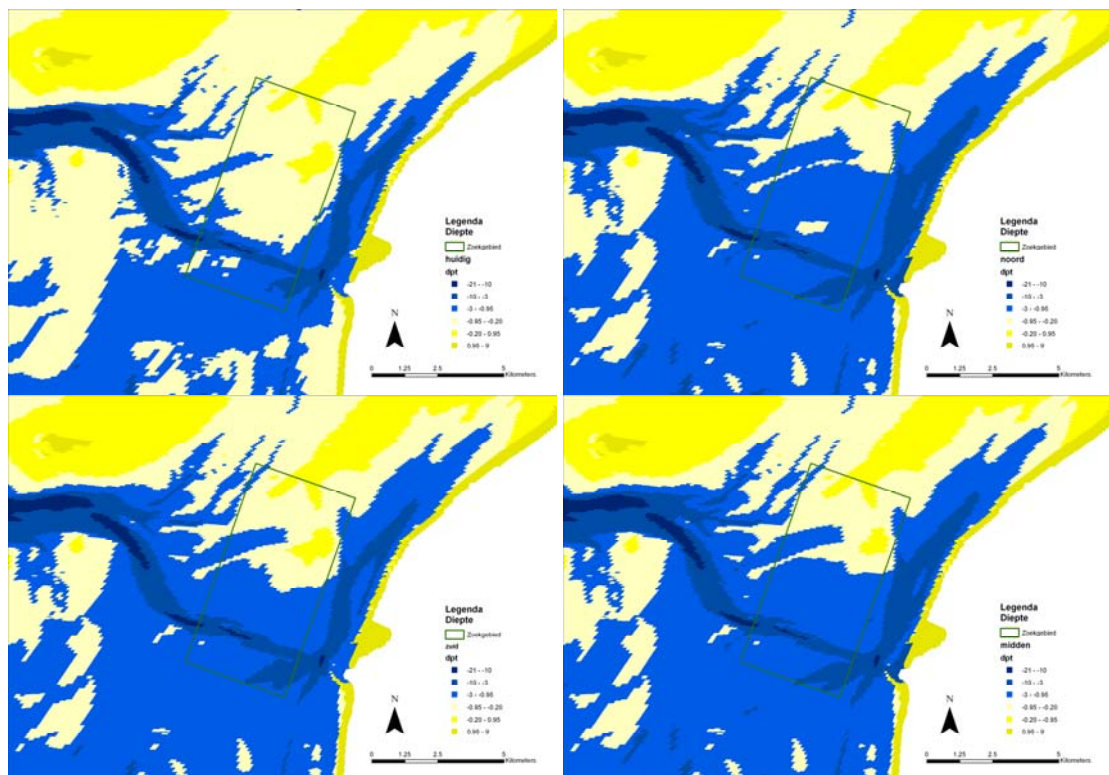
In de volgende paragraaf worden de veranderingen in de abiotiek (diepte, droogvalduur, saliniteit, bodemschuifspanning en residuele stroming bepaald voor de drie verschillende locaties van de bodemdalingsschotel. In de derde paragraaf worden deze veranderingen doorvertaald naar de ecologische waarden. In de conclusie wordt vastgesteld wat de zone met het minste ecologische effect is.

Ter voorkoming van misverstand: alle in dit hoofdstuk beschreven effecten en percentages zijn theoretisch en niet werkelijk te verwachten; ze zijn louter bedoeld ter onderlinge vergelijking van drie locatievarianten (scenario's) van zoutwinning binnen het studiegebied.

5.2 Veranderingen in de abiotiek bij de drie theoretische scenario's

5.2.1 Diepte

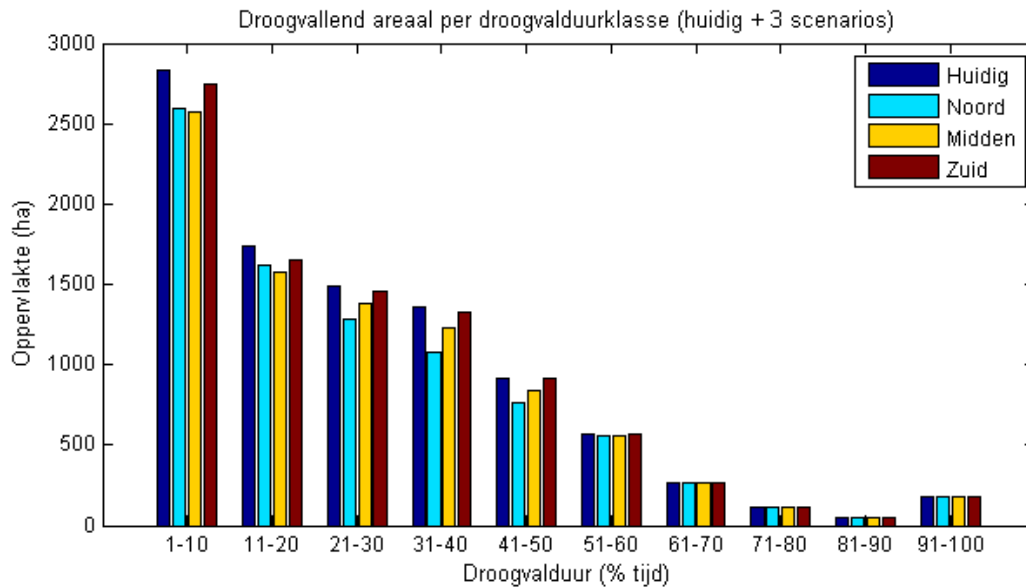
De verandering in diepte wordt aan het model opgelegd door het inbrengen van de theoretische gedeeltelijk gevulde bodemdalingsschotel. Figuur 5.3 laat de vier verschillende modelbodems zien, met als eerste de uitgangssituatie en daarna de drie situaties met de gedeeltelijk gevulde bodemdalingsschotel in het noorden, midden en zuiden. De diepte verandering is in deze figuren zichtbaar door het verdwijnen van droogvallend areaal (geel). Het verdwijnen van droogvallend areaal wordt kleiner naarmate de bodemdalingsschotel zuidelijker wordt geplaatst.



Figuur 5.3: Huidige diepte en gemodelleerde diepte (volledig theoretische situatie) bij een bodemdalingsschotel op de locaties noord, midden en zuid.

5.2.2 Droogvalduur

De theoretische droogvalduur is berekend met het waterbewegingsmodel, waarbij is gekeken naar de lokale hoogte ten opzichte van de lokale waterstanden. Lokaal betekent in dit geval per cel van het rekenrooster van 100 m x 100 m. Er wordt gekeken naar de droogvalduur als een percentage van de totale getijcyclus. In figuur 5.4 is weergegeven hoe het droogvallend areaal over de droogvalduurklassen is verdeeld in de huidige situatie en bij de drie locaties met de theoretische deels opgevulde bodemdalingsschotels. In de figuur is zichtbaar dat het grootste deel van het areaal droogvallende platen in de kort droogvallende klassen valt. In deze klassen, tot 50 % droogvalduur, vinden de meeste veranderingen plaats.



Figuur 5.4: Droogvallend areaal in de diverse droogvalduurklassen in de huidige situatie en bij de drie theoretische scenario's

De gemiddelde verandering van de droogvalduur per klasse is weergegeven in tabel 5.1. Hiervoor is per klasse de droogvalduur als percentage verandering ten opzichte van de huidige situatie uitgedrukt en vervolgens over alle klassen gemiddeld. Gemiddeld neemt de droogvalduur het meest af bij de noordelijke bodemdalingsschotel, gevolgd door de midden- en zuidelijke bodemdalingsschotel. Ook is per bodemdalingsschotel bepaald in welke droogvalduurklasse de maximale verandering optreedt. Ook hierbij treedt de maximale verandering op bij de noordelijke bodemdalingsschotel. Bij een beschouwing waarin niet per klasse wordt gekeken, maar naar het gehele areaal, ontstaat hetzelfde beeld, hoewel de percentages anders zijn.

Tabel 5.1 Theoretische verandering in droogvalduur.

	Noord	Midden	Zuid
Gemiddelde verandering per klasse	-7%	-4%	-3%
Maximale verandering	-21% (kl. 31-40)	-9% (kl. 1-10)	-13%(kl. 21-30)
Verandering hele areaal	-11%	-8%	-5%

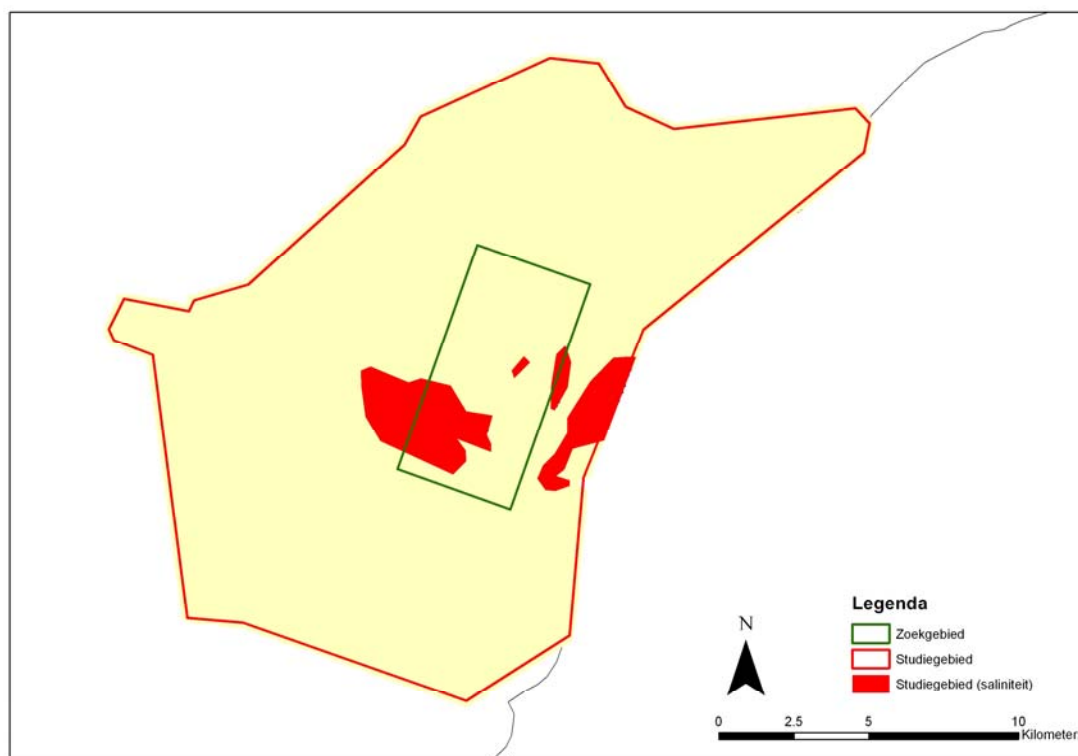
5.2.3 Saliniteit

Door de aanwezigheid van de bodemdalingsschotels veranderen de stromingen en daarmee de verdeling van zoetwater en de saliniteit in het studiegebied. Grote veranderingen in saliniteit hebben mogelijk een negatief effect op de aanwezige macrobenthos (o.a. de litorale mosselbanken) in het gebied. De saliniteit in de waterkolom rond het studiegebied is per cel van het rekenrooster van ongeveer één hectare gemodelleerd. Dit is uitgevoerd voor de huidige situatie (referentie) en voor elk scenario met de verschillende bodemdalingsschotels. Door de gemodelleerde saliniteit van de referentiesituatie af te trekken van de gemodelleerde saliniteit van de nieuwe situatie, is de verandering in saliniteit voor de drie scenario's berekend.

De verandering in saliniteit als gevolg van de bodemdalingsschotels is weergegeven in tabel 5.2. Het studiegebied heeft een totale oppervlakte van 28558 ha. De procentuele verandering in saliniteit ten opzichte van de huidige situatie is in 5 klassen opgedeeld. Per klasse is weergegeven hoeveel procent van de totale oppervlakte van het studiegebied in de bijbehorende klasse valt. De grootste verandering in saliniteit vindt plaats bij de zuidelijke bodemdalingsschotel, waar voor 1099 ha een toename tussen de 0.5% en 1% in saliniteit is berekend. Figuur 5.5 geeft ter illustratie een kaart van de omvang van de verandering bij de zuidelijke bodemdalingsschotel. Uit tabel 5.2 blijkt dat alle verandering voor zowel een toe- als afname in saliniteit minder dan 1% zijn. Deze effecten zijn dermate klein dat eventuele effecten op het macrobenthos kunnen worden uitgesloten.

Tabel 5.2 Theoretische procentuele verandering in saliniteit per klasse.

Scenario	<-1%	-1% – -0.5%	-0.5% – 0.5%	0.5% – 1%	>1%
Noord	0	0.6 (179ha)	99.4	0	0
Midden	0	0	100	0	0
Zuid	0	0	96.2	3.8 (1099ha)	0



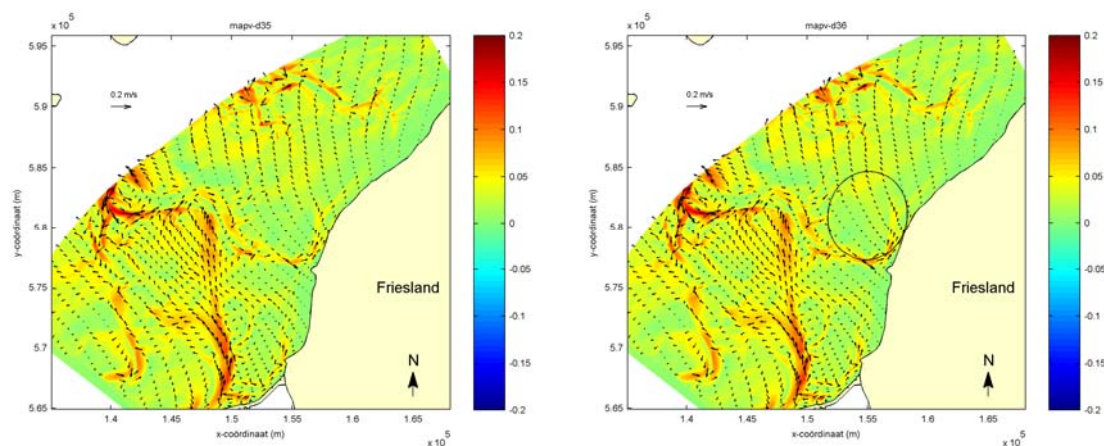
Figuur 5.5: Berekende verandering in saliniteit als gevolg van de theoretische, gedeeltelijk opgevulde zuidelijke bodemdalingsschotel.

5.2.4 Residuele stroming

De residuele stroming speelt een belangrijke rol in het netto sedimenttransport in een getijdenbekken (bijv. Van de Kreeke & Hibma, 2005). We hebben het residueel stromingspatroon bepaald door de berekende snelheden uit het stromingsmodel te middelen over één getij. Dit is voor de bepaling van de effecten van een theoretische bodemdalingsschotel voldoende. Figuur 5.6a toont de berekende residuele stromingen

in de oorspronkelijke situatie. In het studiegebied zijn de Blauwe Slenk, het Hanegat en het Kimstergat de belangrijkste getijgeulen. Figuur 5.6a laat zien dat deze gedomineerd worden door de vloedstroming. De grootste residuele stroomsnelheid is ongeveer 0.1 m/s in deze geulen.

Figuur 5.6b laat de berekende residuele stromingen voor scenario noord zien. De verschillen met de oorspronkelijke situatie zijn zo klein dat deze niet direct zichtbaar zijn bij onderlinge vergelijking. De kleine toename van de vloeddominantie van Hanerak en Kimstergat is duidelijker te zien in het verschil met de oorspronkelijke situatie in figuur 5.7. De toename van de residuele stroomsnelheid bedraagt ongeveer 0.01 m/s. De aanvoer van sediment naar de bodemdalingsschotel zal hierdoor toenemen en het effect van bodemdaling door zoutwinning in meer of mindere mate compenseren.

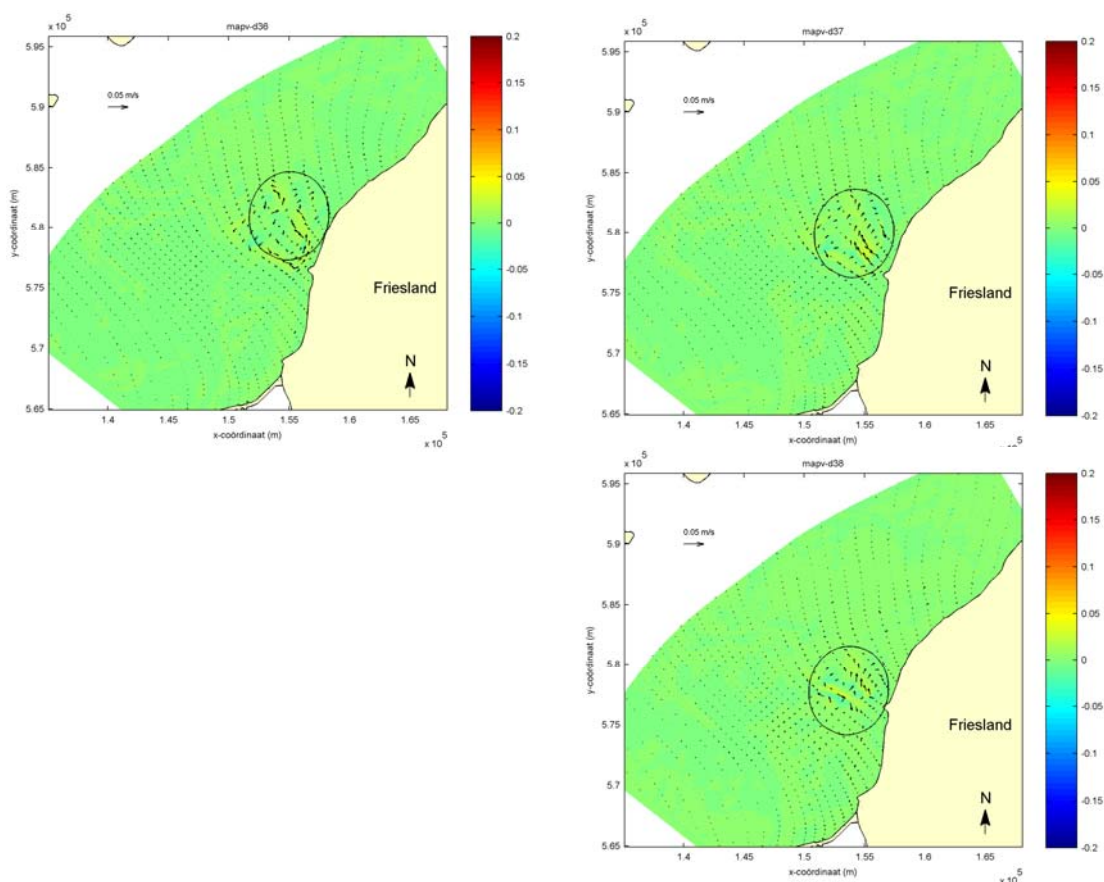


Figuur 5.6 Berekende residuele stromingen op basis van een gemiddeld getij in de huidige situatie (links) en in scenario noord met de theoretische gedeeltelijk gevulde bodemdalingsschotel (rechts)

Simulaties met het ASMITA-model door Cleveringa & Grasmeijer (2010) laten ook zien dat het plaatvolume tijdens zoutwinning weliswaar afneemt, maar dat na het beëindigen van de zoutwinning dit volledig hersteld. Ongeveer 20 jaar na de zoutwinningsperiode ligt volume van de platen vrijwel op de oorspronkelijke groeilijn (Cleveringa & Grasmeijer, 2010). De interpretatie van de verandering van het residuele stromingspatroon door de bodemdalingsschotel bevestigt dit. Hierbij moet worden opgemerkt dat de berekeningen zijn gemaakt voor een situatie waarbij de bodemdalingsschotel ineens wordt gevormd. In werkelijkheid verloopt de bodemdaling zeer geleidelijk en zal een vereffening van de bodemdalingsschotel plaatsvinden. Desalniettemin mag de verandering in het residuele stromingspatroon worden geïnterpreteerd als een aanwijzing voor de opvulling van de bodemdalingsschotel.

Het middenscenario toont ook een kleine toename van vloeddominantie van het Hanerak. Die van het Kimstergat neemt juist iets af door een gedeeltelijke afbuiging van de vloedstroom naar het midden van de bodemdalingsschotel. In scenario zuid ligt het midden van de bodemdalingsschotel in de getijgeul Hanerak. Dit versterkt de vloeddominantie van deze geul maar verzwakt de residuele vloedstroom in het Kimstergat. Evenals in scenario noord bevorderen deze veranderingen de sedimentaanvoer naar de bodemdalingsschotel.

De veranderingen in het residuele stromingspatroon zijn dermate klein dat er geen effecten op de ecologie worden verwacht.

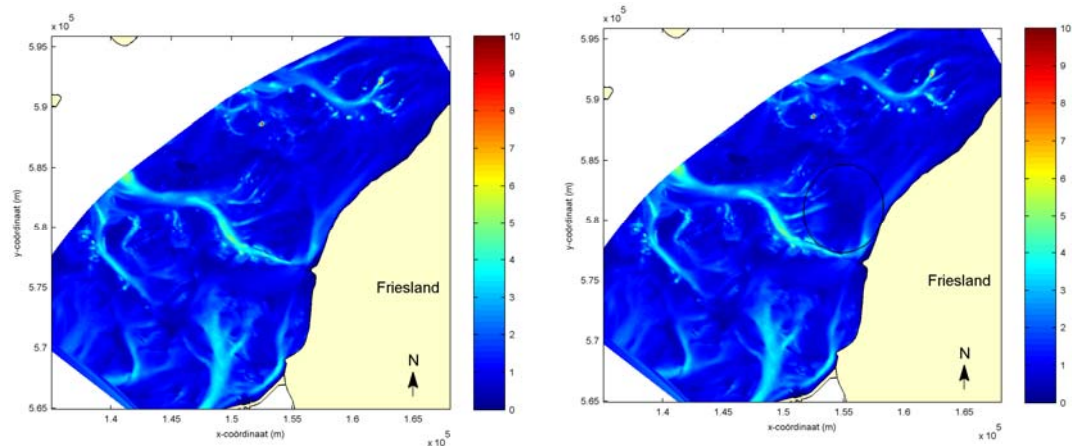


Figuur 5.7 Theoretische verandering van de residuele stroming ten gevolge van de noordelijke schotel (boven), middelste schotel (rechtsboven) en zuidelijke schotel (rechts) zonder natuurlijk herstel van de morfologie

5.2.5 Bodemschuifspanning

De bodemschuifspanning, uitgedrukt in N/m^2 , zal ten gevolge van de theoretische bodemdalingsschotels wijzigingen. Een verlaagde bodemschuifspanning wijst op mogelijke sedimentatie, een verhoogde bodemschuifspanning op mogelijke erosie. Of deze erosie en sedimentatie daadwerkelijk optreden is niet alleen afhankelijk van de veranderingen in de bodemschuifspanning, de getoonde veranderingen van de *maximale* bodemschuifspanning moeten derhalve worden beschouwd als een indicatie.

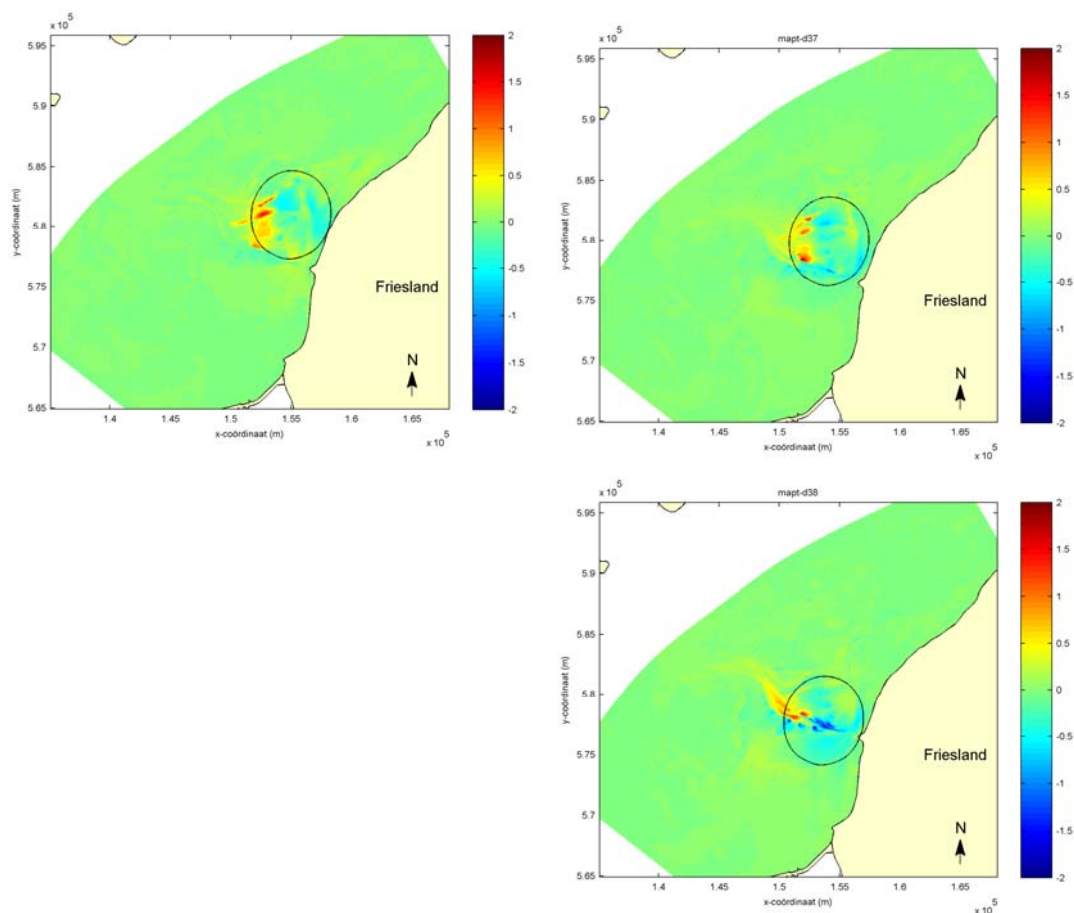
Figuur 5.8 toont in de linkerfiguur de berekende maximale bodemschuifspanning in de oorspronkelijke situatie. Het geulenpatroon is hierin duidelijk herkenbaar, omdat de maximale bodemschuifspanning het grootst is in de geulen, met waarden in de orde van 4 N/m^2 . Op de platen is de bodemschuifspanning veel kleiner. Ter indicatie van de dynamiek in het studiegebied: de kritische bodemschuifspanning voor zand met $D_{50} = 0.2 \text{ mm}$ is ongeveer 0.2 N/m^2 . De kritische schuifspanning voor slib kan sterk variëren en is ondermeer afhankelijk van het percentage zand dat in het slib aanwezig is. Van Rijn (2005) presenteert waarden tussen 0.2 en 1.5 N/m^2 . Een vergelijking van deze kritische schuifspanningen met de maximale bodemschuifspanningen in Figuur 5.8 geeft aan dat het sediment in vrijwel het gehele studiegebied in beweging kan worden gebracht door de optredende getijdestromingen. Dit komt overeen met de waarnemingen dat de wadbodem en de bodem van de geulen zeer dynamisch zijn.



Figuur 5.8: Maximale bodemschuifspanning (N/m^2) in de huidige situatie (links) en het scenario noord met de theoretische gedeeltelijk gevulde bodemdalingsschotel (rechts).

In de figuur van de maximale bodemschuifspanning die optreedt bij een theoretische gedeeltelijk gevulde bodemdalingsschotel, zoals is weergegeven in de rechter figuur 5.8, is geen direct verschil met de oorspronkelijk situatie waarneembaar. Er wordt daarom gekeken naar de verschillen tussen de situaties om te kijken welke veranderingen optreden. Figuur 5.9a toont de berekende verandering van de maximale bodemschuifspanning door het opleggen van een theoretische bodemdalingsschotel (in dit geval de noordelijke). De geulen die de toegang vormen tot de bodemdalingsschotel ondervinden in deze situatie een hogere maximale bodemschuifspanning. Wanneer de bodemdalingsschotel niet geleidelijk maar, zoals in de modelsimulaties is geïmplementeerd, ineens wordt opgelegd dan zal in deze gebieden in eerste instantie erosie optreden. Het uit de geulen geërodeerde sediment zal zich dan afzetten in de gebieden met een verlaagde maximale schuifspanning. In figuur 5.9a is dit het lichtblauwe gebied in de bodemdalingsschotel zelf. Na verloop van tijd zal door de sedimentatie in de bodemdalingsschotel het debiet door de geulen afnemen en daardoor de geulerosie tot stilstand komen.

Figuur 5.9b toont de berekende verandering van de maximale bodemschuifspanning voor de theoretische gedeeltelijk opgevulde middelste bodemdalingsschotel. Het beeld is vergelijkbaar met dat voor de noordelijke bodemdalingsschotel. Het zwaartepunt van de veranderingen in bodemschuifspanning en dus van initiële erosie en sedimentatie is echter iets verschoven richting het middengebied. De absolute veranderingen van de maximale bodemschuifspanning zijn voor de theoretische gedeeltelijk opgevulde zuidelijke bodemdalingsschotel het grootst (figuur 5.9c). Reden hiervoor is dat het centrum van de bodemdalingsschotel in een getijgeul ligt (Hanerak) waar de bodemschuifspanningen groter zijn dan in de omgeving. De absolute verandering van de bodemschuifspanning door ontwikkeling van de bodemdalingsschotel is hierdoor ook groter. De relatieve veranderingen is echter van dezelfde orde als in de andere scenario's.



Figuur 5.9 Verandering van de maximale bodemschuifspanning (N/m^2) voor scenario noord (boven), midden (rechtsboven) en zuid (rechts) zonder natuurlijk herstel van de morfologie

Figuur 5.9 toont de verandering in de maximale bodemschuifspanning bij de aanwezigheid van een theoretische gedeeltelijk opgevulde bodemdalingsschotel in de wadbodem. In werkelijkheid zal de bodemdaling geleidelijk over een periode van ongeveer twintig jaar plaatsvinden. Hierdoor krijgt het natuurlijke systeem voldoende tijd om de erosie in de geulen te compenseren. Berekeningen met het ASMITA-model door Cleveringa en Grasmeijer (2010) tonen aan dat de aanvoercapaciteit van sediment hiervoor toereikend is.

De grootte van de sedimentatie in het diepste deel van de bodemdalingsschotel en daarmee de maximale bedekking van het bodemleven bedraagt in het theoretische scenario dat hier is doorgerekend 2,25 cm/jaar, oftewel 0,06 mm/dag. In het volgende hoofdstuk wordt berekend dat deze sedimentatiesnelheid inderdaad gehaald kan worden in het Waddenmilieu.

5.3 Theoretische effecten van abiotische veranderingen op de ecologie

5.3.1 Diepte

De theoretische veranderingen in diepte zijn beschreven in § 5.2.1. Diepteveranderingen kunnen vooral een effect hebben op de eenden die naar voedsel op de bodem duiken, de Eidereend en de Toppereend. Het voedsel dat voor deze eenden belangrijk is zijn de kokkel en de mossel.

Eidereend

Eidereenden foerageren bij voorkeur tot een diepte tot -3 meter, maar kunnen tot -10 meter foerageren. Tabel 5.3 geeft de theoretische toename en afname van het areaal potentieel foerageergebied wat door het opleggen van een gedeeltelijk gevulde bodemdalingschotel ontstaat of verdwijnt. Dit is het potentiële foerageergebied omdat niet bekend is of er daadwerkelijk voedsel aanwezig is wat genuttigd kan worden. Uit de tabel valt af te lezen dat het meest gewilde areaal, namelijk dat tot -3 meter, in alle drie theoretische scenario's marginaal verandert. Dit geldt ook voor het totale duikbereik van de Eidereend. Gezien de nauwkeurigheden van het model kan deze verandering gelijk worden gesteld aan geen verandering (0%).

Tabel 5.3: Theoretische procentuele verandering van het potentieel foerageergebied voor Eidereenden in de drie scenario's.

	Scenario	% vloedkom Marsdiep	% vloedkom Vlie
0 tot -3m	Noord	+0.16%	+0.14%
	Midden	+0.20%	+0.17%
	Zuid	+0.42%	+0.36%
-3m tot -10m	Noord	+0.05%	+0.05%
	Midden	+0.04%	+0.04%
	Zuid	-0.01%	-0.01%

Toppereend

Toppereenden foerageren bij voorkeur tot een diepte tot -4.5 meter. Tabel 5.4 geeft de theoretische toename en afname van het areaal potentieel foerageergebied dat door het opleggen van een gedeeltelijke gevulde bodemdalingschotel ontstaat of verdwijnt. Uit de tabel valt af te lezen dat geprefereerde gebied tot -4.5 meter, in alle drie scenario's slechts marginaal verandert, een verandering die gezien de modelnauwkeurigheden gelijk aan 0% kan worden gesteld.

Tabel 5.4: Theoretische procentuele verandering van het potentieel foerageergebied van 0 tot -4.5 m voor Toppereenden in de drie scenario's.

Scenario	% vloedkom Marsdiep	% vloedkom Vlie
Noord	+0.03%	+0.03%
Midden	+0.01%	+0.01%
Zuid	-0.08%	-0.08%

Kokkels

Kokkels in de Waddenzee laten geen verschil in biomassa en dichtheid zien in het diepte traject van laagwater tot -5 m NAP (Kater *et al.*, in concept). Veranderingen in dit dieptebereik zullen daarom ook geen invloed hebben op de kokkeldichtheid en biomassa. In de preferente dieptezones waar Eidereenden en Toppereenden naar

voedsel duiken, worden dus geen veranderingen verwacht in de biomassa of dichtheid van deze prooidieren van de schelpdieretende duikeenden door de bodemdaling.

Sublitorale Mosselen

Sublitorale Mosselen in de Waddenzee laten geen verschil in biomassa en dichtheid zien in het traject tussen van laagwater tot -5m NAP (Kater *et al.*, in concept). Omdat dit dieptebereik de voorkeurszones waar Eidereenden en Toppereenden foerageren, wordt geen effect verwacht op deze eenden via veranderingen in het vóórkomen van hun voedsel door de bodemdaling.

5.3.2 Droogvalduur

De theoretische veranderingen in droogvalduur zijn beschreven in § 5.2.2. Droogvalduur heeft een effect op het areaal droogvallende plaat en daarmee op de habitattypen H1110 en H1140. Daarnaast kan een theoretisch effect worden verwacht op de vogels die op de droogvallende platen foerageren, en hun voedsel. Ook kunnen door de theoretische daling als gevolg van het opleggen van de gedeeltelijk gevulde bodemdalingsschotel op de droogvallende platen ligplaatsen voor zeehonden verdwijnen.

Habitatype H1110 en H1140

Door het opleggen van de gedeeltelijke gevulde bodemdalingsschotels aan de wadbodem gaat een deel van habitatype H1140 over in habitatype H1110. De scheiding tussen beide habitattypes ligt hier tussen wel en niet droogvallen gedurende laagwater. In het 'besluit Natura2000-gebied Waddenzee' staat beschreven dat de laagwaterlijn gebaseerd wordt op het Lowest Astronomical Tide (LAT), die voor Harlingen op -1.34m NAP ligt. De grens tussen H1140 en H1110 ligt in dit geval dus op -1.34 m NAP. Voor ieder scenario is het areaal dat theoretisch overgaat van 1140 naar 1110 berekend, en is berekend welk percentage dit is van het totale areaal H1140 in een vloedkom. De resultaten staan weergegeven in tabel 5.5.

Tabel 5.5: Theoretische veranderingen van habitatype H1140 naar habitatype H1110 bij de grens op LAT (-1.34m NAP)

Scenario	Areaal (ha)	% vloedkom Marsdiep	% vloedkom Vlie
Noord	476	2.07	1.17
Midden	480	2.09	1.18
Zuid	349	1.52	0.86

Vanuit ecologisch oogpunt is niet het LAT relevant maar de diepte van het daadwerkelijke laagwater, omdat deze diepte bepaalt welke delen tijdens laagwater droogvallen. Daarom wordt voor het bepalen van ecologische effecten als gevolg van bodemdaling gebruik gemaakt van de gemiddelde laagwaterlijn (-0.95 m NAP). De theoretische veranderingen in deze arealen zijn weergegeven in figuur 5.3 waarin de gele gebieden het areaal boven de -0.95 m NAP vertegenwoordigt, en de blauwe gebieden het areaal eronder.

Kokkels

Met de procentuele verdeling van kokkels over de verschillende droogvalduurklassen (zie paragraaf 5.2.2) kan op basis van de aantallen kokkels in het systeem worden uitgerekend hoeveel kokkels er bij de verschillende scenario's in de verschillende droogvalduurklassen theoretisch verwacht kunnen worden, en wat de theoretische procentuele afname of toename per scenario is ten opzichte van de vloedkom. Tabel 5.6

geeft de theoretische procentuele verwachte veranderingen weer, waarbij in alle scenario's een afname wordt verwacht. Deze theoretische afname varieert tussen de 5.5% en de 1.3%.

Tabel 5.6: Theoretische procentuele verwachte verandering van kokkeldichtheden, op basis van droogvalduur, bij de drie scenario's.

Scenario	% vloedkom Marsdiep	% vloedkom Vlie
Noord	-5.5%	-3.3%
Midden	-4.0%	-2.4%
Zuid	-2.1%	-1.3%

Naar aanleiding van de analyses van de relatie tussen de biomassa en dichtheden op de MWTL punten en de droogvalduur kan worden afgeleid dat een verandering in droogvalduur geen significant effect op de dichtheid heeft, maar wel de biomassa kan beïnvloeden. Met de afgeleide relaties (Kater *et al.*, in concept) zijn de theoretische effecten van de drie scenario's op de kokkelbiomassa bepaald. Deze zijn weergegeven in tabel 5.7. Ook voor de afname van de biomassa geldt dat deze het grootst is bij de noordelijke bodemdalingsschotel en het kleinst bij de zuidelijke bodemdalingsschotel. Deze verschillen tussen de theoretische effecten van de drie bodemdalingsschotels zijn geheel te herleiden tot het verschillen in de veranderingen van de droogvalpercentages.

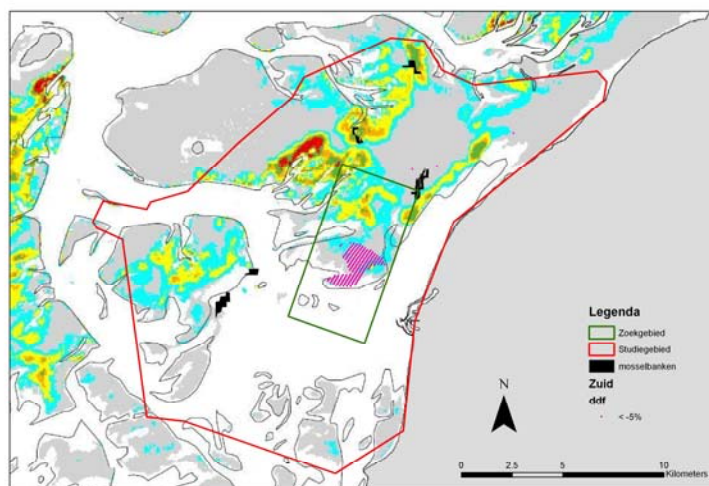
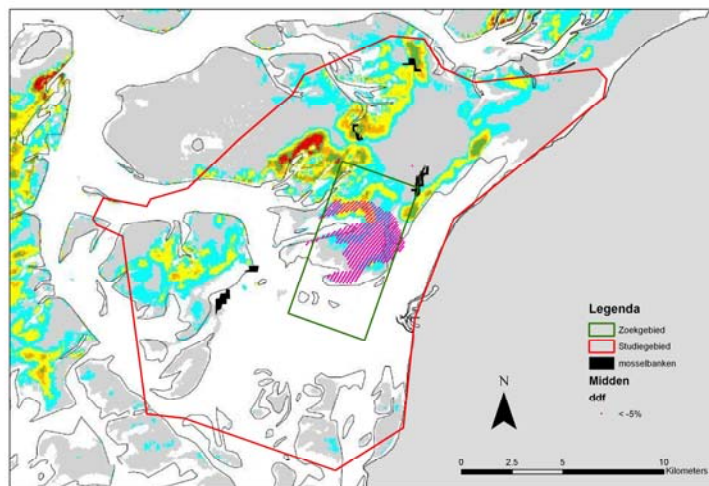
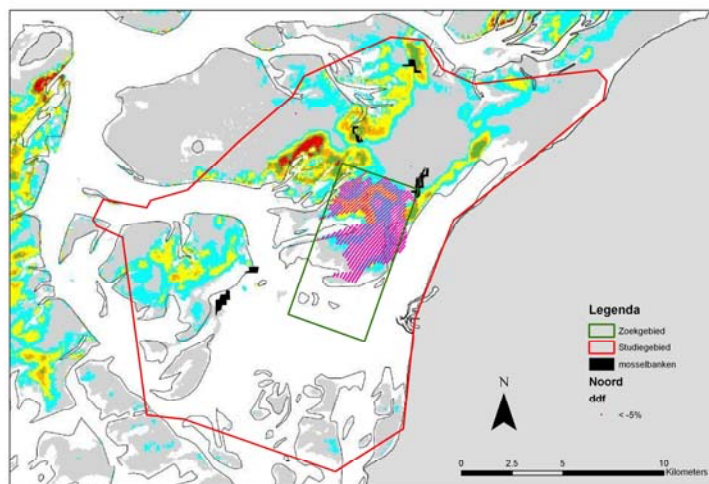
Tabel 5.7: Theoretische procentuele verwachte verandering van kokkelbiomassa, op basis van droogvalduur, bij de drie scenario's.

Scenario	% vloedkom Marsdiep	% vloedkom Vlie
Noord	-3.9%	-2.7%
Midden	-3.7%	-2.6%
Zuid	-1.4%	-1.0%

Mosselbanken

Droogvallende mosselbanken komen verspreid over het hele intergetijdengebied van de Waddenzee voor. Het areaal waar potentieel een mosselbank zou kunnen voorkomen verandert op dezelfde wijze als habitattypen H1140, het areaal droogvallend gebied. Deze theoretische veranderingen zijn terug te vinden in tabel 5.5.

Bij het plotten van de bodemdalingsschotels op de mosselkansenkaart (Brinkman & Bult, 2002), blijkt dat de schotels niet in een gebied met een hoge kansrijkheid voor mosselen valt. In figuur 5.10 dit per scenario weergegeven, waarbij voor de theoretische gedeeltelijk opgevulde bodemdalingsschotels het areaal droogvallende plaat waarvan de droogvalduur met minimaal 5% afneemt is aangegeven. Deze, overigens volledige theoretische daling betekent dus niet per se dat het gebied onder water komt te liggen, maar wel dat er een verandering in het habitat zou kunnen plaatsvinden. Bestaande mosselbanken (zwart op de kaarten) worden niet beïnvloed door droogvalduurveranderingen in de drie scenario's. Bij de noordelijke schotel daalt door deze theoretische schotel in het noorden een gebied wat als redelijk kansrijk (groen) kan worden betiteld. Met de middelste en zuidelijke schotel wordt hooguit kansarm gebied (geel) getroffen.



Figuur 5.10: Theoretische veranderingen in droogvalduur ten opzichte van de mosselkanskaart (Brinkman & Bult, 2002): paars = afname droogvalduur > 5%; kansrijkheid op mosselen van hoog naar laag via de kleuren rood – groen – oranje – geel –blauw –grijs; bestaande mosselbanken zijn met zwart weergegeven.

Nonnetje

Voor het Nonnetje (*Macoma balthica*) is het effect bepaald aan de hand van de relatie tussen droogvalduur en de biomassa van Nonnetjes in de gehele Waddenzee en de relatie tussen droogvalduur en dichtheid (Kater *et al*, in concept). Het effect is uitgedrukt als procentuele verandering van de dichtheid en biomassa ten opzichte van het Marsdiep en het Vlie. Tabel 5.8 laat de theoretische percentages zien. Theoretisch treden de grootste veranderingen op bij de bodemdalingsschotel op de noordelijke locatie en de kleinste effecten bij de zuidelijke locatie.

Tabel 5.8: Theoretische procentuele verwachte verandering van biomassa en dichtheid van het Nonnetjes, op basis van droogvalduur, bij de drie scenario's.

Scenario	biomassa		Dichtheid	
	% vloedkom Marsdiep	% vloedkom Vlie	% vloedkom Marsdiep	% vloedkom Vlie
Noord	-7.0%	-3.6%	-6.4%	-3.2%
Midden	-4.4%	-2.3%	-3.9%	-2.0%
Zuid	-1.2%	-0.6%	-1.0%	-0.5%

Draadworm

Voor de Draadworm (*Heteromastus filiformis*) is het effect bepaald aan de hand van de relatie tussen droogvalduur en de biomassa van Draadwormen in de gehele Waddenzee (Kater *et al*, in concept). In tabel 5.9 zijn de veranderingen weergegeven. Ook bij deze soort geldt dat theoretisch de grootste veranderingen optreden bij een bodemdalingsschotel aan de noordzijde en dat de kleinste veranderingen optreden bij een bodemdalingsschotel aan de zuidzijde.

Tabel 5.9: Theoretische procentuele verwachte verandering van biomassa van de Draadworm, op basis van droogvalduur, bij de drie scenario's.

Scenario	% vloedkom Marsdiep	% vloedkom Vlie
Noord	-4.5%	-2.9%
Midden	-3.9%	-2.5%
Zuid	-1.4%	-0.9%

Wadslakje

Wadslakjes kunnen als voedsel dienen voor vogels die op de droogvallende platen foerageren, zoals Bergeenden. Daarom is gekeken naar de relatie tussen de droogvalduur en de biomassa en dichtheid van Wadslakjes in de Waddenzee. Zowel voor biomassa als voor droogvalduur kan geen significante relatie worden aangetoond tussen de droogvalduur en deze biologische parameters (Kater *et al*, in concept).. Dit betekent dat als de droogvalduur door zoutwinning korter wordt, zoals dit in de theoretische scenario's in dit hoofdstuk het geval is, dit geen effect heeft op de biomassa of dichtheid van Wadslakjes. Tabel 5.10 geeft dit weer.

Tabel 5.10: Theoretische procentuele verwachte verandering van biomassa en dichtheid van het Wadslakje, op basis van droogvalduur, bij de drie scenario's.

Scenario	% vloedkom Marsdiep	% vloedkom Vlie
Noord	0%	0%
Midden	0%	0%
Zuid	0%	0%

Scholeksters

De scholekster foerageert in het lage deel (<40%) van het droogvallende gebied (zie paragraaf 4.3.3). Bij ieder scenario gaat door het opleggen van de theoretische gedeeltelijk gevulde bodemdalingsschotels een areaal van dit lager gelegen deel verloren (figuur 5.4). Uitgedrukt in de percentages bedragen de berekende theoretische afnames tussen de 1.3% en 5.8%. Tabel 5.11 toont het theoretische percentage afname ten opzichte van het areaal van laag deel in de vloedkommen.

Tabel 5.11: Theoretische veranderingen in foerageerareaal van de Scholekster

Scenario	% vloedkom Marsdiep	% vloedkom Vlie
Noord	-5.8%	-2.5%
Midden	-3.8%	-1.7%
Zuid	-2.9%	-1.3%

Het quantiel regressie model voor Scholeksters (bijlage H) leverde een lineaire relatie op tussen de droogvalduur tussen de 5% en 40% en draagkracht voor Scholeksters. Voor deze range van droogvalduur (5-40%) is berekend wat de theoretische draagkracht bij de diverse scenario's is. Verondersteld is dat buiten de range geen Scholeksters foerageren. De theoretische verandering van de draagkracht is berekend ten opzichte van de draagkracht in het Vlie en in het Marsdiep. De grootste afname is 8.9% (schotel noord Marsdiep), de kleinste 0.9% (schotel zuid Vlie). Alle theoretische veranderingen zijn weergegeven in tabel 5.12. In deze tabel staat ook een schatting van het aantal vogels waar het om gaat. Dit is een schatting van het totaal aantal vogels waarmee de draagkracht afneemt, gecorrigeerd voor de werkelijke invulling van de draagkracht. Deze correctiefactor is afgeleid van de vier laagwatertellingen, waarin de draagkracht van het gebied is berekend, en het totaal aantal vogels die er werkelijk zit, zijn geteld.

Tabel 5.12: Theoretische veranderingen in draagkracht voor de Scholekster

Scenario	% vloedkom Marsdiep	% vloedkom Vlie	aantal
Noord	-8.9%	-4.2%	870
Midden	-5.3%	-2.5%	514
Zuid	-1.8%	-0.9%	178

Het verschil in de theoretische verandering van de draagkracht voor Scholeksters tussen de drie verschillende bodemdalingsschotels is groot. De theoretische verandering in draagkracht is het grootst bij de bodemdalingsschotel in het noorden, omdat daarbij de verandering op de droogvallende platen het grootst is. De theoretische verandering in de draagkracht voor Scholeksters is bij de zuidelijke bodemdalingsschotel bijna 5 keer zo klein. En dat komt omdat maar een beperkt deel van deze bodemdalingsschotel invloed heeft op de droogvallende platen. De theoretische verandering bij de middenlocatie voor de bodemdalingsschotel ligt tussen de twee uitersten in.

Bonte strandlopers

De Bonte strandloper foerageert hoog in het intergetijdengebied (zie paragraaf 4.3.8). Ook de theoretische verandering in dit areaal is bij ieder scenario uitgerekend. Het percentage afname van dit areaal ten opzichte van het areaal aanwezig in de vloedkom varieert van minimaal 0.1% tot maximaal 4.3%. Alle theoretische veranderingen zijn weergegeven in tabel 5.13.

Tabel 5.13: Theoretische veranderingen in foerageerareaal van de Bonte strandloper

Scenario	% vloedkom Marsdiep	% vloedkom Vlie
Noord	-5.2%	-2.4%
Midden	-2.6%	-1.2%
Zuid	-2.5%	-1.1%

Het quantiel regressie model voor Bonte strandlopers (zie bijlage H) leverde een parabolische relatie op tussen de droogvalduur tussen de 5% en 40% en draagkracht voor Bonte strandlopers. Voor deze range van droogvalduur (5-40%) is berekend wat de draagkracht bij de diverse scenario's is. Verondersteld is dat buiten de range geen Bonte strandlopers foerageren. De theoretische verandering van de draagkracht is berekend ten opzichte van de draagkracht in het Vlie en in het Marsdiep. De grootste theoretische afname is 6.0% (schotel noord Marsdiep), de kleinste 0.8% (schotel zuid Vlie). Alle theoretische veranderingen zijn weergegeven in tabel 5.14. In deze tabel staat ook een schatting van het aantal vogels waar het om gaat (zie de paragraaf Scholekster hierboven voor uitleg over de wijze van berekenen).

Tabel 5.14: Theoretische veranderingen in draagkracht voor de Bonte strandlopers

Scenario	% vloedkom Marsdiep	% vloedkom Vlie	aantal
Noord	-6.0%	-4.6%	2970
Midden	-3.2%	-2.5%	1597
Zuid	-1.0%	-0.8%	487

Kanoetstrandlopers

Kanoetstrandloper foerageren zowel in het hoog als het laaggelegen intergetijdengebied (zie paragraaf 4.3.9). Het theoretische verlies aan areaal per scenario is weergegeven in tabel 5.5. Voor Kanoetstrandlopers kon geen quantiel regressie model worden ontwikkeld. De theoretische verandering in het potentieel foerageerareaal voor Kanoetstrandlopers zijn het grootst bij de noordelijke bodemdalingsschotel en het kleinst voor de zuidelijke bodemdalingsschotel.

Tabel 5.15: Theoretische veranderingen in foerageerareaal van de Kanoetstrandloper

Scenario	% vloedkom Marsdiep	% vloedkom Vlie
Noord	-5.6%	-2.5%
Midden	-3.6%	-1.6%
Zuid	-2.8%	-1.3%

Wulp

Wulpen foerageren voornamelijk in het laaggelegen deel van het intergetijdengebied (zie paragraaf 4.3.13). Het effect op basis van theoretische areaalverandering is daarom vergelijkbaar met het effect op de Scholeksters, en terug te vinden in tabel 5.11.

Het quantiel regressie model voor de Wulp (zie bijlage H) leverde een parabolische relatie op tussen de droogvalduur tussen de 5% en 40% en draagkracht voor Wulpen. Voor deze range van droogvalduur (5-40%) is berekend wat de theoretische draagkracht is bij de diverse scenario's. Verondersteld is dat buiten de range geen Wulpen foerageren. De theoretische verandering van de draagkracht is berekend ten opzichte van de draagkracht in het Vlie en in het Marsdiep. De grootste theoretische afname is 3.8% (schotel midden - Vlie), de kleinste 0.3% (schotel zuid - Marsdiep). Alle percentages zijn weergegeven in tabel 5.16. In deze tabel staat ook een schatting van het aantal vogels waar het om gaat (zie de paragraaf Scholekster hierboven voor uitleg over de wijze van berekenen). De theoretische afname in de draagkracht betreft bij de noordelijke bodemdalingsschotel bijna vier keer zoveel Wulpen als bij de zuidelijke bodemdalingsschotel.

Tabel 5.16: Theoretische veranderingen in draagkracht voor Wulpen

Scenario	% vloedkom Marsdiep	% vloedkom Vlie	aantal
Noord	- 1.3%	- 3.8%	491
Midden	- 0.9%	- 2.5%	321
Zuid	- 0.3%	- 1.0%	124

Bergeenden

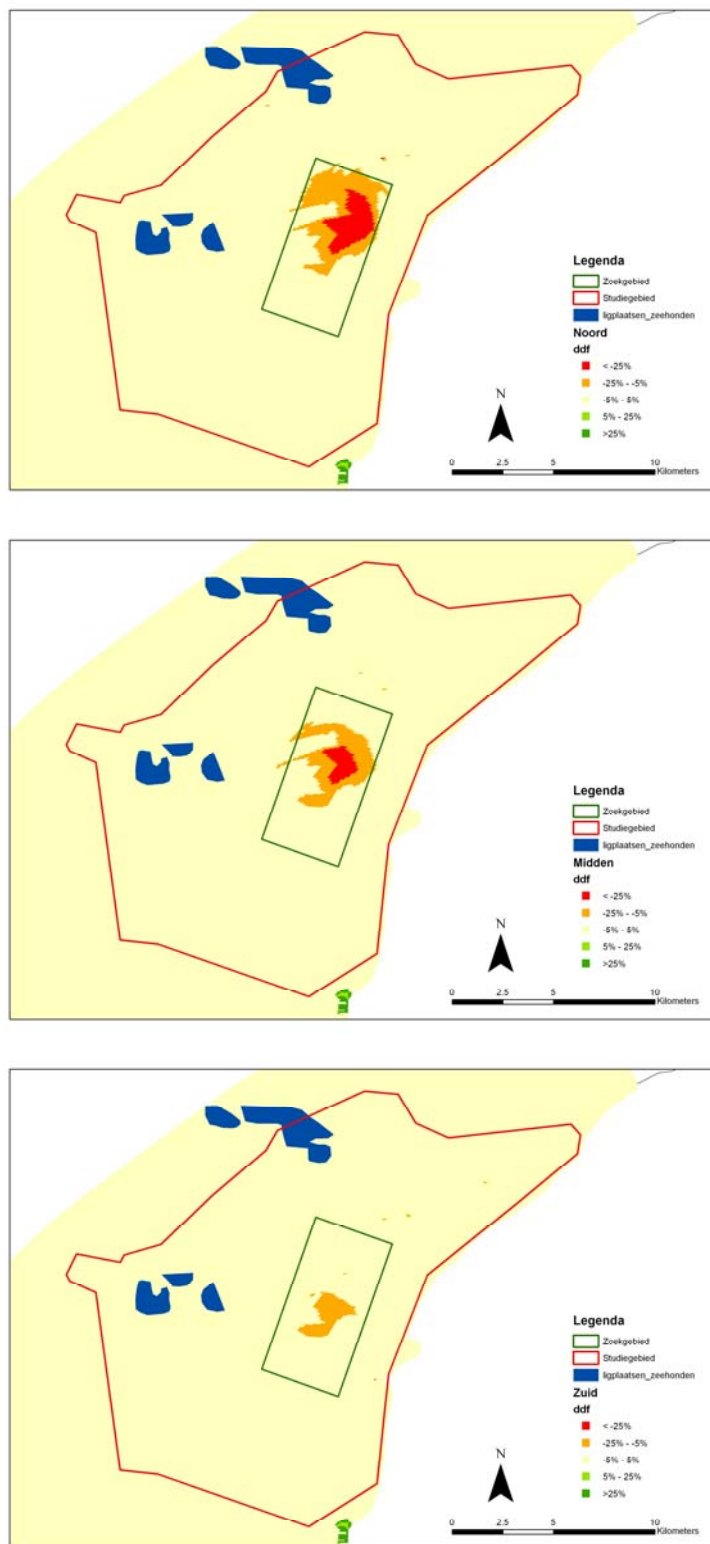
Bergeenden komen voor op het droogvallende deel van de Ballastplaat bij droogvalduurpercentage boven de 30% (zie paragraaf 4.3.18). In de deze theoretische benadering neemt dit areaal het meeste af in het noordelijke scenario, en het minste in het zuidelijke. De theoretische percentages van de afname variëren tussen de 9.8% (noordelijke schotel tov Marsdiep) en 0.5% (zuidelijke schotel t.o.v. Vlie). Tabel 5.17 geeft het complete overzicht van de theoretische veranderingen in het foergaerareaal.

Tabel 5.17: Theoretische veranderingen in foerageerareaal van de Bergeend

Scenario	% vloedkom Marsdiep	% vloedkom Vlie
Noord	-9.8%	-4.6%
Midden	-4.7%	-2.2%
zuid	-1.0%	-0.5%

Zeehonden

De ligplaatsen vallen in de drie scenario's niet langer of korter droog dan in de huidige situatie, de verandering op de ligplaatsen is minder dan 5% (*Figuur 5.11*). Geconcludeerd kan worden dat geen van de scenario's een effect op de ligplaatsen van zeehonden heeft.



Figuur 5.11: Theoretische veranderingen in droogvalduur ten opzichte van de huidige situatie in de drie scenario's

5.3.3 Extra sedimentatie

De extra sedimentatie in de theoretische bodemdalingsschotels is maximaal 0.07 mm/dag, in het diepste deel van de schotel. Verder van het centrum van de bodemdalingsschotel, waar de bodemdaling kleiner is, is de extra sedimentatie kleiner. Volgens de risicocurve voor sedimentatie op bodemdieren (Smit et al., 2008) levert dit op dagelijkse basis een zeer gering risico op sterfte van het macrobenthos (minder dan 0.0055%). Dit is ook ecologisch te verklaren, op dagelijkse basis kan een organisme een (extra) sedimentatie van 0.07 mm goed compenseren, en wordt een organisme niet in een keer bedolven onder het sediment. Verondersteld kan worden dat de verhoogde sedimentatie geen effect heeft op de ecologie.

5.4 Conclusies

5.4.1 Overzicht theoretische effecten

Voor iedere soort is gekeken wat de theoretische effecten van de drie scenario's (noord, midden en zuid) zijn, uitgedrukt als procentuele verandering van de parameter. Deze theoretische procentuele verandering is gebaseerd op het voorkomen in de vloedkom Marsdiep en vloedkom Vlie. In het overzicht (tabel 5.18) is voor ieder scenario telkens het grootste theoretische effect gepresenteerd. Dit kan dus een theoretische effect zijn ten opzichte van het Marsdiep, of ten opzichte van het Vlie. Om een schijnnaauwkeurigheid te voorkomen zijn alle percentages minder dan 1% als geen effect (0) beschouwd.

Habitats

Door het opleggen van de gedeeltelijk gevulde bodemdalingsschotels neemt theoretisch het areaal van het habitatype H1140 af en neemt theoretisch het areaal van het habitatype H1110 toe. Met de overgang tussen beide habitattypen op LAT, betekent dit in geval van de noordelijke schotel een theoretische afname van H1140 (en daarmee een theoretische toename van H1110) van 2.3%. Bij de middelste schotel bedraagt de theoretische verschuiving van het ene naar het andere habitatype 1.5%, terwijl deze theoretische verschuiving in de zuidelijke schotel verwaarloosbaar klein is (<1%).

Eidereend en Toppereend

Voor de Eidereend en de Toppereend is gevonden dat de drie theoretische, want slechts gedeeltelijk gevulde bodemdalingsschotels geen effect hebben op het potentiële foerageergebied van beide soorten. Ook de dichtheid en biomassa van het voedsel, bestaande uit kokkels en mosselen, verandert niet door het aanleggen van deze theoretische bodemdalingsschotels. Conclusie is dat voor alle drie scenario's geen theoretische verandering wordt voorspeld voor de beide vogelsoorten.

Zeehonden

De ligplaatsen in de buurt van de bodemdalingsschotels dalen niet door het aanbrengen van de gedeeltelijk gevulde schotels. Er is van alle drie scenario's geen theoretisch effect te verwachten op zeehonden.

Op droogvallende platen foeragerende vogels

Van vier vogelsoorten en hun belangrijke voedsel zijn de theoretische veranderingen door de drie gedeeltelijk gevulde bodemdalingsschotels voorspeld. Tabel 5.18 geeft de maximale voorspelde theoretische veranderingen weer.

Tabel 5.18: Maximale theoretische verandering door de bodemdaling per scenario¹ (noord, midden zuid) voor een aantal sleutelsoorten.

sleutelsoort	parameter	Theoretisch effect		
		noord	midden	zuid
Scholekster	foerageerareaal: droogvalduur	-5.8%	-3.8%	-2.9%
	draagkracht	-8.9%	-5.3%	-1.8%
Bonte strandloper	foerageerareaal: droogvalduur	-5.2%	-2.6%	-2.5%
	draagkracht	-6.0%	-3.2%	-1.0%
Kanoet-strandloper	foerageerareaal: droogvalduur	-5.6%	-3.6%	-2.8%
Wulp	foerageerareaal	-5.8%	-3.8%	-2.9%
	draagkracht	-3.8%	-2.5%	-1.0%
Kokkel	populatiegrootte habitatmodel: droogvalduur	-5.5%	-4.0%	-2.1%
Droogvallende mosselbank	type beïnvloed gebied (kanrijkheid mosselbank)	Laag (oranje)	Laag (oranje)	Zeer laag (blauw)
Nonnetje (biomassa/dichtheid)	areaal: droogvalduur	-7.0%	-4.4%	-1.2%
Draadworm (biomassa)	areaal : droogvalduur	-4.5%	-3.9%	-1.4%
Wadslakje	areaal: droogvalduur	0%	0%	0%

1: In deze scenario's is een gedeeltelijk gevulde bodemdalingsschotel opgelegd aan de wadbodem. Omdat in werkelijkheid een vereffening over een veel groter gebied zal plaatsvinden (zie het volgende hoofdstuk) is dit een volledige theoretische situatie. Ook de berekende effecten zijn volledig theoretisch en alleen bedoeld voor de onderlinge vergelijking van de drie scenario's.

5.4.2 Keuze locatie

Voor alle geselecteerde natuurwaarden zijn de theoretische negatieve veranderingen het grootste in het noordelijke scenario, waar de bodemdalingsschotel onder de droogvallende platen komt. De grootste theoretische verandering wordt gevonden voor de Scholeksters, waarvan de draagkracht voor de populatie met bijna 9% afneemt. Bij een bodemdalingsschotel in het midden, zowel in het sublitoraal als op de droogvallende platen, is de theoretische verandering voor de scholekster nog steeds het grootste effect van alle voorspelde effecten. De draagkracht neemt in dit theoretische geval met ruim 5% af. De meest zuidelijke schotel, een schotel onder voornamelijk sublitoraal gebied, levert de minste negatieve theoretische veranderingen op. De grootste theoretische veranderingen worden bij de zuidelijke schotels gevonden in de afname van het foerageerareaal van de steltlopers Wulp, Kanoetstrandloper en

Scholekster. De theoretische afname van het voedsel van de vogels is in alle scenario's kleiner dan de theoretische verandering van de vogels zelf.

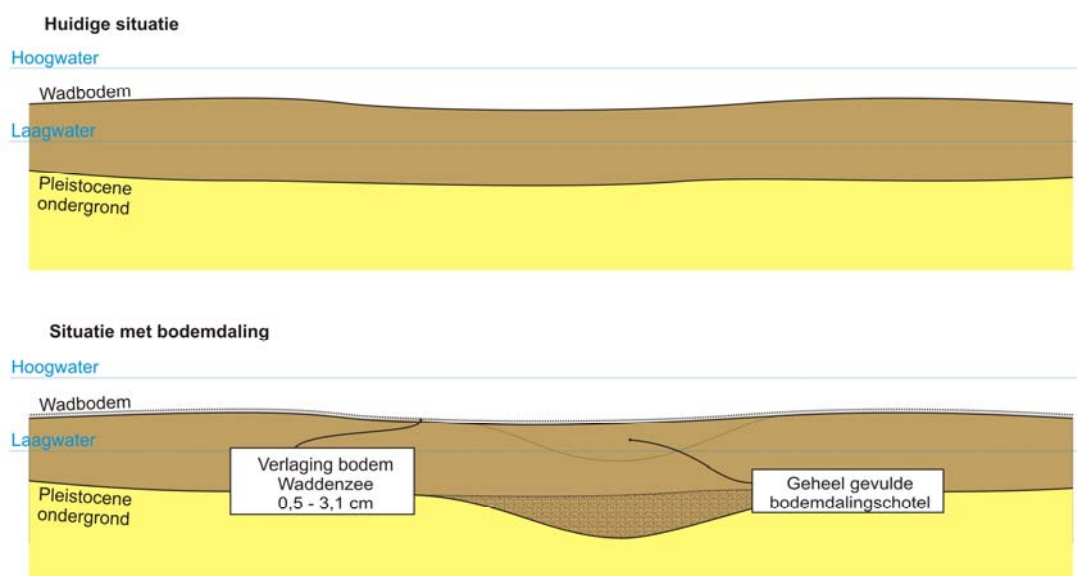
Uit de verschillen in de theoretische veranderingen van de drie bodemdalingsschotels op de natuurwaarden, kan worden geconcludeerd dat de bodemdaling in de meest zuidelijke zone de minste negatieve theoretische veranderingen oplevert. Omdat de bodemdaling in de zuidelijke zone tot de minste theoretische veranderingen leidt, wordt deze geselecteerd als de voorkeurszone voor de bodemdalingsschotel.



6 De verwachte tijdelijke effecten van bodemdaling

Dit hoofdstuk gaat in op de werkelijk te verwachten effecten door het ontstaan van een bodemdalingsschotel als gevolg van zoutwinning. In dit hoofdstuk wordt, in tegenstelling tot het voorgaande hoofdstuk, uitgegaan van de reële verwachte ontwikkelingen. Het theoretische scenario uit hoofdstuk 4 bestaat uit een bodemdalingsschotel die in de wadbodem aanwezig is. De gedeeltelijke opvulling van deze schotel is afkomstig van 'buiten', dat wil zeggen sediment uit de geulen, van de buitendelta en van de kust. Deze theoretische situatie levert onderscheidende effecten in de numerieke modelsimulaties, maar zal in werkelijkheid niet optreden. De verwachte ontwikkeling, zoals die in dit hoofdstuk wordt gepresenteerd, levert geen onderscheidende uitkomsten van numerieke modelsimulaties. Er is in dit hoofdstuk daarom geen gebruik gemaakt van numerieke modelsimulaties. De verwachte ontwikkeling is gebaseerd op kennis van de morfodynamiek van de Waddenzee.

De bodemdaling ten gevolge van de zoutwinning treedt op in de ondergrond, die wordt aangeduid als de "pleistocene ondergrond". De daling in de pleistocene ondergrond zet door naar de wadbodem. Aan de wadbodem is de bodemdaling echter niet zichtbaar, omdat dat daar een vereffening heeft plaatsgevonden. Het effect van de bodemdaling in de diepe ondergrond is aan de wadbodem als het ware 'uitgesmeerd' over een veel groter gebied. In Figuur 6.1 zijn de huidige situatie (boven) en de verwachte realistische ontwikkeling (onder) aan het einde van de bodemdaling in dwarsdoorsnede in beeld gebracht.



Figuur 6.1: Schematische doorsnede van de wadbodem in de huidige situatie (boven) en met het effect van de bodemdalingsschotel (onder).

In dit hoofdstuk wordt uitgelegd welke morfologische processen en veranderingen zullen gaan optreden wanneer er zoutwinning onder de Waddenzee met de daarbij horende bodemdaling plaatsvindt (paragraaf 6.1). De morfologische effecten van de bodemdaling zullen worden beschouwd in het licht van de natuurlijke fluctuaties en trends. Ook zal worden stilgestaan bij de natuurlijke dynamiek (erosie en sedimentatie) die ook zal optreden in het gebied waar de bodemdaling plaatsvindt en de mate waarin dit de effecten van de bodemdaling 'overprint'. Hierbij zal worden gefocust op de effecten op het habitat droogvallende platen. Op basis van de morfologische effectbeschouwing wordt de doorvertaling gemaakt naar de ecologische effecten.

De locatie waar de bodemdaling van de ondergrond zal plaatsvinden, zoals die in dit hoofdstuk wordt beschouwd, is, op basis van de uitkomsten van het voorgaande hoofdstuk zoveel mogelijk gekozen aan de zuidzijde van het zoekgebied. De keuze voor de locatie van het gebied waar de bodemdaling zal plaatsvinden is verder bepaald door technische en praktische overwegingen, zoals die zijn beschreven in het Hoofdrapport (Deel A) van het MER.

6.1 De morfologie van bodemdaling in de Waddenzee

6.1.1 Wat gebeurt er in de Waddenzee als de bodem daalt?

Om de vraag wat er van dag tot dag (of liever van getij op getij) in de Waddenzee gebeurt wanneer de bodem daalt te beantwoorden wordt eerst stil gestaan bij de normale situatie in de Waddenzee. Ieder getij stroomt tijdens vloed water door de zeegaten binnen, waarna het verder stroomt door de geulen om daarna de wadplaten op te stromen. Het stromende water transporteert sediment: fijn sediment dat in de waterkolom zweeft en grover sediment (zand) dat over de bodem wordt getransporteerd. Tijdens eb vindt het omgekeerde proces plaats, dan stroomt het water de platen af, de geulen in en de Waddenzee uit. Ook de ebstroming transporteert sediment, maar nu in omgekeerde richting. Er is dus iedere getijperiode heel veel water en sediment in beweging. Golven en windgedreven stromingen voegen variatie toe aan deze dynamiek.

De dagelijkse dynamiek leidt tot allerlei veranderingen in de ligging en de diepte van de geulen, de platen en de zeegaten van de Waddenzee. Ondanks de veranderingen die optreden in de ligging en de hoogte verandert er weinig aan de kenmerkende eigenschappen van de Waddenzee: er is altijd sprake van platen, geulen en zeegaten. Het is vanwege die continuïteit in de belangrijkste morfologische kenmerken dat wordt gesproken over een morfologisch evenwicht, dat vanwege alle veranderingen die optreden een dynamisch evenwicht is.

De bodemdaling door de zoutwinning is een geleidelijk proces. De bijzonder kleine bodemdaling die ieder getij optreedt, verandert niets wezenlijks aan de stroming van water en het transport van sediment. De bodemdaling gedurende ieder getij heeft een grootte van maximaal 0,07 mm in het diepste deel van de bodemdalingsschotel. Dat is ongeveer de helft van de dikte van één korrel zand op de wadplaten. De bijzonder kleine verandering door de bodemdaling wordt direct vereffend door al het sediment dat met de vloed- en ebstroming in beweging is. En datzelfde geldt voor de bodemdaling die optreedt tijdens het volgende getij, enzovoorts. Ieder getij wordt de zeer kleine bodemdaling die het gevolg is van de zoutwinning uitgevlakt. Naar alle verwachting verandert er dus als gevolg van de bodemdaling in werkelijkheid niets aan de platen en geulen ter plaatse van de bodemdalingsschotel, omdat verandering als gevolg van de bodemdaling gaandeweg wordt vereffend. De veranderingen die van

nature optreden in de ligging van de platen en geulen zullen wel gewoon doorgaan, omdat deze natuurlijke dynamiek niet door de bodemdaling wordt beïnvloed.

6.1.2 Waar komt het sediment vandaan waarmee de bodemdalingsschotel wordt opgevuld?

Hoewel de verandering van getij op getij natuurlijk zeer klein is, is er over een langere periode wel veel sediment mee gemoeid. Waar komt dat sediment vandaan en leidt de aanvoer van het sediment tot veranderingen van de wadplaten en –geulen? Het sediment dat tot afzetting komt in de bodemdalingsschotel wordt aangevoerd vanuit andere delen van de Waddenzee, vanaf de buitendelta en de kust en uit de Noordzee.

Het fijne sediment dat in de bodemdalingsschotel wordt afgezet, wordt zwevend in de waterkolom getransporteerd. Dit fijne sediment wordt voornamelijk aangevoerd uit de Noordzee naar de Waddenzee, via de zeegaten. Er is ook een, naar verhouding kleine aanvoer van fijn sediment uit het IJsselmeer. Dit betekent overigens niet dat het fijne sediment direct vanuit de Noordzee naar de bodemdalingsschotel wordt getransporteerd om daar te bezinken. Het is een proces van uitwisseling van fijn sediment met de platen en geulen in de Waddenzee. Het fijne sediment dat daar vandaan wordt getransporteerd, wordt weer aangevuld met fijn sediment uit de waterkolom, dat uit de Noordzee afkomstig is.

Het zand dat in de bodemdalingsschotel wordt afgezet is afkomstig uit de platen en geulen in de nabijheid. Het zand wordt over de bodem getransporteerd, waarbij moet worden opgemerkt dat de fijne zandfractie ook deels in de waterkolom wordt getransporteerd, vergelijkbaar het fijne sediment. De grootte van het gebied waaruit zand wordt getransporteerd naar de bodemdalingsschotel is in eerste instantie een gebied ruim om de schotel. Naarmate hieruit meer zand wordt getransporteerd, en dit zand wordt aangevuld uit de omgeving ontstaat een steeds groter gebied waaruit zand naar de bodemdalingsschotel is getransporteerd. Uiteindelijk wordt het zand aan de buitendelta en de Noordzeekusten van de Waddeneilanden onttrokken. Het invloedsgebied, zoals dat is berekend met de numerieke modelsimulaties, beschouwen we als het kleinst denkbare gebied waaruit zand naar de bodemdalingsschotel wordt getransporteerd.

De resultaten van de Asmita-simulaties van de getijdebekkens van het Vlie en het Marsdiep laten zien hoeveel sediment kan worden aangevoerd naar de wadplaten en –geulen, vanuit de buitendelta en de kust. De resultaten laten zien dat, ondanks de zeer kleine dagelijkse bodemdaling, er vanwege het doorgaande karakter van de bodemdaling, waarschijnlijk wel een tijdelijke afname van de toename van het sedimentvolume van de platen zal plaatsvinden. Het sedimentvolume van de platen neemt daardoor, als gevolg van de bodemdaling, minder snel toe dan anders het geval zou zijn. Er zal geen sprake zijn van een afname van het plaatareaal, omdat in het invloedsgebied van nature de oppervlaktedroogvallende platen toeneemt. Op iets langere termijn zal het plaatareaal alsnog uitkomen op het areaal dat van nature bereikt zou worden, omdat de afname van het sedimentvolume teniet wordt gedaan door de aanvoer van sediment vanuit de kustzone.

Er zal, als gevolg van de bodemdaling dus sprake zijn van een tijdelijke afname in de toename van het sedimentvolume van de platen, oftewel een vertraging van de plaataangroei. Om het gevolg van deze vertraging te beschouwen, wordt het effect beschouwd op de hoogte van de platen. Deze beschouwing is statisch, dat wil zeggen, het effect wordt berekend op de huidige situatie, zonder rekening te houden met de

natuurlijke ontwikkeling van het toenemen van het plaatvolume en areaal. Dat betekent dat deze analyse een bovengrens oplevert voor de afname van de plaathoogte. Bij het kwantificeren van deze effecten is gebruik gemaakt van de uitkomsten van de ASMITA-simulaties uit het rapport van Cleveringa en Grasmeijer (2010). Hierbij is vanwege het voorzorgprincipe gekozen voor een veilige benadering, door de grootste berekende afname van het plaatvolume van $6,9 \times 10^6 \text{ m}^3$ uit de ASMITA-simulaties te gebruiken. Deze afname treedt op in de simulaties van het Marsdiep, met bodemdaling volledig onder de platen in een periode van 21 jaar. Hiermee wordt het effect van de afname van het plaatvolume zeer overschat, omdat in werkelijkheid het grootste deel van de bodemdaling zal plaatsvinden in het getijdebekken van het Vlie, waar het berekende effect kleiner is. Ook zal in werkelijkheid het effect verdeeld worden over een afname van het sedimentvolume van de droogvallende platen en een toename van het watervolume van de geulen.

De afname van de plaathoogte vindt niet alleen in de bodemdalingsschotel plaats, maar, vanwege de hierboven beschreven vereffening, over een veel groter areaal van het kombergingsgebied. De grootte van de verlaging van de wadbodem wordt berekend door de afname van het sedimentvolume te delen door de oppervlakte van het gebied waarover de verlaging plaatsvindt. De op deze wijze berekende gemiddelde verlaging bedraagt 0,5 tot 3,1 cm (tabel 6.1). De bandbreedte ontstaat doordat is gerekend met verschillende oppervlakten waarover de verlaging van de wadbodem zich voordoet. Wanneer de ontwikkeling beperkt blijft tot het invloedsgebied, is de becijferde verlaging 3,1 cm. Bij een verlaging in de beide kombergingsgebieden (Vlie en Marsdiep) dan is de verlaging 0,5 cm. De verschillende modelsimulaties (ASMITA, waterbeweging) kunnen geen uitsluitsel bieden over de oppervlakte van de wadbodem waarover de verlaging plaatsvindt.

De op deze wijze berekende verlaging van de wadbodem is de maximale verlaging die plaatsvindt. Deze maximale verlaging vindt plaats op het moment dat de vertraging van de toename van het sedimentvolume van de platen maximaal is. Dat moment wordt bereikt aan het einde van de periode van bodemdaling door zoutwinning. Tot dat moment vindt een geleidelijke afname plaats van de hoogte van de plaat, die afhankelijk is van de duur van de winning.

De verlaging van de wadbodem is dermate klein dat er geen effecten zullen zijn op de ligging en de ontwikkeling van de geulen. De veranderingen in de aanstroming vanaf de platen en het kombergingsvolume op de platen is dermate klein dat deze de natuurlijke geuldynamiek niet zullen beïnvloeden. De verlaging van de wadbodem zal geen effecten hebben op het vogeleiland Griend, omdat dit voornamelijk boven het niveau van hoogwater ligt. De hoge delen van het eiland doen niet mee in de dagelijkse uitwisseling van water en sediment met de omringende wadplaten. Deze hoge delen zullen geen sediment leveren voor het opvullen van de bodemdalingsschotel en dus ook niet lager worden. De verlaging van de wadplaten in de omgeving van Griend is zo klein dat deze geen effecten zal hebben op de ontwikkeling van het eiland.

Tabel 6.1: Verlaging van de wadbodem door bodemdaling (bij afname plaatvolume met $6.9 \times 10^6 \text{ m}^3$)

	Oppervlakte (m^2)	Gemiddelde verlaging (cm)
Invloedsgebied	220.540.000	3,1
Kombergingsgebied Vlie	672.550.000	1,0
Kombergingsgebied Marsdiep	717.200.000	1,0
Kombergingsgebied Vlie + Marsdiep	1.389.750.000	0,5

De verlaging van de wadbodem door het afvlakken of uitsmeren van het effect over een groter gebied, zoals weergegeven in tabel 6.2 is gebruikt om te berekenen wat het effect is op de arealen. In tabel 6.2 is weergegeven hoe groot de afname van het droogvallende plaatareaal (habitattype H1140, ondergrens op LAT) is, wanneer een complete vereffening plaatsvindt met sediment uit van een van de kombergingsgebieden. Indien al het sediment uit het kombergingsgebied van het Vlie afkomstig zou zijn, dan bedraagt de afname 191 ha, oftewel 0.5%. Wanneer al het sediment uit het kombergingsgebied van het Marsdiep afkomstig zou zijn, is de afname iets groter, namelijk 247 ha, oftewel 1.1%. Dit effect is qua mechanisme en wat betreft duur en omvang geheel vergelijkbaar met effect van de bodemdaling door gaswinning in de getijdebekkens Pinkegat en Zoutkamperlaag (NAM, 2006 en Ministerie van Economische Zaken, 2006). Het effect van een verlaging van 0,5 cm op het plaatareaal van beide kombergingsgebieden samen kan rekenkundig niet worden bepaald, omdat de bodemliggingsgegevens zijn opgegeven in cm.

Tabel 6.2: Afname van het areaal droogvallende plaat bij de verwachte ontwikkeling.

	Vlie	Afname		Marsdiep	afname	
	(ha)	(ha)	%	(ha)	(ha)	%
Oppervlakte kombergingsgebied	66.426			70.494		
huidige plaatareaal	40.604			23.015		
plaatareaal na verlaging 1 cm	40.412	191	0.5%	22.768	247	1.1%

De betekenis van de verlaging van de wadbodem met 0,5 tot 3,1 cm en de afname van het areaal droogvallende plaat met 0,5 tot 1,1% voor de ecologie moet worden beschouwd in het licht van de natuurlijke variatie die optreedt in het areaal wadplaten en de natuurlijke trends in de ontwikkeling van de wadplaten in de kombergingsgebieden van het Vlie en Marsdiep. Ook moet worden bedacht dat de natuurlijke dynamiek, dat wil zeggen de erosie en sedimentatie, in het gebied door zal gaan gedurende de gehele periode van de verlaging van de wadbodem. Deze drie aspecten zullen hieronder worden bediscussieerd, voordat wordt stilgestaan bij de morfologische en ecologische effecten van de bodemdaling door zoutwinning.

6.1.3 Verloopt de sedimentatie voldoende snel?

In de voorgaande paragraaf is er steeds vanuit gegaan dat de snelheid waarmee de sedimentatie in de Waddenzee plaatsvindt te allen tijde en overal voldoende groot is om de bodemdaling te volgen. Het gaat hier dus om het lokale vermogen van de platen en geulen om aan te passen aan of mee te groeien. Dit lokale meegroeivermogen is wat anders dan het meegroeivermogen zoals dat is gebruikt bij het bepalen van de gebruiksruimte. Dit meegroeivermogen is namelijk het gemiddelde over het gehele kombergingsgebied. In de literatuur is geen hard criterium aangetroffen dat een grenswaarde geeft voor de lokale van snelheid van bodemdaling die vereffend kan worden in de Waddenzee. Om toch een kwantitatieve uitspraak te doen over de snelheid waarmee de sedimentatie ter plaatse van de bodemdalingsschotel kan plaatsvinden gebruiken we de observaties en afgeleide relatie voor de opvulsnelheid van zandwinputten van Oost *et al.* (1998).

Door Oost *et al* (1998) is vastgesteld dat de herverdeling van sediment in de Waddenzee, in response op een verstoring, veelal asymptotisch verloopt. Dit geldt bijvoorbeeld voor

de snelheid waarmee zandwinputten worden opgevuld met sediment. De ontwikkeling van het sedimentvolume (V_{put}) in de loop van de tijd wordt beschreven met de functie:

$$V_{\text{put}}(t) = V_{\text{put}}(0) e^{(-t/\tau)}$$

Waarbij τ de karakteristieke responsietijd is voor het opvullen van een zandwinput. Op basis aan observaties van de opvulsnelheid van zandwinputten is vastgesteld dat voor de zandwinputten op platen, die veel langzamer opvullen dan zandwinputten in geulen voor τ een empirische relatie geldt:

$$\tau = 0,00293761 \times (V_{(0)} / (A_{(0)} \times C_{\text{plaat}} \times h)) + 9,36141 \times 10^{-7} \times V_{(0)} / (A_{(0)} \times C_{\text{plaat}} \times h))^2$$

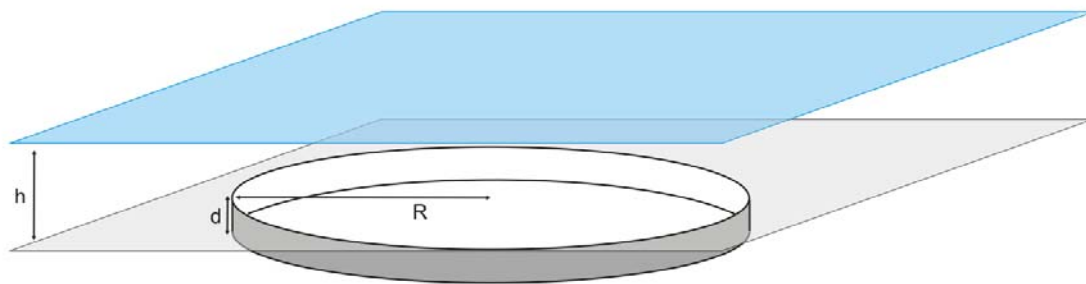
Waarin:

$A_{(0)}$ = omtrek van het aanstroomgebied;

C_{plaat} = factor 1/2 om te corrigeren voor de beperkte aanstroomtijd op droogvallende platen;

h = gemiddelde diepte omringende aanstroomgebied.

Deze relatie wordt toegepast om te berekenen hoe groot de responsetijd τ is voor een bodemdalingsschotel zoals die in een jaar ontstaat. Daarna gebruiken we deze τ om te berekenen met hoeveel sediment de bodemdalingsschotel is gevuld. Om een veilige, conservatieve berekening uit voeren beschouwen we daarbij een schotel met een bodemdalingsvolume dat overeenkomt met de jaarlijkse bodemdaling in de gehele schotel, die overall een maximale daling vertoont. Als deze diepe schotel met een klein oppervlak en daarmee een kleine omtrek $A_{(0)}$, een responsetijd τ heeft die veel kleiner is dan een jaar, dan kan de schotel volledig worden gevuld. In dat geval concluderen we dat er voldoende lokaal meegroeivermogen is om de bodemdaling te vereffenen. We zullen eerst de resultaten van de berekeningen laten zien en daarna ingaan op de verschillende veilige, conservatieve aannames die zijn gehanteerd in deze aanpak.



Figuur 6.2 Berekening bodemdalingsvolume

De waardes die in de berekeningen worden gehanteerd zijn een bodemdalingsvolume in één jaar van 750.000 m³ in combinatie met een daling van 5 cm/j. Dit komt overeen met een schotel, zoals weergegeven in figuur 6.2, met een straal R van 2176 m en omtrek van 13.670 m. De gemiddelde aanstroomhoogte h is 1 m gesteld en omdat er sprake is van aanstroming over de platen moet C_{plaat} in rekening worden gebracht.

De waarde voor τ die op basis van deze invoer wordt berekend is 0,334 jaar. Dit is dus ruim minder dan de periode van 1 jaar waarin de bodemdaling plaatsvindt. Met deze waarde van τ kan worden berekend dat van de oorspronkelijke verstoring van 750.000 m³ nog 37.435 m³ resteert en dat is het equivalent van een bodemverlaging van 2,5 mm

in de gehele schotel. Deze relatief diepe en grote schotel kan dus in ieder geval 95% van de bodemdaling volgen.

De berekende aanpassing na 1 jaar van deze hypothetische diepe bodemdalingsschotel is niet volledig. In werkelijkheid zal de aanpassing waarschijnlijk wel volledig zijn, omdat is uitgegaan van een vereenvoudigde situatie die zeer voorzichtig is geschematiseerd. Hieronder wordt toegelicht welke voorzichtige, conservatieve elementen in de aanpak zijn gebruikt.

In werkelijkheid vindt de maximale bodemdaling van 5 cm/j slechts in een klein centraal deel van de schotel plaats. De aanpassing van een ondiepe schotel met een groter oppervlak, die een betere weergave is van het grootste deel van de schotel, vindt sneller plaats. Om dit te illustreren: een schotel met hetzelfde volume van 750.000 m^3 , maar met een diepte van 2,5 cm heeft een $\tau = 0,234$. Dat betekent dat na één jaar nog een restvolume van 10.396 m^3 over is in de bodem en dat is bij deze schotel een resterende verlaging van de wadbodem van 0,35 mm.

In de berekeningen is de gemiddelde aanstroomhoogte h op 1 m gesteld en is uitgegaan van aanstroming over de platen. In werkelijkheid bestaat een belangrijk deel van het bodemdalingsgebied uit gebieden die permanent onder water staan en die een veel grotere aanstroomhoogte kennen. Dat betekent dat zowel het gebruik $h = 1 \text{ m}$, als het in rekening brengen van C_{plaat} , een ruime onderschatting oplevert van de werkelijke aanstroming van de bodemdalingsschotel. Dit weegt zeer zwaar in de berekeningen. Achterwege laten van de C_{plaat} of uitgaan van een gemiddelde aanstroomhoogte van $h = 2 \text{ m}$, betekent dat de waarde voor τ terugloopt tot 0,115 jaar. Na een jaar is dan nog 130 m^3 over van het oorspronkelijke volume van 750.000 m^3 van de bodemdalingsschotel en dat is gemiddeld over het hele gebied een daling van 0,004 mm.

Bij het uitvoeren van de berekeningen is uitgegaan van de relatie voor de opvulling van zandwinputten op de platen in de Waddenzee. Deze zandwinputten hebben een veel langere responsetijd dan zandwinputten in geulen. Voor het deel van de bodemdalingsschotel dat in de geulen ligt is nu ook uitgegaan van de langzame aanpassingen zoals die is afgeleid voor de platen. In werkelijkheid zal in ieder geval voor dit deel van de bodemdalingsschotel de opvulling sneller plaatsvinden.

Samenvattend kunnen we op grond van de uitkomsten van de berekeningen vaststellen dat de sedimentatie in de bodemdalingsschotel de bodemdaling kan volgen, ook wanneer deze in het diepste deel van de schotel met een snelheid van 5 cm per jaar plaatsvindt.

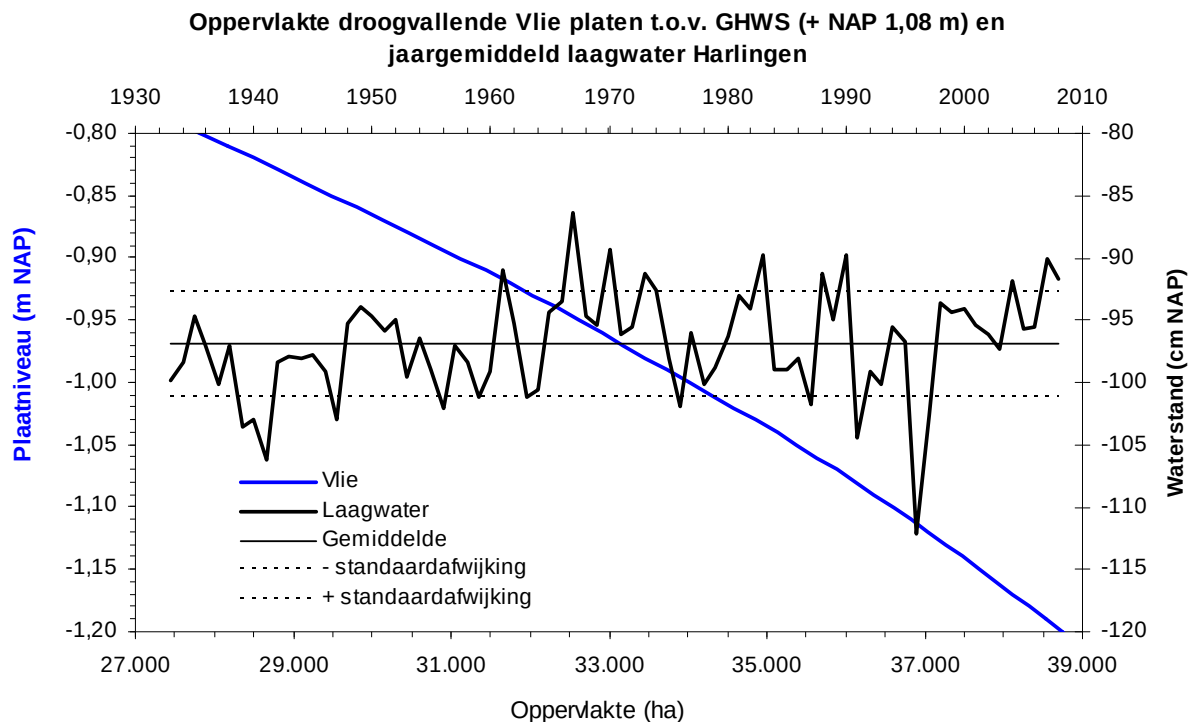
6.2 Natuurlijke variatie van de arealen droogvallende platen

De oppervlakte van de droogvallende platen, zoals dat daadwerkelijk beschikbaar is voor foeragerende steltlopers, verschilt van getij op getij. De niveaus van hoog- en laagwater variëren namelijk van getij op getij en omdat het oppervlakte van de droogvallende platen afhankelijk is van die niveaus varieert dat ook. Ook het oppervlakte van de platen zelf verandert, door morfologische veranderingen. De morfologische veranderingen zullen in de volgende paragraaf aan de orde komen, in deze paragraaf wordt het effect van variaties in de waterstanden beschouwd.

De variatie in de niveaus van hoog- en laagwater is het gevolg van de verschillende getijcycli, waarvan de doottij-springtijcyclus de bekendste is. Verder spelen meteorologische invloeden een rol in de dagelijks optredende waterstanden. Door aanhoudende oostenwinden staan de waterstanden in de Waddenzee beduidend lager, terwijl omgekeerd bij aanhoudende westen- en noordwestenwinden de waterstanden

hoger staan. Ook is er een langjarige ontwikkelingen in de gemiddelde zeestand en de niveaus van hoog- en laagwater.

Om een indruk te geven van de variatie in het beschikbare droogvallende plaatareaal, onder invloed van de variaties in de waterstand, is in figuur 6.3 en figuur 6.4 de oppervlakte van de droogvallende platen weergegeven bij verschillende niveaus van laagwater (de blauwe lijnen in de figuren). Deze blauwe curven zijn delen van de hypsometrische curven van de beide kombergingsgebieden. Bij een bepaalde laagwaterstand, op de linkeras, is er sprake van een bepaald areaal droogvallende platen, zoals is af te lezen op de onderste as. Hoe lager de laagwaterstand, des te groter het areaal droogvallende platen. In de grafieken is ook de jaargemiddelde laagwaterstand van Harlingen aangegeven (de zwarte lijn) in de periode 1930-heden (bovenste as). Deze gemiddelden worden vastgesteld op basis van de waterstandsmetingen gedurende een heel jaar en omvatten daarmee de effecten van variaties in het getij en van de overheersende meteorologische condities gedurende het jaar. Het niveau van het jaargemiddelde laagwater varieert van NAP -1,12 m tot NAP -0,86 m en heeft een gemiddelde waarde van -0,97 m, met een standaardafwijking van 4 cm.

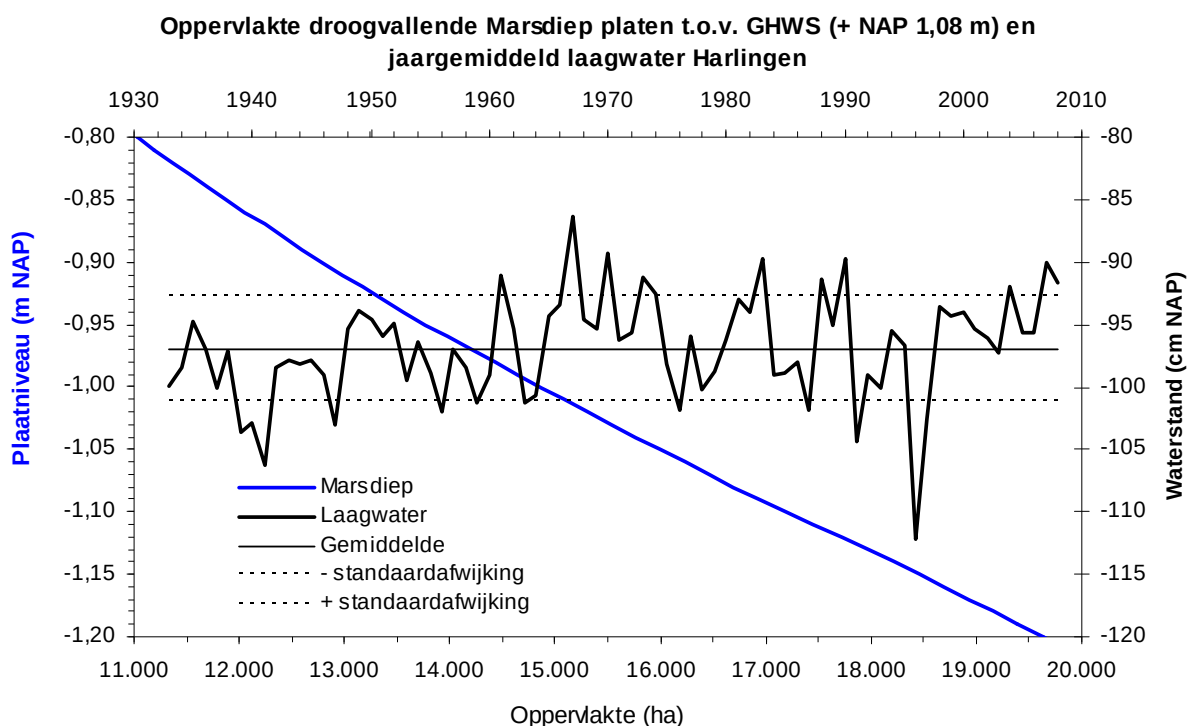


Figuur 6.3: Het oppervlakte droogvallende plaat in het kombergingsgebied van het Vlie (blauwe lijn, linker as) en het jaargemiddelde laagwater in Harlingen (zwarte lijn, rechter as).

Door de blauwe grafiek af te lezen op de gemeten jaargemiddelde waterstanden wordt bepaald hoe groot de gemiddelde oppervlakte droogvallende plaat bij die waterstand was. Bij de gemiddelde laagwaterstand van -0,97 cm heeft de blauwe lijn een waarde van 33.200 ha. Gemiddeld is in het Vlie het plaatoppervlak dat daadwerkelijk droogvalt dus 33.200 ha. De waarden van de plaatoppervlakte bij 4 cm boven en 4 cm onder de gemiddelde laagwaterstand levert een variatie op van 1.135 ha rond de 33.200 ha. De hele hoge en hele lage jaargemiddelde waterstanden geven uitschieters van ruim 29.800 ha tot ruim 37.000 ha. Dezelfde analyse voor het Marsdiep levert een waarde voor het

plaatoppervlak dat gemiddeld daadwerkelijk droogvalt van 14.202 ha met een variatie van 860 ha. Bij het Marsdiep is de range 12.050 ha tot ruim 17.700 ha. Per jaar treedt er dus een grote variatie op in het oppervlakte droogvallende platen dat daadwerkelijk droogvalt en daarmee beschikbaar is voor foeragerende steltlopers. Het beschikbare areaal droogvallende platen is altijd kleiner dan het areaal van het habitatype H1140, waarvoor het niveau van LAT (= Lowest Astronomical Tide) als ondergrens is aangehouden.

De bovenstaande getallen van 33.200 ha voor het Vlie en 14.202 ha voor het Marsdiep zijn gebaseerd op de jaarlijkse gemiddelde waarde voor de laagwaterstand. De oppervlakten die op wijze deze worden verkregen zijn niet de oppervlakten die per getij beschikbaar zijn voor het foerageren. Het droogvallende oppervlakte kan groter zijn, bij lagere laagwaterstanden bij doottij en door aanhoudende oostenwinden, maar kan ook kleiner zijn, bij springtij en bij aanhoudende westen- en noordwestenwinden. Het is de optelsom van de beschikbare oppervlakte droogvallende plaat over één jaar die lager of hoger uitvalt. In sommige jaren is er dus beduidend minder plaatoppervlak beschikbaar om te foerageren dan in andere jaren.

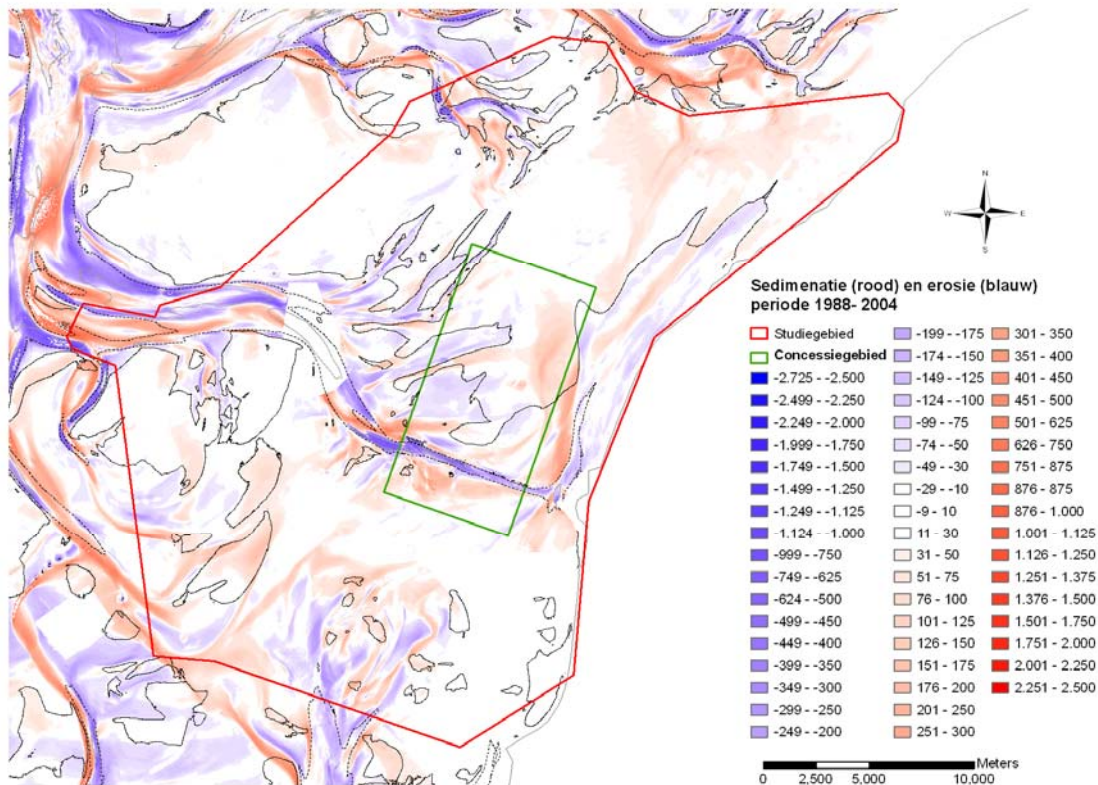


Figuur 6.4: Het oppervlakte droogvallende plaat in het kombergingsgebied van het Marsdiep (blauwe lijn, linker as) en het jaargemiddelde laagwater in Harlingen (zwarte lijn, rechter as).

6.3 Trends in de arealen droogvallende platen

De kenmerken van de droogvallende platen in de Waddenzee veranderen van nature door sedimentatie en erosie. In de getijdebekken van Marsdiep en Vlie is na de afsluiting van de Zuiderzee zeer veel sediment afgezet (Cleveringa & Grasmeijer, 2010). Dat heeft geleid tot een uitbreiding van het areaal van de droogvallende platen, sinds de afsluiting van de Afsluitdijk. Inzicht in de ontwikkeling van het sedimentvolume geeft een eerste indicatie voor de veranderingen in de habitats. Daarna kijken we specifiek naar de ontwikkeling van het areaal droogvallende platen.

In de kaart met de sedimentatie en erosie in de periode van 1988 tot 2004 is niet in een oogopslag zichtbaar welke verandering de overhand heeft (figuur 6.5). Analyse van de veranderingen laat zien dat de sedimentatie in deze periode de overhand heeft. Er is netto ruim $26 \times 10^6 \text{ m}^3$ sediment afgezet. De ontwikkeling uit de periode is de voortzetting van een ontwikkeling die al sinds de aanleg van de Afsluitdijk is ingezet. In de periode van 1933 tot 1988 is in hetzelfde gebied ruim $148 \times 10^6 \text{ m}^3$ sediment afgezet. Een berekening van de bijdrage van fijn sediment aan de sedimentatie, op de wijze zoals ook is uitgevoerd voor de hele Westelijke Waddenzee, laat zien dat 34% van de $26 \times 10^6 \text{ m}^3$ uit fijn sediment bestaat. Deze sedimentatie blijkt tot een grote toename van het plaatareaal in het studiegebied te hebben geleid.

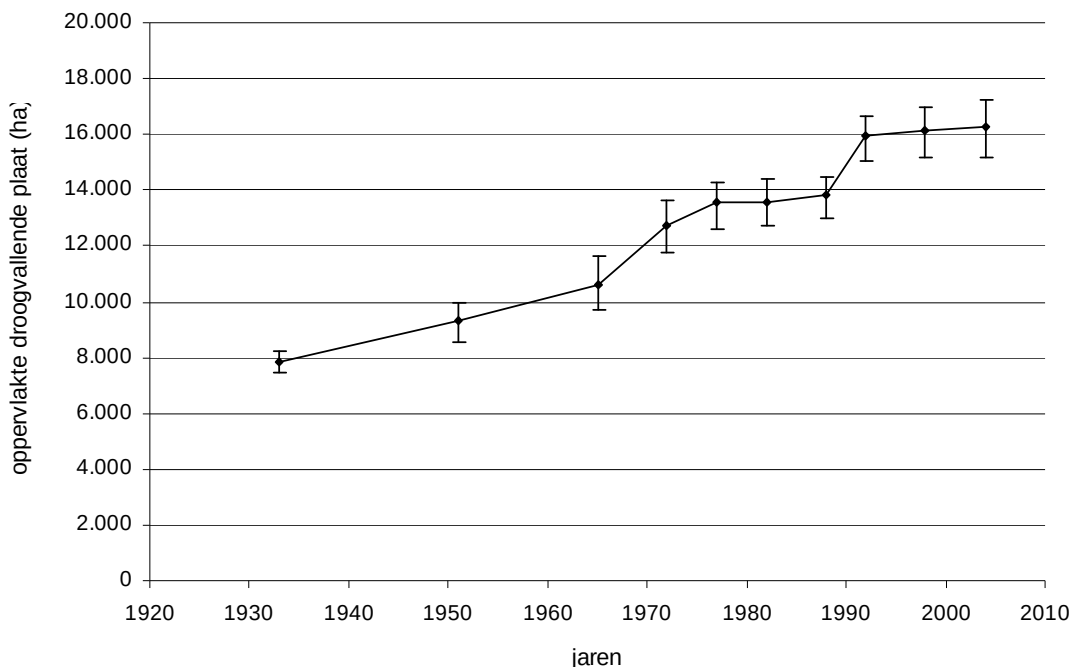


Figuur 6.5 Kaart met de sedimentatie en erosie in het studiegebied in de periode 1988-2004.

Het effect van de morfologische veranderingen op het areaal droogvallende platen wordt geanalyseerd door te berekenen wat in de loop van de tijd de oppervlakte is tussen vaste niveaus van laag- en hoogwater. Als vaste grens voor het laagwater is het niveau van LAT (= Lowest Astronomical Tide) van NAP -1,34 m voor Harlingen aangehouden. Gekozen is voor LAT, omdat in de definitie van het Habitatype H1140 dit niveau is gebruikt. Als bovengrens is het niveau van het gemiddelde hoogwater bij springtij aangehouden (GHWS) van NAP +1,08 m voor Harlingen.

In de grafiek in figuur 6.6 is de oppervlakte van de droogvallende platen in het studiegebied in de loop van de tijd weergegeven. Het areaal droogvallende platen is meer dan verdubbeld, van iets minder dan 8000 ha in 1933 tot iets meer dan 16.000 ha in 2004. Van het studiegebied was in 1933 slechts 29 % droogvallende plaat en dit percentage is opgelopen tot 60 % in 2004. In de grafiek is zichtbaar dat de toename in het begin snel is verlopen en dat er enkele sprongen lijken te zijn opgetreden. De sprong

van 1988 naar 1992 is in werkelijkheid waarschijnlijk een meer geleidelijke overgang. De spong is het gevolg van het ontbreken van de gegevens enkele delen van het studiegebied in 1988 ontbreken. De jaarlijkse toename van het areaal droogvallende platen bedraagt 30 ha in de periode van 1992-2004. De gemiddelde toename over de gehele periode bedraagt 131 ha/j.



Figuur 6.6: Grafiek van de ontwikkeling van het areaal droogvallende plaat (tussen LAT en GHWS) in de het studiegebied.

Er lijkt een tegenstrijdig te zitten in het berekenen van een afname van het plaatvolume en de daaruit volgende afname van het plaatareaal in paragraaf 6.1 en dan alsnog de autonome toename van het plaatareaal te beschouwen. Dit is echter een schijnbare tegenstrijdigheid: Het uitgangspunt bij de berekening van de afname in het plaatvolume en -areaal is steeds de met het Asmita-model berekende afname in een van de twee getijdebekkens (zoals die is gerapporteerd in Cleveringa & Grasmeijer, 2010). Dat betekent dat in het andere getijdebekken dan nog steeds een toename van het plaatvolume en -areaal kan plaatsvinden.

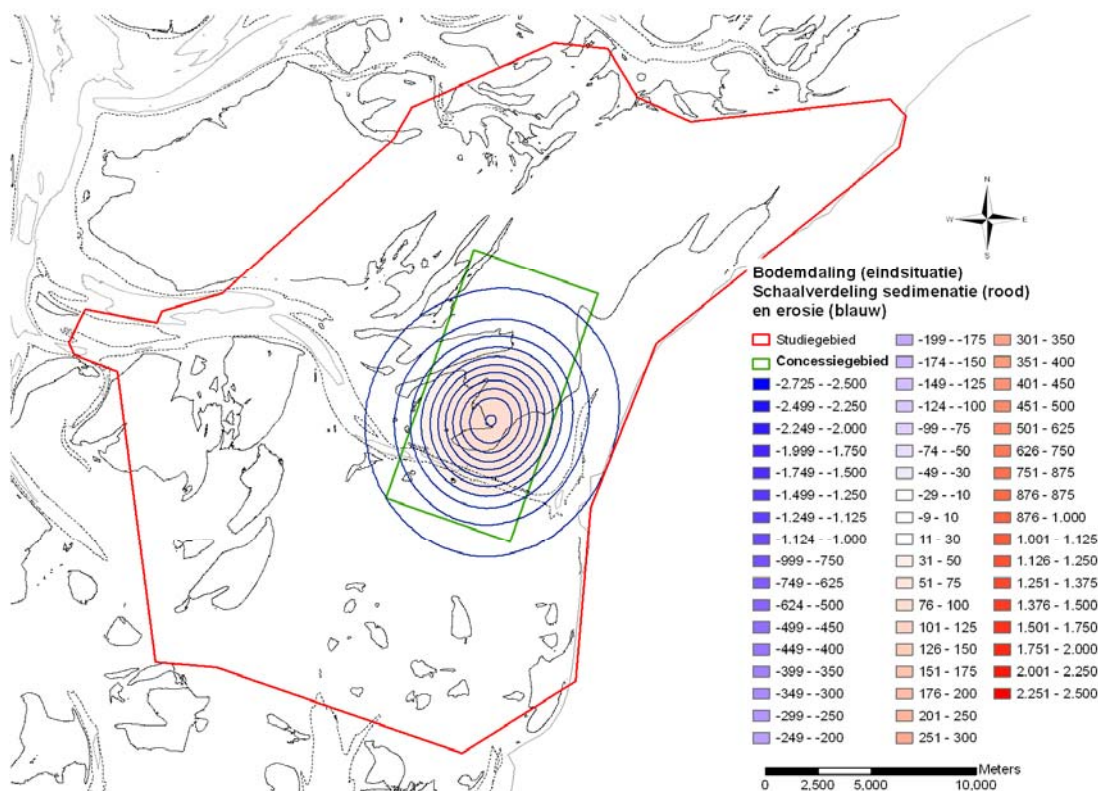
6.4 Autonome veranderingen

In de Waddenzee wordt voortdurend sediment geërodeerd, getransporteerd en afgezet. Geulen en geultjes ontstaan, verplaatsen en verdwijnen. Sommige platen en plaatdelen worden hoger en andere platen en plaatdelen worden lager. Slechts een klein deel van deze morfologische veranderingen levert een bijdrage aan de lange termijn veranderingen in de morfologie waarover hierboven is gesproken. Verreweg het grootste deel is onderdeel van de natuurlijke dynamiek van de Waddenzee. De overall morfologische kenmerken van de Waddenzee veranderen niet door deze dynamiek, hoewel lokaal grote veranderingen plaats kunnen vinden.

Dat inderdaad sprake is van een relatief grote dynamiek ten opzichte van de natuurlijke trends wordt inzichtelijk door de bruto veranderingen in het studiegebied te vergelijken met de netto sedimentatie van ruim $26 \times 10^6 \text{ m}^3$ sediment in de periode van 1987-2004. In

dezelfde periode heeft een erosie van bijna $49 \times 10^6 \text{ m}^3$ plaatsgevonden en een sedimentatie van bijna $75 \times 10^6 \text{ m}^3$. In totaal is dus in ieder geval $124 \times 10^6 \text{ m}^3$ sediment van plaats veranderd. Deze bruto verandering van de bodemligging geeft tevens een indicatie van de orden van grootte van de sedimenttransporten die plaatsvinden in het studiegebied. De sedimenttransporten bedragen namelijk altijd een veelvoud van de daadwerkelijke sedimentatie en erosie die er het gevolg van is. Indien wordt uitgegaan van alle sedimenttransporten 10% leiden tot bodemveranderingen, dan zou er ruwweg $1.240 \times 10^6 \text{ m}^3$ sediment getransporteerd zijn in het gebied in de periode van 16 jaar.

De sedimentatie en erosie die van nature plaatsvindt in het gebied waar de bodemdaling plaatsvindt is dus met $124 \times 10^6 \text{ m}^3$ bijna tien keer groter dan de maximaal $14,8 \times 10^6 \text{ m}^3$ bodemdaling door de zoutwinning. Deze autonome veranderingen zullen ook in de toekomst doorgaan. De bodemdaling leidt niet tot veranderingen in de stroming en erosie en sedimentatie die daar verandering in zullen brengen.



Figuur 6.7 Bodemdaling (eindsituatie)

In aanvulling op de getallen kan het kaartbeeld van de autonome veranderingen worden vergeleken met de kaart van de volledig opgevulde bodemdalingsschotel in figuur 6.7. Voor beide sedimentatie- en erosiekaart van figuur 6.5 is dezelfde legenda gebruikt. Zichtbaar is dat de roze-rode vulling van de bodemdalingsschotel beduidend kleiner is dan alle veranderingen, die van nature hebben plaatsgevonden. Ook in de toekomst zullen de veranderingen doorgaan, met als effect dat er van de bodemdaling in het gebied niets merkbaar zal zijn.

6.5 Morfologische effecten van bodemdaling

Zoals in de voorgaande paragrafen is beschreven, zal het effect van de bodemdaling op de Waddenzee bestaan uit een tijdelijke vertraging van de toename van het

sedimentvolume van de platen. Deze vertraging van de toename zal niet plaatsvinden als gelokaliseerde verlaging van de wadbodem ter plaatse van de bodemdalingschotel, maar wordt vereffend over een veel groter oppervlakte. Vertaald naar een verlaging van de wadbodem betekent dit naar verwachting een maximale verlaging van de wadbodem met 0,5 tot 3,1 cm aan het einde van de zoutwinning. De verlaging van 0,5 cm ontstaat wanneer deze plaatsvindt in beide kombergingsgebieden en de verlaging van 3,1 cm wanneer deze over het invloedsgebied wordt vereffend. Ter voorkoming van misverstand: genoemde waarden zijn statisch, dat wil zeggen zonder dat bij de bepaling ervan rekening is gehouden met de natuurlijke, autonome ontwikkeling van het toenemen van het plaatvolume en areaal (zie nader paragraaf 6.1.2).

De afname van de hoogte kan worden vertaald in een kleine afname van het areaal droogvallende platen en een kleine afname van de droogvalpercentages. De afname van het areaal platen door de bodemdaling is veel kleiner dan de natuurlijke toename van het plaatsareaal van 30 ha per jaar in het studiegebied en 200 ha per jaar in de beide kombergingsgebieden samen. Die natuurlijke toename van het plaatsareaal zal naar verwachting doorgaan gedurende de winning, maar wel met een iet lager tempo. Wanneer de kleine afname van de droogvalpercentages en de afname van het droogvallende areaal worden beschouwd in het licht van de natuurlijke variaties die optreden door de variaties in de waterstanden, dan blijkt het een relatief klein effect te zijn. Daarbij zal de van nature optredende dynamiek, die bijna een factor groter is dan het bodemdalingsvolume, de relatief kleine morfologische effecten van de bodemdaling volledig overvleugelen.

Naast deze morfologische veranderingen die zullen optreden is het belangrijk om met grote zekerheid vast te stellen dat de bodemdaling geen effecten zal hebben op de bodemsamenstelling. Door de doorgaande vereffening van de bodemdaling over een veel groter gebied zijn de werkelijk optredende veranderingen in de stroomsnelheden en de bodemschuifspanningen zeer klein. De veranderingen in de stroomsnelheden en bodemschuifspanningen die zullen optreden zijn dermate marginaal, dat er geen terugkoppeling naar de verhouding zand en fijn sediment en de korrelgrootte van het sediment zal plaatsvinden. De bodemdaling in de ondergrond zal dus geen met slib gevulde schotel aan het wadoppervlak opleveren.

Resumerend kan worden gesteld dat de morfologische veranderingen van de wadbodem, die het gevolg zijn van de bodemdaling, dermate klein zijn ten opzichte van de natuurlijke trend en de natuurlijke variatie daarin in het studiegebied, dat deze als niet merkbaar en niet meetbaar moeten worden beschouwd. De consequentie hiervan voor de ecologie wordt in de volgende paragraaf in beeld gebracht.

6.6 Ecologische effecten van bodemdaling

De ecologische effecten van de bodemdaling door zoutwinning zijn, zoals eerder in dit rapport is vastgesteld, geheel gekoppeld aan de veranderingen in de abiotische parameters.

Zoals eerder al gesteld heeft de ingreep van zoutwinning op zichzelf geen direct effect op de ecologische waarden van de Waddenzee. Als er effecten optreden, zal dit gebeuren via de veranderingen in hoogteligging van de bodem en het oppervlakte van verschillende habitattypes.

In de paragraaf hiervoor is geconcludeerd dat de morfologische veranderingen, zoals deze daadwerkelijk zullen optreden, zelfs aan het einde van de winningsperiode, bij maximale bodemdaling, zo klein zijn dat deze als niet merkbaar en niet meetbaar



moeten worden beschouwd. Omdat de bodemdaling aan de wadbodem gaandeweg wordt vereffend over een groot gebied zal er ook geen waarneembaar effect zijn op de stroomsnelheden, bodemschuifspanningen en de sedimentsamenstelling. De te verwachten effecten bevinden zich ruimschoots binnen de natuurlijke variatie.

Eerder in dit rapport is al gebleken dat de natuurwaarden in de Waddenzee in de situatie met theoretische bodemdalingsschotels alleen beïnvloed kunnen worden door de verandering in droogvalduur, en dat een effect door andere abiotische parameters geen invloed zal hebben.

Gezien de natuurlijke variatie in de droogvalduur en het areaal habitattypen zullen ook deze veranderingen niet tot effecten op abiotische parameters als droogvalduur leiden.

Dit betekent dat er in een reëel scenario voor bodemdalingsschotel, waarbij vanuit de hierboven geschetste morfologische theorie instantane opvulling van de bodemdaling optreedt, geen effect verwacht wordt op de natuurwaarden in de Waddenzee.

7 Conclusies

7.1 Conclusies

In dit rapport worden de tijdelijke effecten van de zoutwinning op de ecologische waarden van de Waddenzee beschreven. De belangrijkste conclusie uit dit rapport is dat er geen meetbare en merkbare effecten van bodemdaling door zoutwinning op de morfologie plaatsvinden. De zeer kleine verlaging van de wadbodem die waarschijnlijk optreedt, wordt opgevangen binnen natuurlijke trend van sedimentatie in het studiegebied, is beduidend kleiner dan de natuurlijke variatie in de oppervlakte van de droogvallende platen en wordt overschaduwd door de natuurlijke erosie en sedimentatie in de Wadden.

Het ontbreken van merkbare en meetbare morfologische effecten betekent dat er ook geen effecten op de ecologische waarden van het Waddensysteem verwacht worden. De zoutwinning zelf heeft namelijk geen effect op de ecologische waarde van de Waddenzee, omdat deze diep onder het wad plaats vindt. De enige manier om een effect te sorteren is via de morfologische effecten ten gevolge van de bodemdaling.

De conclusies over de morfologische en ecologische effecten zijn gebaseerd op een volledige winning van de voorgenomen 32×10^6 ton zout onder de Waddenzee, op de locatie Havenmond. Bij winning van minder zout, met een navenant kleinere volume bodemdaling, zullen de effecten kleiner zijn. Omdat de 100 % winning geen effect heeft op de natuurwaarden van de Waddenzee, zal dit ook opgaan voor kleinschaliger zoutwinning.

Op basis van een theoretische bodemdalingsschotel is een voorkeurslocatie aangegeven, waar, in het onwaarschijnlijke geval dat wel morfologische effecten van bodemdaling optreden, de schade aan het ecosysteem minimaal is. Dit betreft locaties die zoveel mogelijk van de bodemdalingsschotel plaatsen onder het sublitoraal, aan de zuidzijde van het zoekgebied.

7.2 Aanbevelingen voor de monitoring

Uit de analyses gepresenteerd in dit rapport wordt duidelijk dat er op basis van de huidige kennis van de werking van het Waddensysteem geen effect van bodemdaling op de morfologie en ecologie wordt verwacht. Uitgangspunt bij dit principe is de verwachting dat iedere daling van de bodem direct wordt opgevuld door sediment dat of van buiten de Waddenzee is afgevoerd, of wat uit een lokale herverdeling van sediment komt.

Ondanks het verwachte ontbreken van morfologisch en ecologische effecten, zal waarschijnlijk de morfologische en ecologische ontwikkelingen worden gemonitord. Uit de theoretische bodemdalingsscenario's die zijn gepresenteerd in hoofdstuk 5, blijkt dat de veranderingen in droogvalduur het grootste effecten op de natuurwaarden zal hebben. Bij het opstellen van een monitoringprogramma zou moeten worden geconcentreerd op een aantal sleutelsoorten waarop veranderingen in droogvalduur met de meeste kans terug te vinden zijn. Van de prooien voor de beschermde vogels wordt het grootste effect op kokkels voorspeld, van de vogels zelf lijkt de scholekster het meest gevoelig. Het lijkt daarom voor de hand te liggen om kokkels (schelpdieren) en scholekster als sleutelsoort te volgen.



8 Referenties

Almada-Villela P.C., 1984. The effects of reduced salinity on the shell growth of small *Mytilus edulis*.

Armonies W. & Reise K., 1999. On the population development of the introduced razor clam *Ensis americanus* near the island of Sylt (North Sea).

Arts F.A. Midwintertelling van zee-eenden in de Waddenzee en Nederlandse kustwateren, februari 2008. Rapport Waterdienst 2008.030. 2008. Vlissingen, Delta Project Management en Rijkswaterstaat.

Beukema, J. J. & C. Flach, 1995. Factors controlling the upper and lower limits of the intertidal distribution of two *Corophium* species in the Wadden Sea. *Mar Ecol Prog Ser* 125:117-126.

Bijkerk R., Dekker P.I. & Tydeman P., 1996. Ecologisch profiel van de draadworm *Heteromastus filiformis* (Polychaeta). RIKZ 96-024. Koeman en Bijkerk bv & RIKZ.

Brasseur S.M.J.M., Tulp I.Y.M., Reijnders P.J.H., Smit C.J., Dijkman E.M., Cremer J.S.M., Kotterman M.J.J. & Meesters H.W.G. Voedseleecologie van de Gewone- en Grijsze Zeehond in de Nederlandse kustwateren. 2004.

Brinkman A.G. & Bult T.P., 2002. Geschikte eulitorale gebieden in de Nederlandse Waddenzee voor het voorkomen van meerjarige natuurlijke mosselbanken.

Brock V., 1980. The geographical distribution of *Cerastoderma (Cardium) edule* (L.) and *C. lamarcki* (Reeve) in the Baltic and adjacent seas related to salinity and salinity fluctuations. *Ophelia* 19:207-214.

Brock V., 1987. Genetic relations between the bivalves *Cardium (Cerastoderma) edule*, *Cardium lamarcki* and *Cardium glaucum*, studied by means of crossed immunoelectrophoresis. *Marine Biology* 93:493-498.

Bryant V., Newberry D.M., McLusky D.S. & Campbell R., 1985. Effect of temperature and salinity on the toxicity of nickel and zinc to two estuarine invertebrates (*Corophium volutator*, *Macoma balthica*).

Bult T.P. & Kesteloo J.J., 2001. Het kokkelbestand in de Nederlandse kustwateren in 2001. RIVO rapport C041/01.

Bult T.P. & Kesteloo J.J., 2002. Het kokkelbestand in de Nederlandse kustwateren in 2002. RIVO rapport C038/02.

Bult T.P., Kesteloo J.J. & Craeymeersch J.A., 2003. Het kokkelbestand in de Nederlandse kustwateren in 2003. RIVO rapport C041/03.

Bult T.P. & Stralen van M.R., 2003. Het mosselbestand in de Westelijke Waddenzee in het voorjaar van 2003. RIVO rapport C021/03.

Cade, B.S. & B. R. Noon, 2003. A gentle introduction to quantile regression for ecologists, *Frontiers in Ecology and the Environment*, Vol. 1, No. 8, pp. 412–420.

Cleveringa J. & Grasmeijer B., 2010. Meegroeivermogen en gebruikruimte in de getijdebekkens Vlie en Marsdiep; Grootschalige morfologische ontwikkelingen Westelijke Waddenzee. Alkyon rapport A2062R3.

Craeymeersch J.A. & Stralen van M.R., 2004. Het mosselbestand in de Westelijke Waddenzee in het voorjaar in 2004. RIVO rapport C033/04.

Craeymeersch J.A., Jol J. & Stralen van M.R., 2005. Het mosselbestand in de Westelijke Waddenzee in het voorjaar van 2005. RIVO rapport C018/05. 2005.

Dankers N. & Beukema J.J. Distributional patterns of macrozoobenthic species in relation to some environmental factors. In: W.J.Wolff (ed) *Ecology of the Wadden Sea*, Vol 1 part 4: 69-103. Balkema, Rotterdam. 1984.

Dankers N., Cremer J., Dijkman E., Brasseur S.M.J.M., Dijkema K.S., Fey F., Jong de M. & Smit C.J. *Ecologische atlas Waddenzee*. 2007. Texel, IMARES.

Dankers N., Meijboom A., Jong M.d., Dijkman E., Cremer J. & Sluis S.v.d., 2004. Het ontstaan en verdwijnen van droogvallende mosselbanken in de Waddenzee.

Davey J.T., 1994. The architecture of the burrow of *Nereis diversicolor* and its quantification in relation to sediment-water exchange.

Essink K., 2005. Bodemfauna en beleid. Een overzicht van 35 jaar bodemfauna onderzoek en monitoring in Waddenzee en Noordzee. RIKZ.

Groot de I.H. & Vonk M., 2008 Startnotitie Zoutwinning.

Goudswaard P.C., Steenbergen J., Baars J.M.D.D., Kesteloo J.J., Jol J. & Stralen van, M.R., 2006. Het mosselbestand en het areaal aan mosselbanken op de droogvallende platen in de Waddenzee in het voorjaar van 2006. RIVO rapport C059/06.

Goudswaard P.C., Kesteloo J.J., Zweeden van C., Fey F., Stralen van M.R., Jansen J. & Craeymeersch J.A., 2007. Het mosselbestand en het areaal aan mosselbanken op de droogvallende platen in de Waddenzee in het voorjaar van 2007. RIVO rapport C095/07. 2007.

Goudswaard P.C., Kestloo J., Zweeden van C., Fey F., Stralen van M.R., Jansen J. & Craeymeersch J.A., 2008. Het Mosselbestand en het areaal aan mosselbanken op de droogvallende platen in de Waddenzee in het voorjaar van 2008.

Hartsuiker, G. 2010. MER studie zoutwinning Waddenzee; Hydrodynamische effecten abiotische parameters. Alkyon rapport A2062R1r2.

Hoeksema H.J., H.P.J. Mulder, M.C. Rommel, J.G. de Ronde, J. de Vlas, J.P.A. Roest, L. Van der Valk, W.D. Eysink, Z.B. Wang, H.J. de Vriend & K.S. Dijkema, 2004. Bodemdalingstudie Waddenzee 2004 : vragen en onzekerheden opnieuw beschouwd Rapport Rijkswaterstaat RIKZ/2004.025.

Hughes, R. G., and V. Gerdol. 1997. Factors affecting the distribution of the amphipod *Corophium volutator* in two estuaries in South-east England. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 44:621-627.

Kaag N.H.B.M., Schobben H.P.M. & Jak R.G., 1992. Ecotoxicologische profielen van amoebe-soorten.

Kam van der J., Ens B., Piersma Th. & Zwarts L., 1999. Ecologische atlas van de Nederlandse wadvogels.

Kater B.J. & Os D., 2001. Het mosselbestand op de droogvallende platen in de Waddenzee, voorjaar 2000. RIVO-rapport C068/01.

Kater B.J., 2002. Het mosselareaal en -bestand op de droogvallende platen in de Waddenzee in het voorjaar van 2002. RIVO rapport C056/02.

Kater B.J., Brinkman A.G., Baars J.M.D.D. & Aarts G., 2004. Kokkelhabitatkaarten voor de Oosterschelde en de Waddenzee. Rapport C060/03. RIVO en ALTERRA.

Kater B.J., R.C. Snoek, G. Hartsuiker & E. Folmer, in conept. De relatie tussen abiotiek en macrobenthos in de Waddenzee. Alkyon rapport A2056R2; Geovalley rapport.

Kats R.K.H. Common Eiders *Somateria mollissima* in the Netherlands: The rise and fall of breeding and wintering populations in relation to the stocks of shellfish. 2007.

Kersten M., Brenninkmeijer A. & Hut van der R.M.G. Ecoprofielen van zeevogels ten behoeve van een zeereservaat in de Voordelta. A&W-rapport 804. 2006. Veenwouden, Altenburg & Wymenga Ecologisch Onderzoek bv.

Kesteloo J.J., Stralen M.R., Breen V. & Craeymeersch J.A., 2004 Het kokkelbestand in de Nederlandse kustwateren in 2004. RIVO-rapport C052/04.

Kesteloo J.J., Stralen M.R., Jol J. & Craeymeersch J.A., 2005 Het kokkelbestand in de Nederlandse kustwateren in 2005. RIVO-rapport C050/05.

Kesteloo J.J., Stralen M.R. & Steenbergen J.S., 2006 Het kokkelbestand in de Nederlandse kustwateren in 2006. RIVO-rapport C054/06.

Kesteloo J.J., Stralen M.R., Fey F., Jol J. & Goudswaard P.C., 2007 Het kokkelbestand in de Nederlandse kustwateren in 2007. Rapport C071/07.

Kesteloo J.J., Stralen M.R., Jansen J.M. & Zweeden C., 2008. Het kokkelbestand in de Nederlandse kustwateren in 2008. Rapport C051/08.

Kingston, 1974. Studies on the reproductive cycles of *Cardium edule* and *C. glaucum*. *Marine Biology* 28:317–323.

Kraan C., Dekinga A., Folmer E.O., van der Veer H.W. & Piersma Th. Macrobenthic fauna on intertidal mudflats in the Dutch Wadden Sea : species abundances, biomass and distributions in 2004 and 2006. 2008.



Kraan C., Piersma T., Dekinga A. & Fey B. Bergeenden vinden Slijkgarnaaltjes en rust op nieuwe ruplaats bij Harlingen. 79[*Limosa*], 19-24. 2006.

Kreeke, van de J, Hibma A (2005) Observations on silt and sand transport in the throat section of the Frisian Inlet. *Coastal Eng* 52:159–175

Kristensen E., 1988. Factors influencing the distribution of nereid polychaetes in danish coastal waters. *Ophelia* 29: 127-140.

Leopold M.F., Dijkema E., Cremer J.S.M., Meijboom A. & Goedhart P.W., 2004. De effecten van mechanische kokkelvisserij op de benthische macrofauna en hun habitat. Eindverslag EVA II (Evaluatie Schelpdiervisserij tweede fase).

Mills A. & Fish J.D., 1980. Effects of salinity and temperature on *Corophium voluator* and *C. arenarium* (Crustacea: Aphipoda), with particular reference to distribution. *Marine Biology* 58:153-161.

Ministerie van Economische Zaken, 2006. Gaswinning binnen randvoorwaarden; Passende beoordeling van het rijksprojectbesluit gaswinning onder de Waddenzee vanaf de locaties Moddergat, Lauwersoog en Vierhuizen. Rapport.

Miron G. & Kristensen E., 1993. Factors influencing the distribution of nereid polychaetes: the sulfide aspect.

NAM, 2006. MER Aardgaswinning Waddenzeegebied vanaf locaties Moddergat, Lauwersoog en Vierhuizen, Nederlandse AardolieMaatschappij, Assen.

Nell J.A. & Gibbs P.J., 1986. Salinity tolerance and absorption of L-methionine by some Australian bivalve molluscs.

Philippart, C.J.M., van Aken, H.M., Beukema, J.J., Bos, O.G., Cade'e, G.C., Dekker, R. 2003. Climate-related changes in recruitment of the bivalve *Macoma balthica*

Postma J., Winden E.v. & Ens B., 2009. Relatie tussen hoogwatertellingen en aantallen fouragerende vogels op de Ballastplaat.

Riisgard, H. 1994. Filter-feeding in the polychaete *Nereis diversicolor*: a review. *Aquatic Ecology* 28:453-458.

Roomen van M., Hustings F. & Koffijberg K., 2003. Handleiding monitoringproject watervogels. SOVON Vogelonderzoek Nederland.

Rijn, van L.C. 2005. Principles of sedimentation and erosion engineering in rivers, estuaries and coastal seas. Aqua, Blokzil, The Netherlands, [www. aquapublications.nl](http://www.aquapublications.nl).

Sokolowski, A., M. Wolowicz, H. Hummel, K. Smolarz-Gerska, D. Fichet, G. Radenac, C. Thiriot-Quiqvieux & J. Namiesnik, 2004. Abnormal features of *Macoma balthica* (Bivalvia) in the Baltic Sea: alerting symptoms of environmental adversity? *Marine Pollution Bulletin* 49:17-22.

Steenbergen J., Stralen M.R.v., Baars J.M.D.D., Kesteloo-Hendrikse J. & Bult T.P., 2003. Het mosselbestand en het areaal aan mosselbanken op de droogvallende platen in de Waddenzee in het voorjaar van 2003. RIVO rapport C070/03.

Steenbergen J., Baars J.M.D.D., Kesteloo J.J., Stralen M.R.v. & Bult T.P., 2004. Het mosselbestand en het areaal aan mosselbanken op de droogvallende platen in de Waddenzee in het voorjaar van 2004. RIVO rapport C067/04.

Steenbergen J., Baars J.M.D.D., Kesteloo J.J., Jol J., Stralen M.R.v. & Craeymeersch J.A., 2005. Het mosselbestand en het areaal aan mosselbanken op de droogvallende platen in de Waddenzee in het voorjaar van 2005. RIVO rapport C065/05.

Stralen van M.R. & Bult T.P., 2002. Het mosselbestand in het sublitoraal van de Westelijke Waddenzee in het voorjaar van 2002. RIVO rapport C021/02.

Stralen M.R.v. & Craeymeersch J.A., 2006. Het mosselbestand in de westelijke Waddenzee in het voorjaar van 2006.

Stralen M.R. & Goudswaard K., 2007. Inventarisatie van het sublitorale wilde mosselbestand in de westelijke Waddenzee in het voorjaar van 2007.

Stralen M.R.v. & Jansen J., 2008. Inventarisatie van het sublitorale wilde mosselbestand in de westelijke Waddenzee in het voorjaar van 2008.

Tydemann P., 1996. Ecologisch profiel van de litorale kokkelbank (*Cerastoderma edule*). RIKZ-96.025. RIKZ.

Westerbom, M. Westerbom, Kilpi, M. Kilpi, Mustonen & O. Mustonen., 2002. Blue mussels, *Mytilus edulis*, at the edge of the range: population structure, growth and biomass along a salinity gradient in the north-eastern Baltic Sea. Marine Biology 140:991-999.

Wijsman J.W.M., Kesteloo J.J. & Craeymeersch J.A., 2006. Ecologie, visserij en monitoring van mesheften in de Voordelta.

Zwarts L., Hulscher J.B., Koopman K., Piersma T. & Zegers P.M. Short-term variation in the body weight of Oystercatchers *Haematopus ostralegus*: effect of exposure time by day and night, temperature and wind force . ARDEA 84 (A) : 357 - 372. 1996.

Internetbronnen:

www.minInv.nl

www.marlin.ac.uk

www.sovon.nl



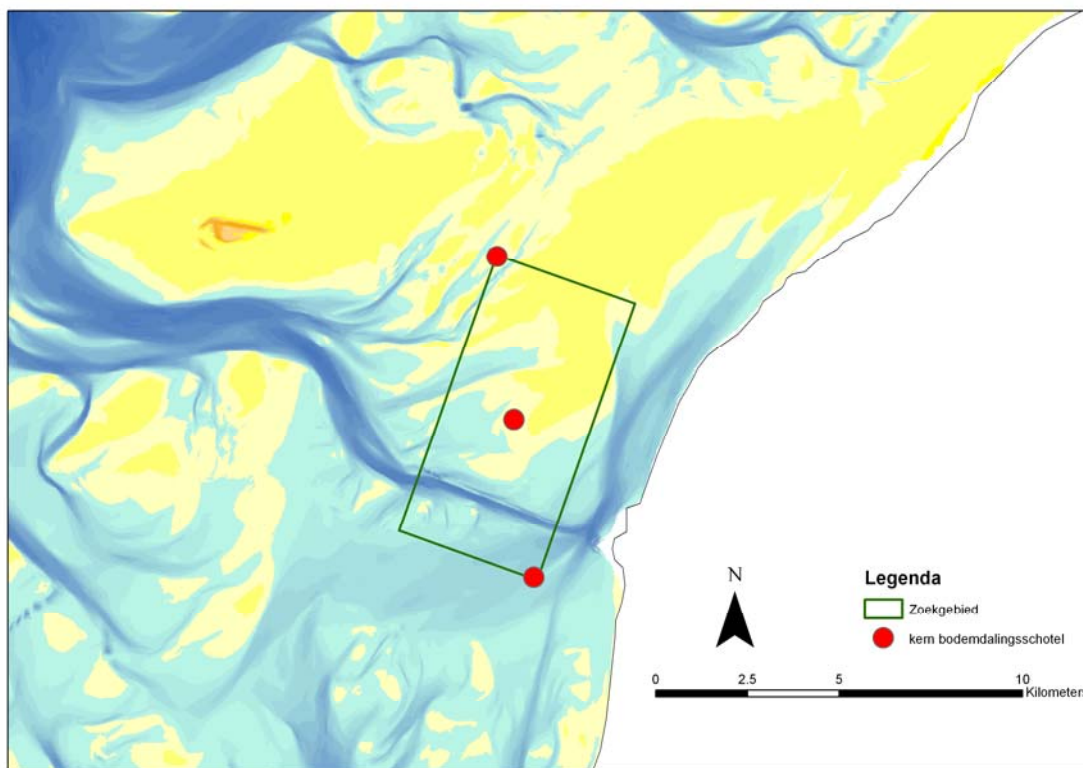


Bijlage A

Afbakening studiegebied

In de alternatieven zal voor iedere zone worden bepaald wat het effect is van de bodemdalingsschotel. Bij deze berekeningen wordt uitgegaan van de maximale negatieve effecten van zoutwinning op de bodemdaling, waarmee een bovengrens van de effecten wordt bepaald. Dit betekent dat de maximale bodemdalingsschotel wordt gebruikt om de effecten te bepalen, zonder rekening te houden met de natuurlijke opvulling door sedimentatie.

In deze bijlage wordt de grootte van het ecologisch studiegebied bepaald. Het studiegebied is gebaseerd op het invloedsgebied, dat wordt bepaald aan de hand van de maximale reikwijdte van de abiotische veranderingen na het aanleggen van een niet-opgevlude bodemdalingsschotel. Met het aanbrengen van een bodemdalingsschotel in de meest noordelijke punt van het studiegebied (zone 2), in de meest zuidelijke punt (zone 1) en er midden in wordt het effect op ecomorfologische parameters bepaald. De kernen van de bodemdalingsschotels zijn weergegeven in figuur A.1.



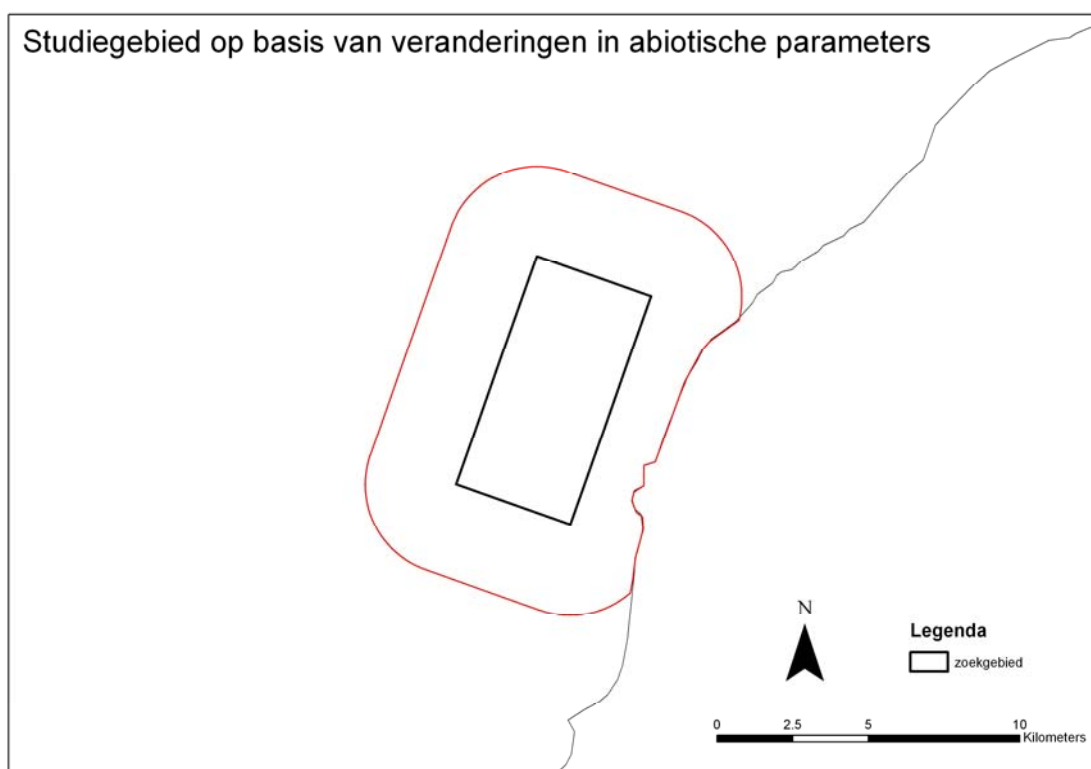
Figuur A.1: Kernen van de bodemdalingsschotels voor de drie scenario's ter bepaling van de grootte van het ecologisch studiegebied.

De aard van de veranderingen die op kunnen treden, de locatie waar dit plaatsvindt en de omvang van de veranderingen bepalen de omvang van het invloedsgebied. Dit wordt aan de hand van de effecten op de abiotiek door de bodemdalingsschotels van de drie scenario's bepaald, omdat de abiotiek de basis voor het ecosysteem vormt. Voor het bepalen van de omtrek van het studiegebied is uitgegaan van de theoretische maximale effecten op de volgende abiotische parameters (zie hoofdstuk 1):

- diepte
- droogvalduur
- saliniteit
- bodemschuifspanning

Diepte

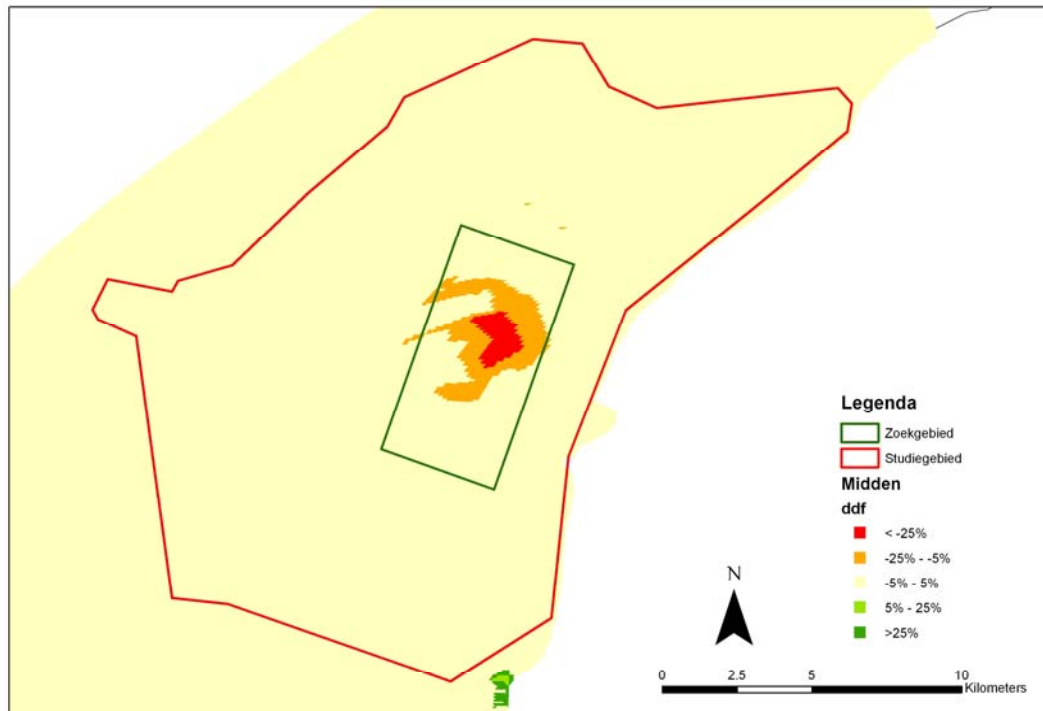
Het aanbrengen van de bodemdalingsschotel in het model betekent dat in het gebied de bodem wordt verlaagd. De bodemdalingsschotel is in het model ingebracht waarna de andere parameters zijn gesimuleerd. De aan het model opgelegde schotel (op basis van het kuststrook model en het detail model Harlingen) heeft een straal van drie kilometer. Veronderstellende dat het middelpunt van de bodemschotel overal in het zoekgebied gelegd kan worden betekent dit een gebied met een potentieel effect op diepte met een straal van drie kilometer rondom het zoekgebied. Figuur A.2 geeft het studiegebied op basis van potentiële veranderingen in diepte in de theoretisch maximale situatie aan.



Figuur A.2: Studiegebied op basis van te verwachte effecten op diepte

Droogvalduur

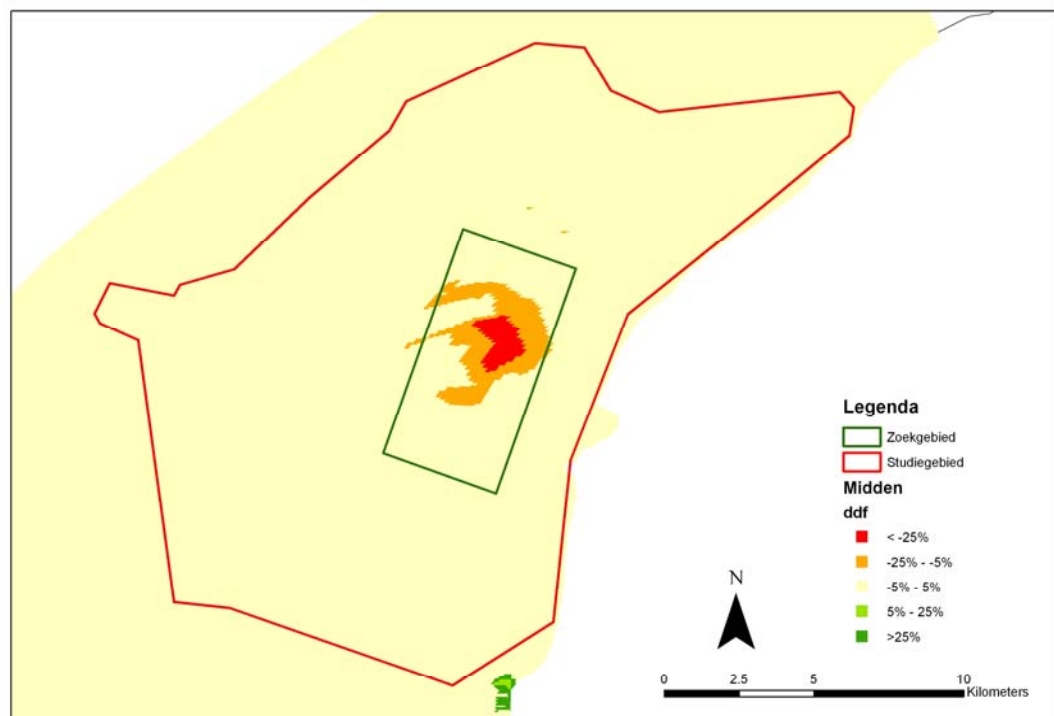
Uit de modelsimulaties met een bodemdalingsschotel op de locatie noord, midden en zuid zijn de veranderingen in droogvalduur berekend. De droogvalduur, gedefinieerd als een percentage van de tijd dat een bepaald punt droogvalt, is voor een 100x100m grid per punt voor de gehele Waddenzee gemodelleerd. Grootste effecten werden gevonden bij het simuleren van de noordelijke bodemdalingsschotel. De maximale absolute veranderingen in droogvalduur waren een afname van 50% en een toename van 49%. Een toename in droogvalduur kan veroorzaakt worden doordat water door de bodemschotel sneller weg kan stromen bij eb, waardoor bovenstroomse delen eerder droogvallen. De plaatsen waar de droogvalduur verandert zijn weergegeven in figuur A.3.



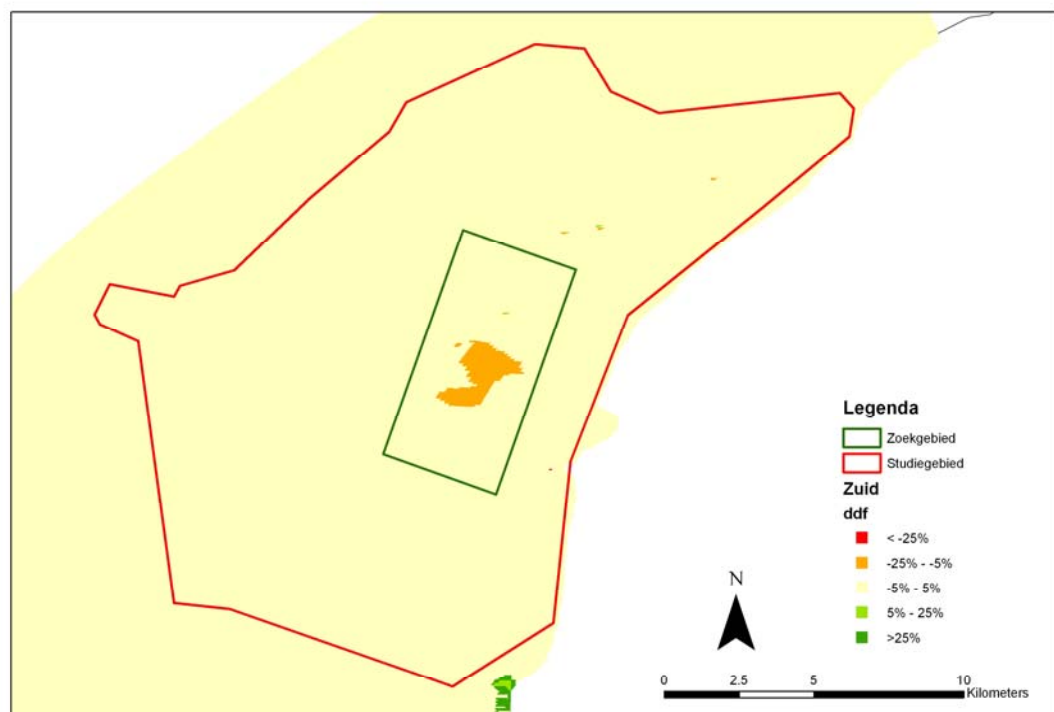
Figuur A.3: Veranderingen in droogvalduur bij de noordelijke bodemdalingsschotel

De middelste schotel wordt aangebracht onder platen en sublitoraal en leidt met name tot minder toename van droogvalduur. De grootste absolute verandering zijn een afname van de droogvalduur met 42%, en een toename met 6.8%. Figuur A.4 laat de voorspelde veranderingen in het gebied zien.

De zuidelijke schotel leidt tenslotte tot een maximale absolute afname van de droogvalduur met 29%. De maximale absolute toename is 6.8%. Omdat de bodemdalingsschotel in dit scenario in het sublitoraal wordt aangebracht zijn de effecten op de droogvalduur het kleinste van de drie scenario's. Figuur A.5 laat de absolute veranderingen in droogvalduur in dit scenario zien.

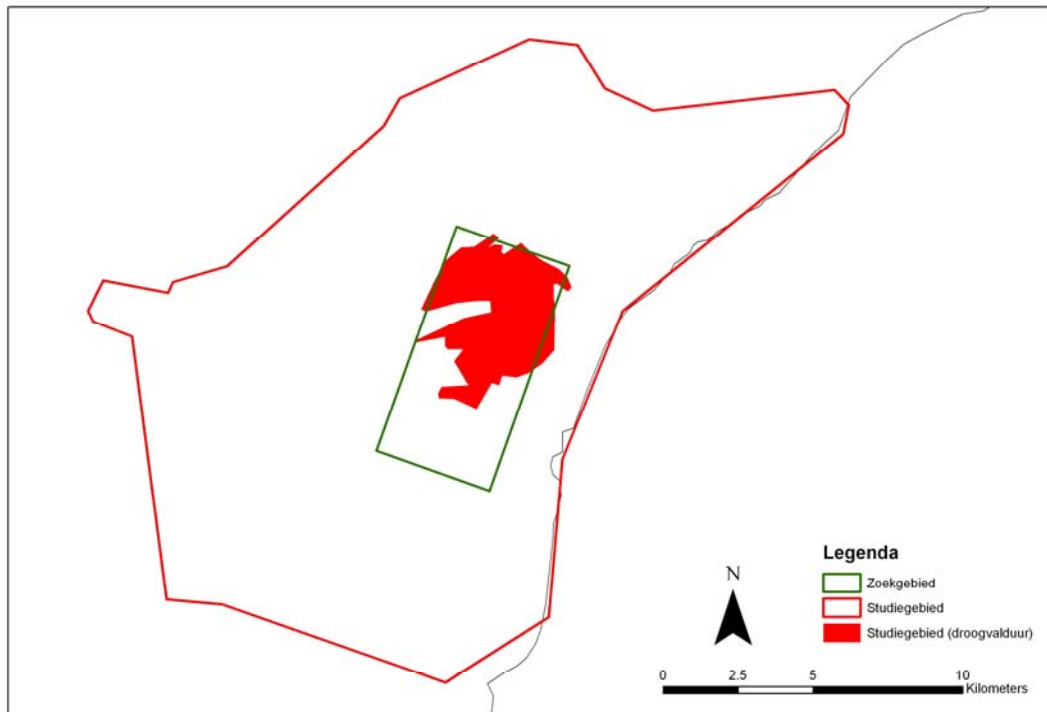


Figuur A.4: Veranderingen in droogvalduur bij de middelste bodemdalingsschotel



Figuur A.5: Veranderingen in droogvalduur bij de zuidelijke bodemdalingsschotel

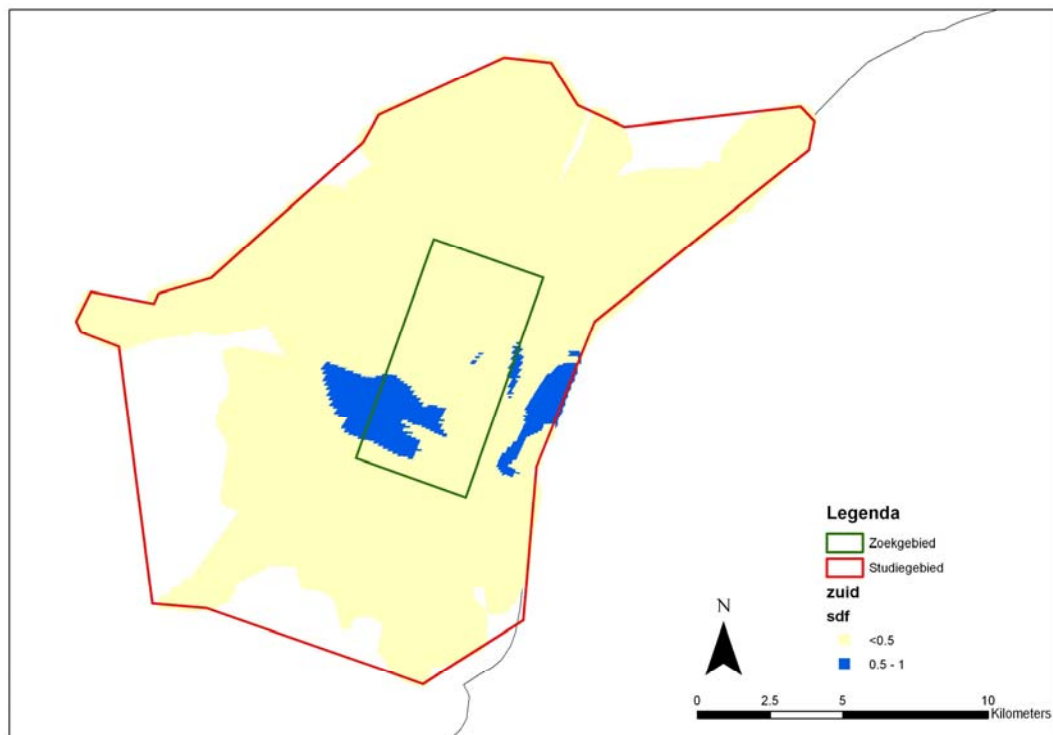
Uit de effecten van deze scenario's op droogvalduur wordt het studiegebied op basis van deze parameters afgeleid. Figuur A.6 laat dit gebied zien. Als criterium voor een effect is een verandering van de droogvalduur met 1% genomen.



Figuur A.6: Studiegebied op basis van wijzigingen in droogvalduur van meer dan 1%.

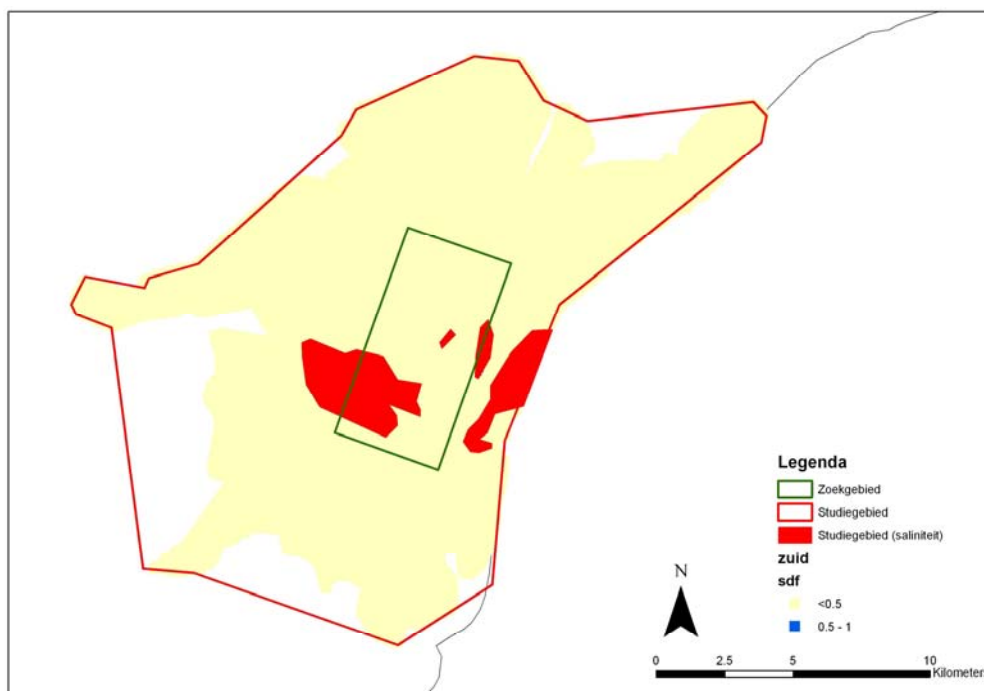
Saliniteit

Met modelsimulaties zijn veranderingen in saliniteit berekend. Hierbij is de laagste saliniteit die kan optreden tijdens de simulatieperiode als criterium genomen omdat deze voor organismen belangrijker is dan de gemiddelde saliniteit. Saliniteitverandering groter dan 0.5‰ komt alleen voor bij de zuidelijke bodemdalingsschotel. De maximale saliniteitsverandering bij de zuidelijke bodemdalingsschotel is 1‰ en is weergegeven in figuur A7. Deze verandering treedt op in het midden van het zoekgebied.



Figuur A.7: Veranderingen in saliniteit bij de zuidelijke bodemdalingsschotel

Op basis van de gesimuleerde veranderingen in de minimale saliniteit en het criterium dat een verandering minimaal 0.5‰ moet zijn, kan een gebied met effecten op (minimale) saliniteit worden afgeleid. Dit is weergegeven in figuur A.8.

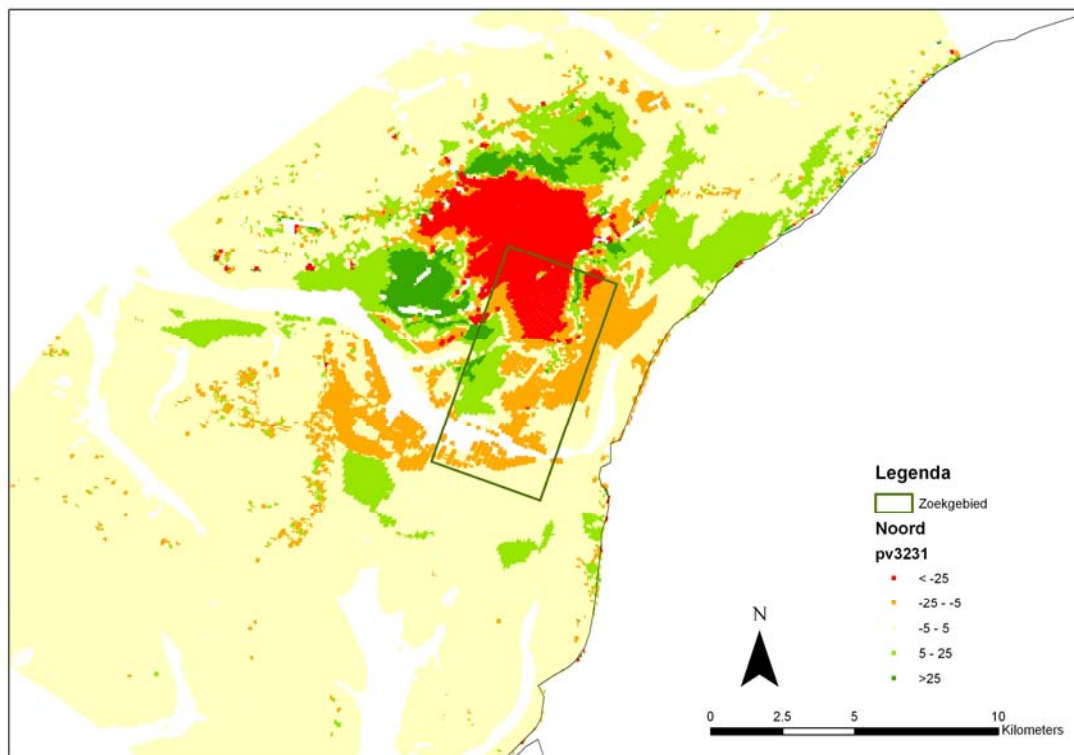


Figuur A.8: Studiegebied op basis van veranderingen in saliniteit

Maximale bodemschuifspanning

De bodemschuifspanning, uitgedrukt in N/m^2 , zal ten gevolge van de bodemdalingsschotels wijzigingen. Een verlaagde bodemschuifspanning wijst op mogelijkheden voor sedimentatie, een verhoogde bodemschuifspanning wijst op mogelijkheden voor erosie.

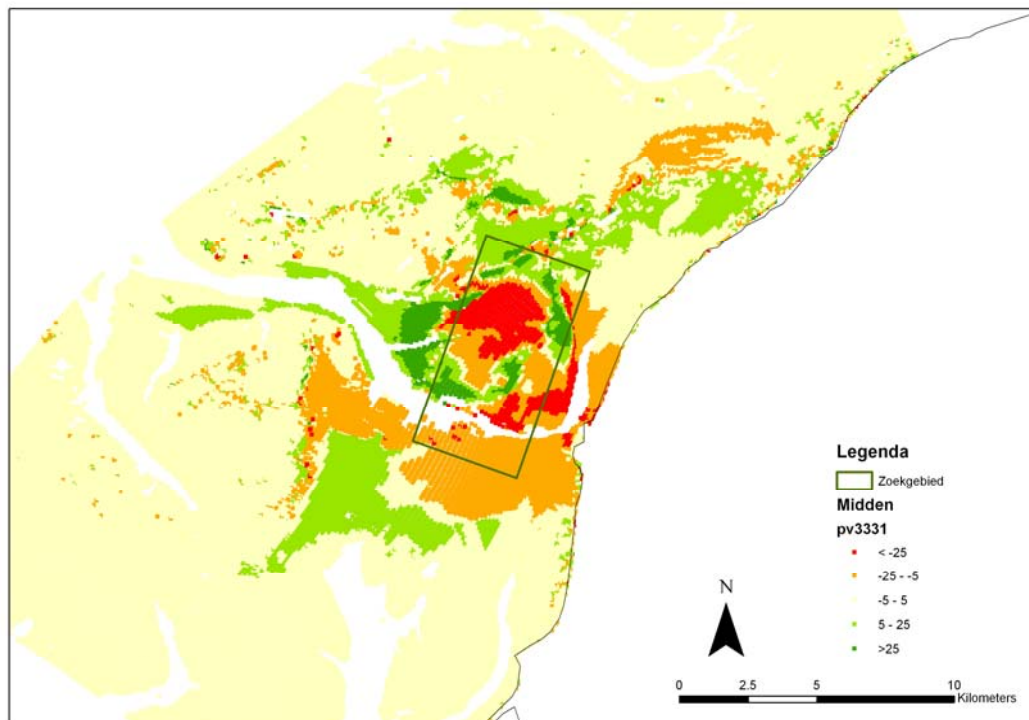
Voor ieder scenario is gekeken hoe de bodemschuifspanning in het scenario procentueel wijzigt ten opzichte van de huidige (gemodelleerde) situatie. Figuur A.9 laat deze procentuele wijzigingen zien voor de noordelijke bodemdalingsschotel. Hierbij is aangehouden dat een wijziging van minder dan 5% te klein is om een effect te resorteren. De maximale absolute afname van de bodemschuifspanning in dit scenario is $2.1 N/m^2$, de maximale toename is $3.1 N/m^2$.



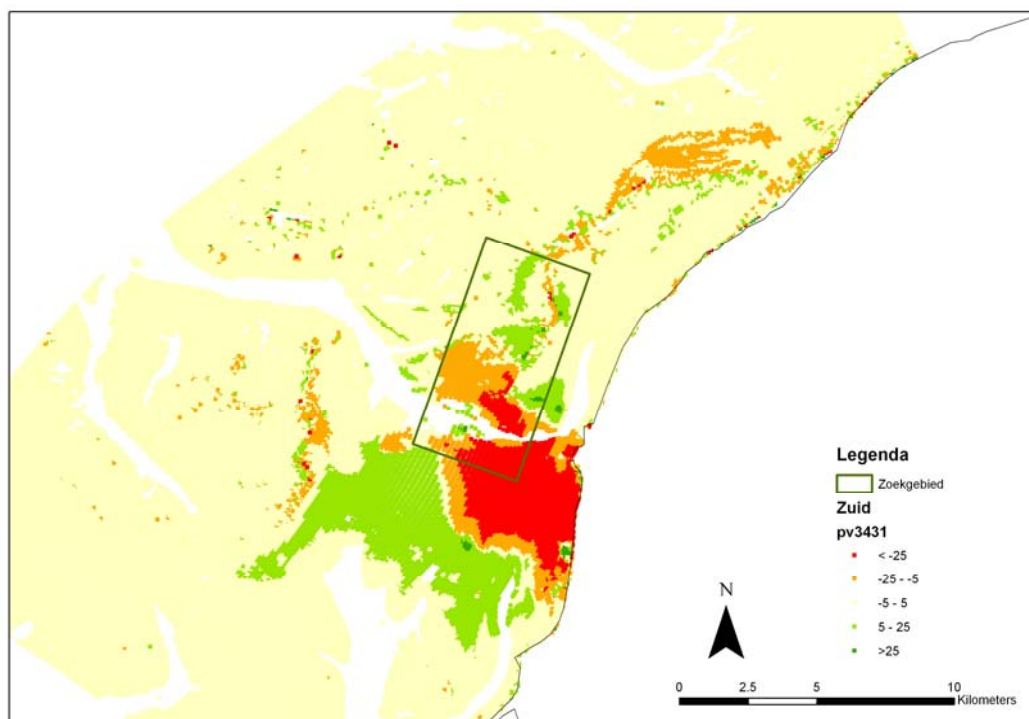
Figuur A.9: Procentuele veranderingen in bodemschuifspanning bij de noordelijke bodemdalingsschotel.

Bij het simuleren van de middelste bodemdalingsschotel treden ook procentuele veranderingen in de bodemschuifspanning op. Figuur A.10 laat deze veranderingen zien. De maximale absolute afname van de bodemschuifspanning is $1.3 N/m^2$, de maximale toename is $2.2 N/m^2$.

In het zuidelijke scenario tenslotte neemt de bodemschuifspanning absoluut met maximaal $0.82 N/m^2$ toe en met maximaal $2.3 N/m^2$ af. In figuur A.11 is weergegeven wat procentuele veranderingen na instantane aanleg van de zuidelijke schotel zijn.

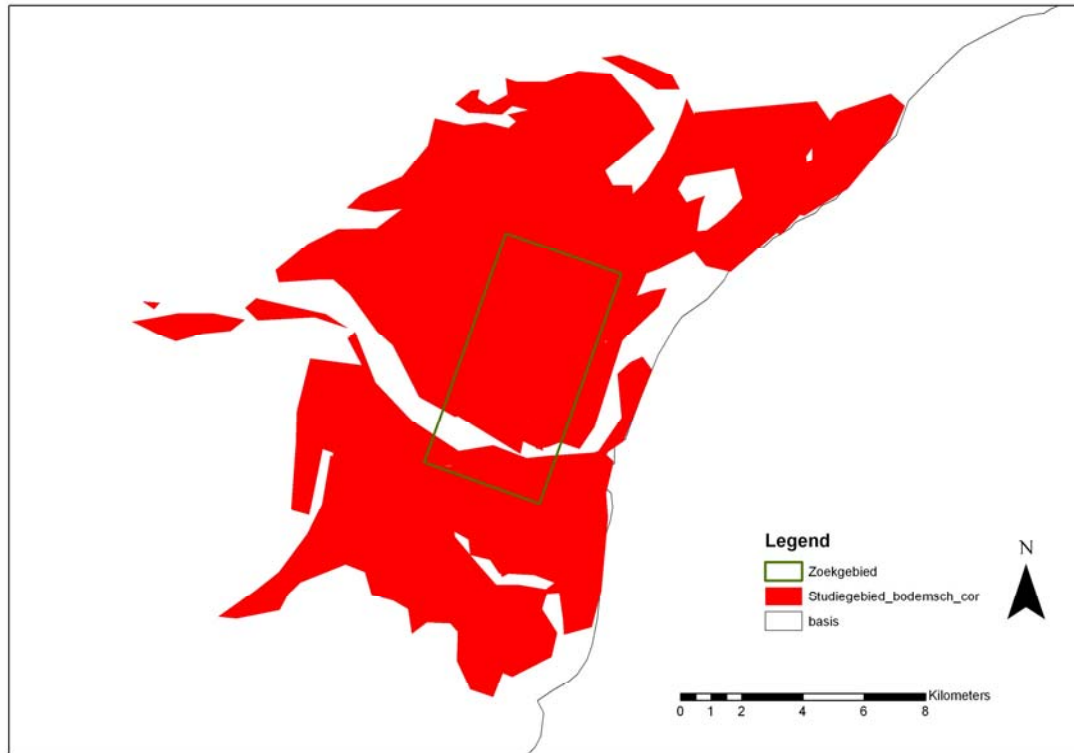


Figuur A.10: Procentuele veranderingen in bodemschuifspanning bij de middelste bodemdalingsschotel.



Figuur A.11: Procentuele veranderingen in bodemschuifspanning bij de zuidelijke bodemdalingsschotel.

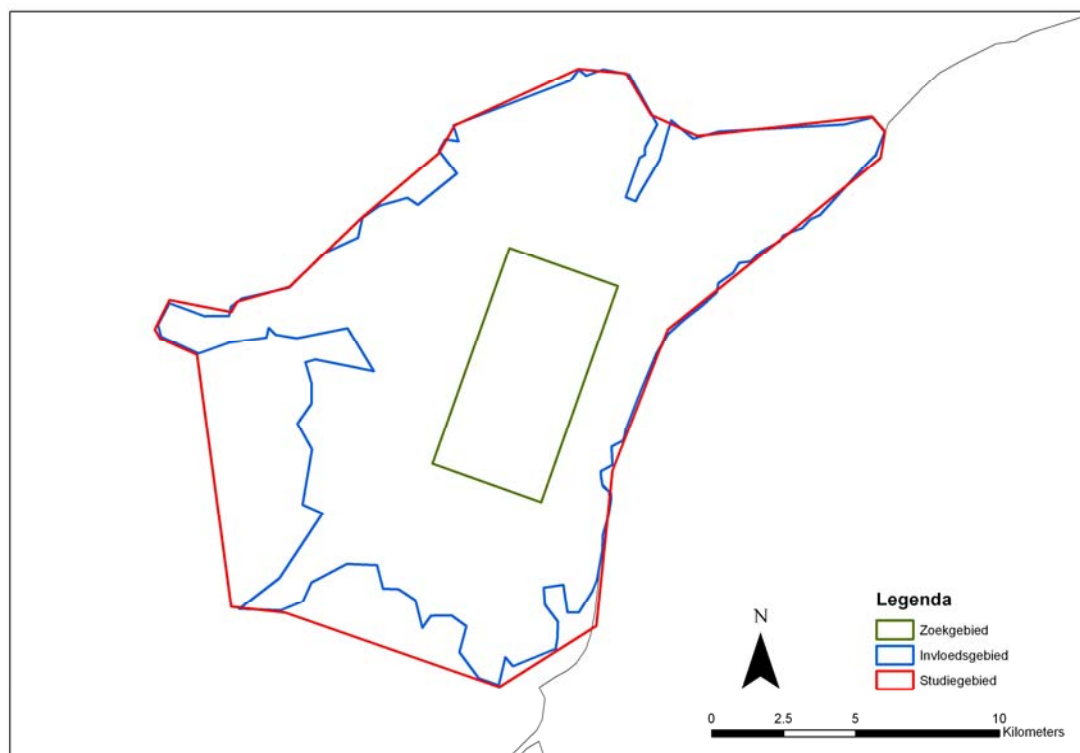
Uit de veranderingen in bodemschuifspanning en de daarbij behorende potentiële veranderingen in erosie en sedimentatie patronen wordt het studiegebied op basis van bodemschuifspanning afgeleid. De resultaten zijn te zien in figuur A.12.



Figuur A.12: Studiegebied op basis van veranderingen in bodemschuifspanning

Het studiegebied

Uit de door het model aangegeven veranderingen in de situatie met theoretisch maximale bodemdalingsschotels en de veranderingen in diepte door het aanleggen van een bodemdalingsschotel kan het maximale gebied met een effect worden afgeleid. Het uit de potentiële abiotische veranderingen afgeleide studiegebied is weergegeven in figuur A.13. Bij de effectinschatting op ecologische waarden van het gebied zal gebruikt worden gemaakt van de contour om het studiegebied. Deze contour heeft een totale oppervlakte van 27624ha.



Figuur A.13: Zoekgebied (groen), invloedsgebied (blauw) en studiegebied (contour, rood) op basis van veranderingen in abiotiek bij een noordelijke, midden en zuidelijke bodemdalingsschotel



Bijlage B

NATURA 2000 doelstellingen Waddenzee



Habitattypen	Instandhoudingsdoel	Staat van Instandhouding
H1110A Permanent overstroomde zandbanken (getijdengebied)	Behoud van oppervlakte en verbetering van de kwaliteit	-
H1140A Slik- en zandplaten (getijdengebied)	Behoud van oppervlakte en verbetering van de kwaliteit	-
H1310A Zilte pionierbegroeiingen (zeekraal)	Behoud van oppervlakte en kwaliteit	-
H1310B Zilte pionierbegroeiingen (zevetmuur)	Behoud van oppervlakte en kwaliteit	+
H1320 Slijkgrasvelden	Behoud van oppervlakte en kwaliteit	-
H1330A Schorren en zilte graslanden (buitendijks)	Behoud van oppervlakte en verbetering van de kwaliteit	-
H1330B Schorren en zilte graslanden (binnendijks)	Behoud (ten gunste van) van oppervlakte en kwaliteit	-
H2110 Embryonale duinen	Behoud van oppervlakte en kwaliteit	+
H2120 Witte duinen	Behoud van oppervlakte en kwaliteit	-
H2130B *Grijze duinen (kalkarm)	Behoud van oppervlakte en verbetering van de kwaliteit	-
H2160 Duindoornstruwelen	Behoud van oppervlakte en kwaliteit	+
H2190B Vochtige duinvalleien (kalkrijk)	Behoud van oppervlakte en kwaliteit	-
Habitatsoorten		
H1095 Zeeprrik	Behoud van omvang en kwaliteit leefgebied voor uitbreiding populatie	-
H1099 Rivierprrik	Behoud van omvang en kwaliteit leefgebied voor uitbreiding populatie	-
H1103 Fint	Behoud van omvang en kwaliteit leefgebied voor uitbreiding populatie	-
H1364 Grijze zeehond	Behoud van omvang , kwaliteit leefgebied voor behoud populatie	-
H1365 Gewone zeehond	Behoud van omvang en kwaliteit leefgebied voor uitbreiding populatie	+
Broedvogels		
A034 Lepelaar	Behoud van omvang en kwaliteit leefgebied; 340 paren	+
A063 Eider	Behoud van omvang en kwaliteit leefgebied; 2700 paren	-
A081 Bruine Kiekendief	Behoud van omvang en kwaliteit leefgebied; 30 paren	+
A082 Blauwe Kiekendief	Behoud van omvang en kwaliteit leefgebied; 3 paren	-
A132 Kluut	Behoud van omvang en kwaliteit leefgebied; 3800 paren	-
A137 Bontbekplevier	Behoud van omvang en kwaliteit leefgebied; 60 paren	-
A138 Strandplevier	Verbetering van omvang en kwaliteit leefgebied; 15 paren	-
A183 Kleine Mantelmeeuw	Behoud van omvang en kwaliteit leefgebied; 15000 paren	+
A191 Grote stern	Behoud van omvang en kwaliteit leefgebied; 9500 paren	-
A193 Visdief	Behoud van omvang en kwaliteit leefgebied; 5300 paren	-
A194 Noordse Stern	Behoud van omvang en kwaliteit leefgebied; 1500 paren	+



A195 Dwergstern	Behoud van omvang en kwaliteit leefgebied; 160 paren	-
A222 Velduil	Behoud van omvang en kwaliteit leefgebied; 5 paren	-
Niet-broedvogels		
A005 Fuut	Behoud van omvang en kwaliteit leefgebied; 310 vogels (seizoensgemiddelde)	-
A017 Aalscholver	Behoud van omvang en kwaliteit leefgebied; 4200 vogels (seizoensgemiddelde)	+
A034 Lepelaar	Behoud van omvang en kwaliteit leefgebied; 520 vogels (seizoensgemiddelde)	+
A037 Kleine Zwaan	Behoud van omvang en kwaliteit leefgebied; 1600 vogels (seizoensmaximum)	-
A039b Toendrarietgans	Behoud van omvang en kwaliteit leefgebied;	+
A043 Grauwe Gans	Behoud van omvang en kwaliteit leefgebied; 7000 vogels (seizoensgemiddelde)	+
A045 Brandgans	Behoud van omvang en kwaliteit leefgebied; 36800 vogels (seizoensgemiddelde)	+
A046 Rotgans	Behoud van omvang en kwaliteit leefgebied; 26400 vogels (seizoensgemiddelde)	-
A048 Bergeend	Behoud van omvang en kwaliteit leefgebied; 38400 vogels (seizoensgemiddelde)	+
A050 Smient	Behoud van omvang en kwaliteit leefgebied; 33100 vogels (seizoensgemiddelde)	+
A051 Krakeend	Behoud van omvang en kwaliteit leefgebied; 320 vogels (seizoensgemiddelde)	+
A052 Wintertaling	Behoud van omvang en kwaliteit leefgebied; 310 vogels (seizoensgemiddelde)	-
A053 Wilde eend	Behoud van omvang en kwaliteit leefgebied; 25400 vogels (seizoensgemiddelde)	+
A054 Pijlstaart	Behoud van omvang en kwaliteit leefgebied; 5900 vogels (seizoensgemiddelde)	-
A056 Slobeend	Behoud van omvang en kwaliteit leefgebied; 750 vogels (seizoensgemiddelde)	+
A062 Toppereend	Behoud van omvang en verbetering kwaliteit leefgebied; 3100 vogels (seizoensgemiddelde)	-
A063 Eider	Behoud van omvang en verbetering kwaliteit leefgebied; 90000-115000 vogels (midwinter-aantallen)	-

A067 Brilduiker	Behoud van omvang en kwaliteit leefgebied; 100 vogels (seizoensgemiddelde)	+
A069 Middelste Zaagbek	Behoud van omvang en kwaliteit leefgebied; 150 vogels (seizoensgemiddelde)	+
A070 Grote Zaagbek	Behoud van omvang en kwaliteit leefgebied; 70 vogels (seizoensgemiddelde)	-
A103 Slechtvalk	Behoud van omvang en kwaliteit leefgebied; 40 vogels (seizoensmaximum)	+
A130 Scholekster	Behoud van omvang en verbetering kwaliteit leefgebied; 140000-160000 vogels (seizoensgemiddelde)	-
A132 Kluut	Behoud van omvang en kwaliteit leefgebied; 6700 vogels (seizoensgemiddelde)	-
A137 Bontbekplevier	Behoud van omvang en kwaliteit leefgebied; 1800 vogels (seizoensgemiddelde)	+
A140 Goudplevier	Behoud van omvang en kwaliteit leefgebied; 19200 vogels (seizoensgemiddelde)	-
A141 Zilverplevier	Behoud van omvang en kwaliteit leefgebied; 22300 vogels (seizoensgemiddelde)	+
A142 Kievit	Behoud van omvang en kwaliteit leefgebied; 10800 vogels (seizoensgemiddelde)	-
A143 Kanoet	Behoud van omvang en verbetering kwaliteit leefgebied; 44400 vogels (seizoensgemiddelde)	-
A144 Drieteenstrandloper	Behoud van omvang en kwaliteit leefgebied; 3700 vogels (seizoensgemiddelde)	-
A147 Krombekstrandloper	Behoud van omvang en kwaliteit leefgebied; 2000 vogels (seizoensmaximum)	+
A149 Bonte strandloper	Behoud van omvang en kwaliteit leefgebied; 206000 vogels (seizoensgemiddelde)	+
A156 Grutto	Behoud van omvang en kwaliteit leefgebied; 1100 vogels (seizoensgemiddelde)	-
A157 Rosse grutto	Behoud van omvang en kwaliteit leefgebied; 54400 vogels (seizoensgemiddelde)	+
A160 Wulp	Behoud van omvang en kwaliteit leefgebied; 96200 vogels (seizoensgemiddelde)	+
A161 Zwarte ruiter	Behoud van omvang en kwaliteit leefgebied; 1200 vogels (seizoensgemiddelde)	+
A162 Tureluur	Behoud van omvang en kwaliteit leefgebied; 16500 vogels (seizoensgemiddelde)	-



A164 Groenpootruiter	Behoud van omvang en kwaliteit leefgebied; 1900 vogels (seizoensgemiddelde)	+
A169 Steenloper	Behoud van omvang en verbetering kwaliteit leefgebied; 2300-3000 vogels (seizoensgemiddelde)	–
A197 Zwarte Stern	Behoud van omvang en kwaliteit leefgebied; 23000 vogels (seizoensmaximum)	–

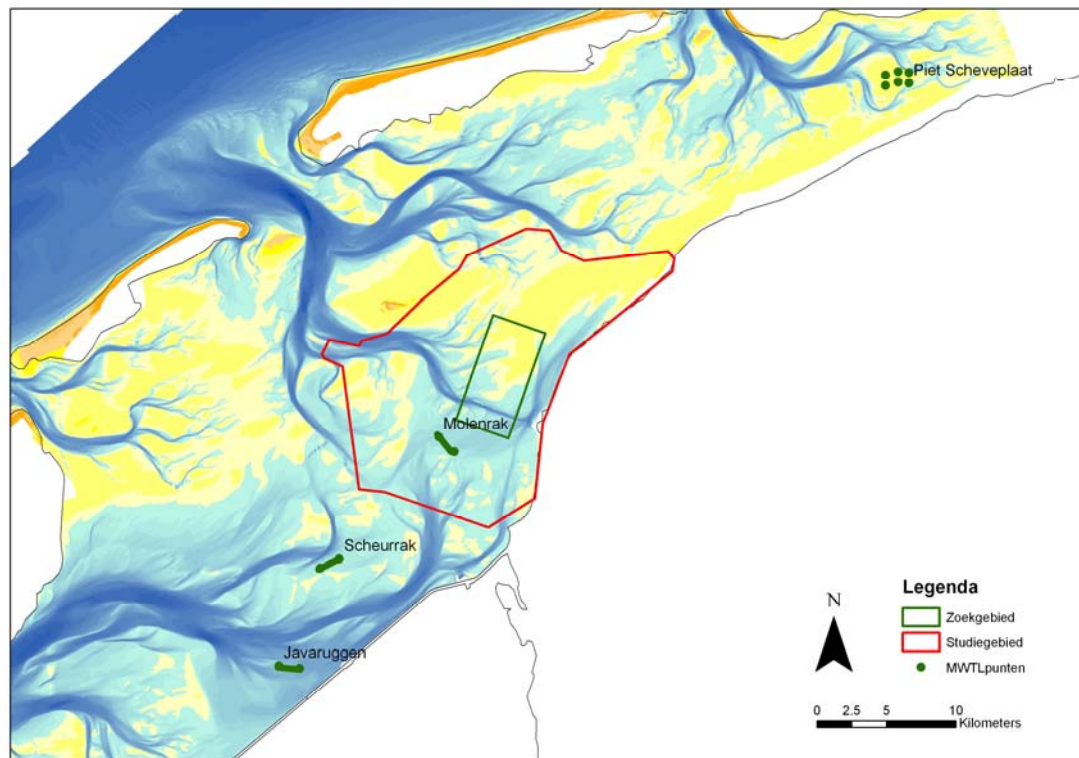


Bijlage C

Sublitoraal benthos in het MWTL programma

Inleiding

Het sublitorale macrobenthos is het macrobenthos onder de laagwaterlijn. Dit macrobenthos is voor vissen en duikende vogels (zee-eenden) beschikbaar als voedsel. Door Rijkswaterstaat worden in het MWTL programma op een aantal locaties raaien voor totaal macrobenthos bemonsterd. De dichtst bij het studiegebied liggende locaties zijn de sublitorale raaien voor de Afsluitdijk. Figuur C.1 laat de ligging van de MWTL meetraaien van de sublitorale punten Javaruggen (S1), Scheurrak (S2) en Molenrak (S3) zien.



Figuur C.1: Ligging van de MWTL meetraaien (Javaruggen, Scheurrak, Molenrak en Piet Scheveplaat).

Werkwijze

De macrobenthos gegevens van de drie sublitorale MWTL meetpunten (Javaruggen (S1), Scheurrak (S2) en Molenrak (S3)) zijn over een periode van 1990 tot 2007 geanalyseerd. Het doel van deze analyse is ten eerste het bepalen van de totale biomassa en dichtheid op deze punten en ten tweede te bepalen of het meetpunt Molenrak, als enige gelegen in het studiegebied, verschilt van de andere meetlocaties buiten het studiegebied. Hiermee wordt vastgesteld of het sublitorale deel in het studiegebied representatief is voor een groter sublitoraal deel van de Waddenzee of dat het juist een hogere- of lagere ecologische waarde heeft.

Het totaal aan biomassa van alle soorten samen per vierkante meter is voor elk jaar berekend. Dezelfde berekeningen zijn uitgevoerd voor de dichtheid per vierkante meter.

Tabel C.1 geeft weer wanneer er in periode van 1990 t/m 2007 geen bemonstering van biomassa en in de periode van 1990 t/m 2004 geen bemonstering van dichtheid op deze locaties heeft plaats gevonden. Bij de interpretatie van de grafieken dient hiermee rekening gehouden te worden.

Tabel C.1: Niet bemonsterde jaren in de MWTL meting

Locatie	Biomassa		Dichtheid	
	Voorjaar	Najaar	Voorjaar	Najaar
Javaruggen	2005	2005	2001	1997, 2002
Scheurrak	2005	2005	1990, 2003	1995
Molenrak	2005	2005	1998	1995

Biomassa

Uit figuur C.2 blijkt dat er voor de totale biomassa in de periode van 1990 tot 2007 geen af- of toenemende trend gevonden is. Wel is er een grote variatie in biomassa over deze periode waargenomen. Ook blijkt dat de biomassa over het algemeen in het najaar hoger is dan in het voorjaar. Uit de vergelijking tussen de locaties blijkt dat deze niet bijzonder van elkaar verschillen. De locatie Scheurrak heeft over het algemeen een iets lagere biomassa. De overige twee locaties verschillen nauwelijks van elkaar. Ook de variatie over de jaren is in grote lijnen tussen de drie locaties gelijk, met een lichte piek rond 1993 en 2003.

Tabel C.2: Gemiddelde biomassa (g AFDW/m²) over de periode 1990-2007

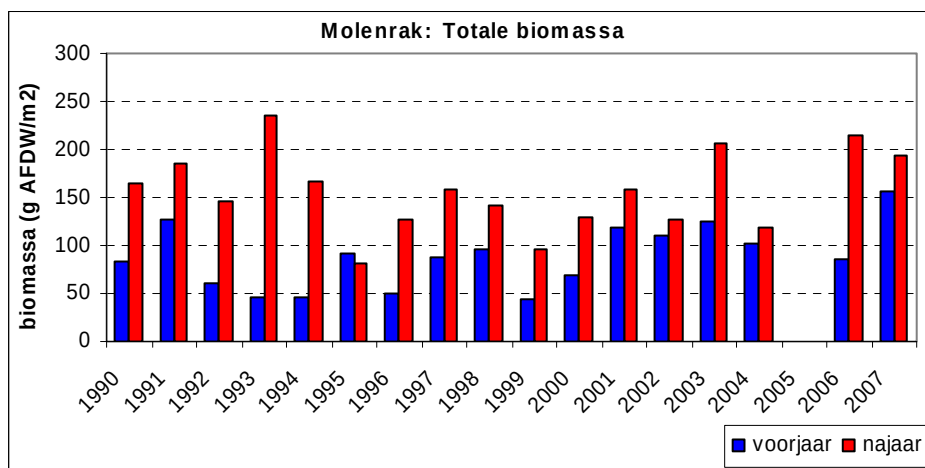
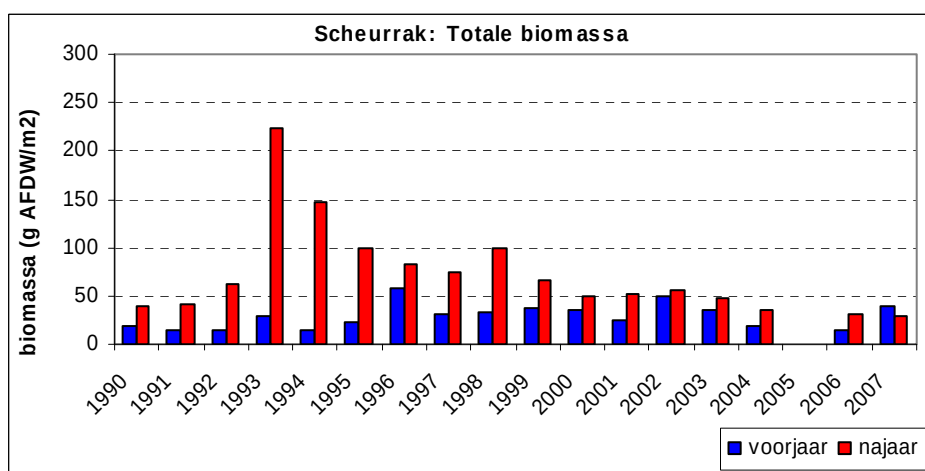
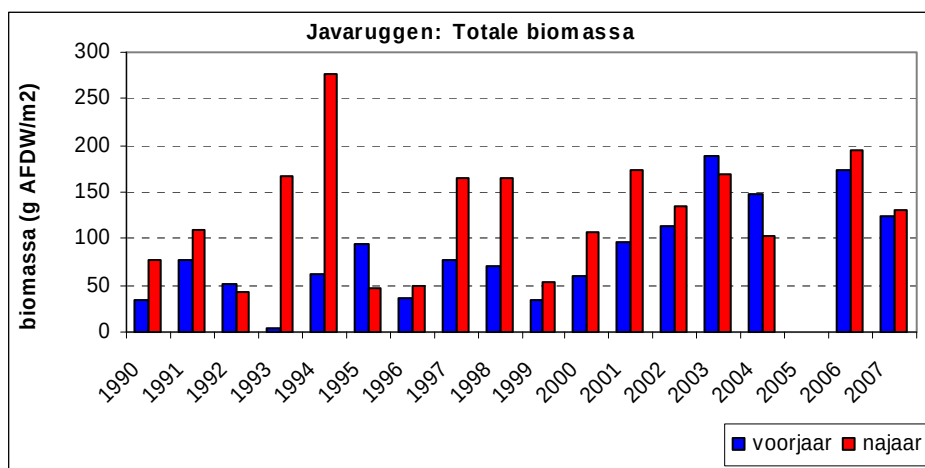
	Molenrak	Scheurrak	Javaruggen
Voorjaar	85	27	88
najaar	127	72	156

Dichtheid

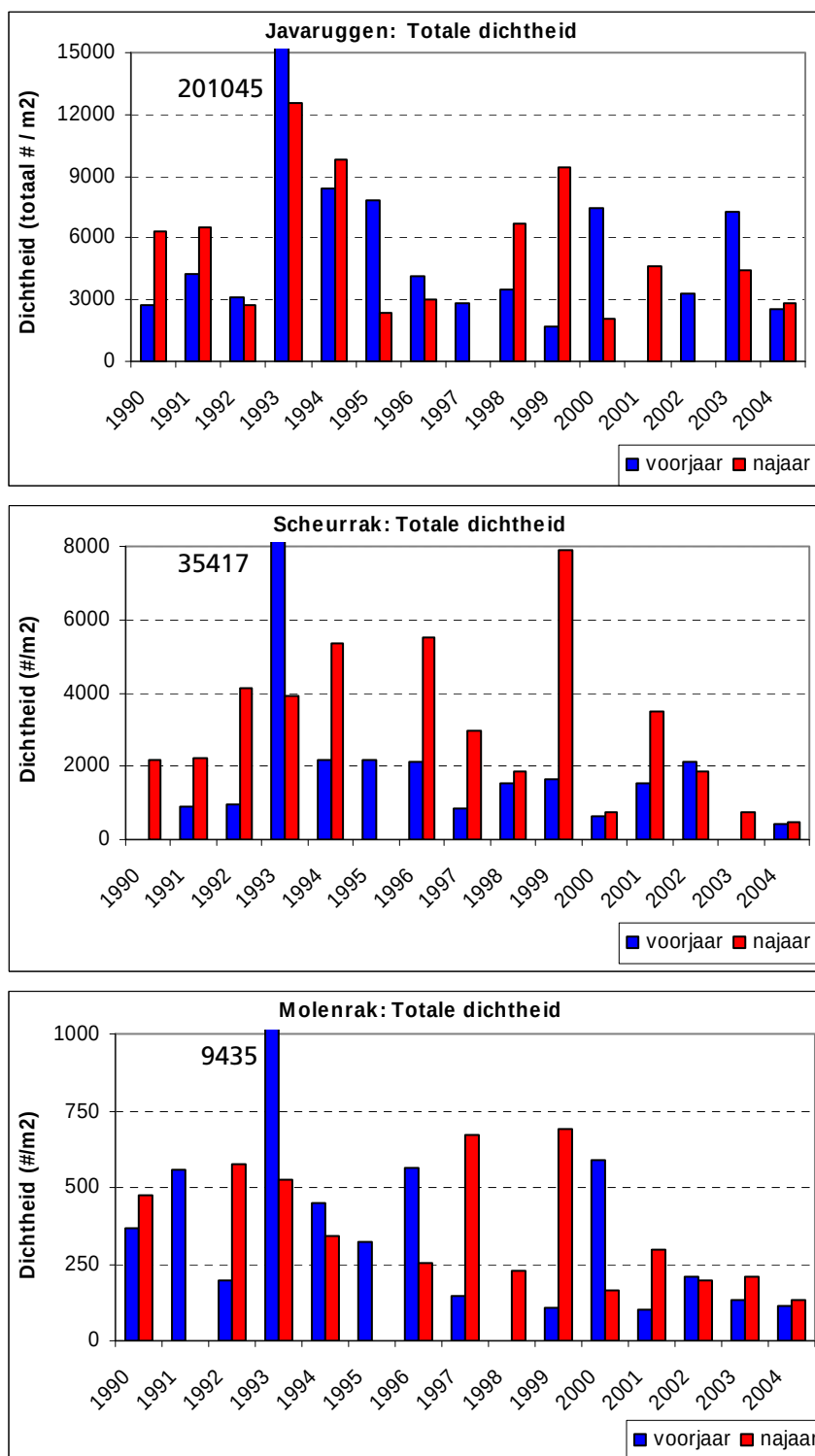
Uit figuur C.3 blijkt dat er een grote piek in de dichtheid in het voorjaar van 1993 op het punt Molenrak gevonden is. Ook blijkt dat de dichtheid soms in het voorjaar groter is dan in het najaar. De vergelijking tussen de drie meetlocaties geeft een vergelijkbaar beeld met de biomassa. De dichtheid op locatie Scheurrak is over het algemeen iets lager dan de andere twee locaties, die nauwelijks van elkaar verschillen. De gegevens van de andere locaties zijn terug te vinden in bijlage C.

Conclusie

Op basis van zowel de totale biomassa als de dichtheid kan er worden geconcludeerd dat de locatie Molenrak in het studiegebied een vergelijkbare ecologische waarde heeft als de locaties buiten het studiegebied, Scheurrak en Javaruggen.



Figuur C.2: Totale biomassa (g AFDW/m²) op de 3 MWTL meetlocaties (Javaruggen (S1), Scheurrak (S2) en Molenrak (S3)).

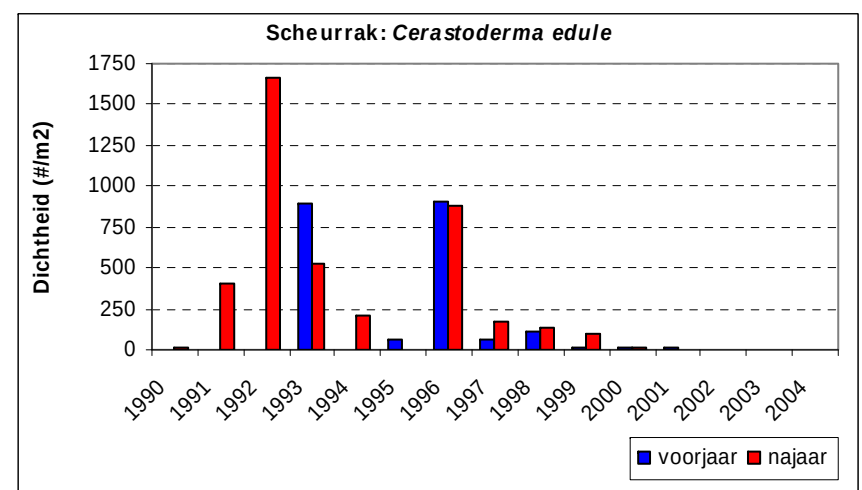
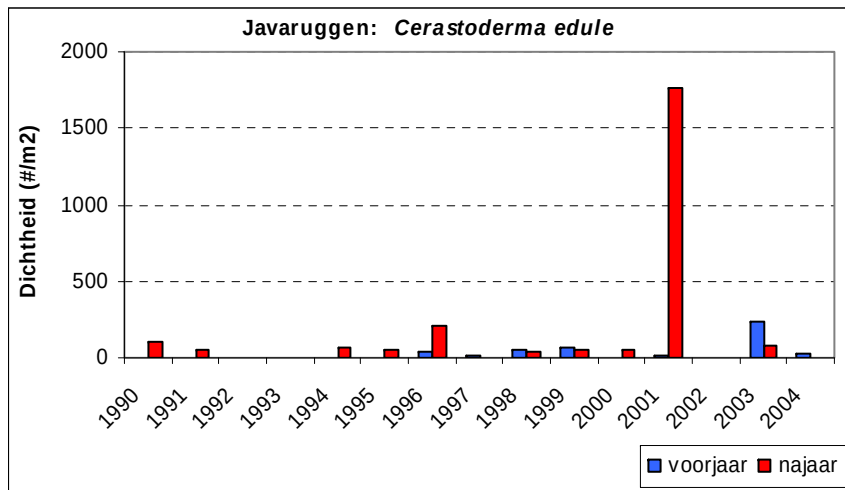
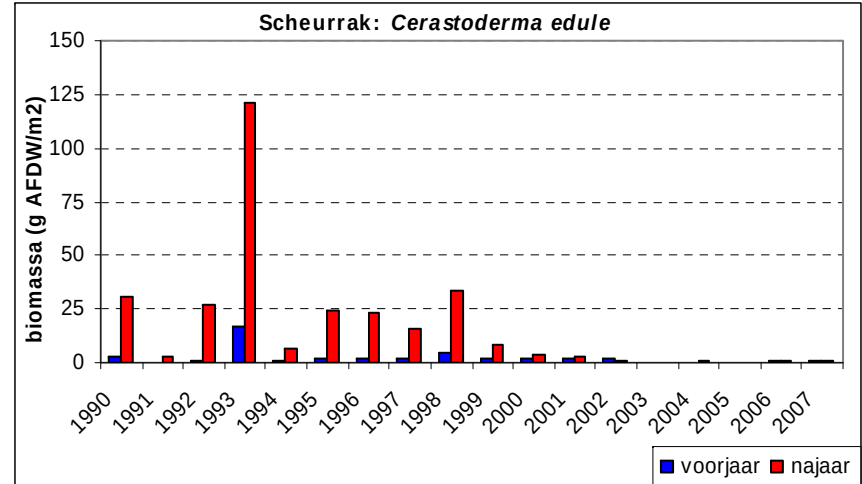
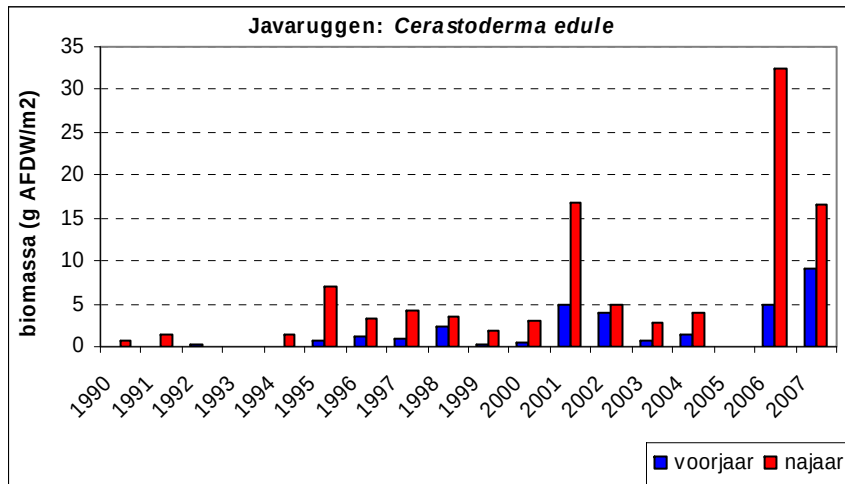


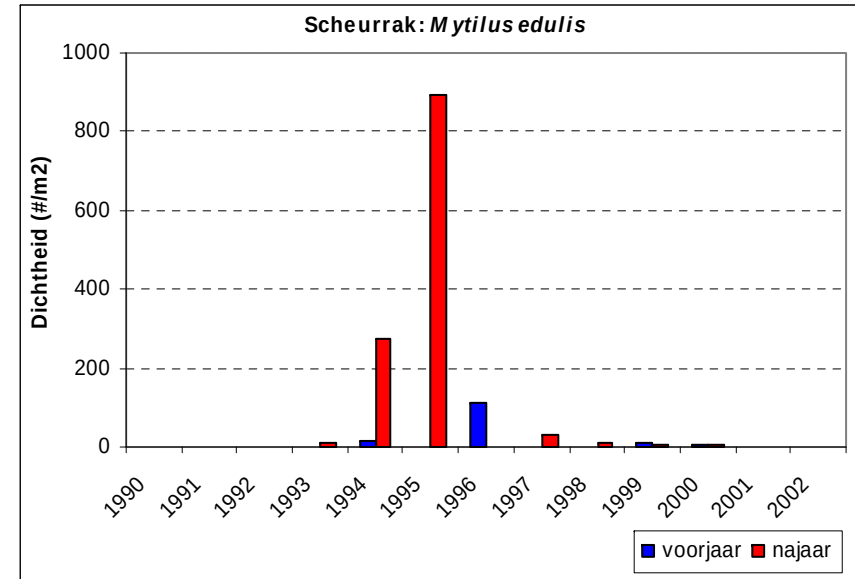
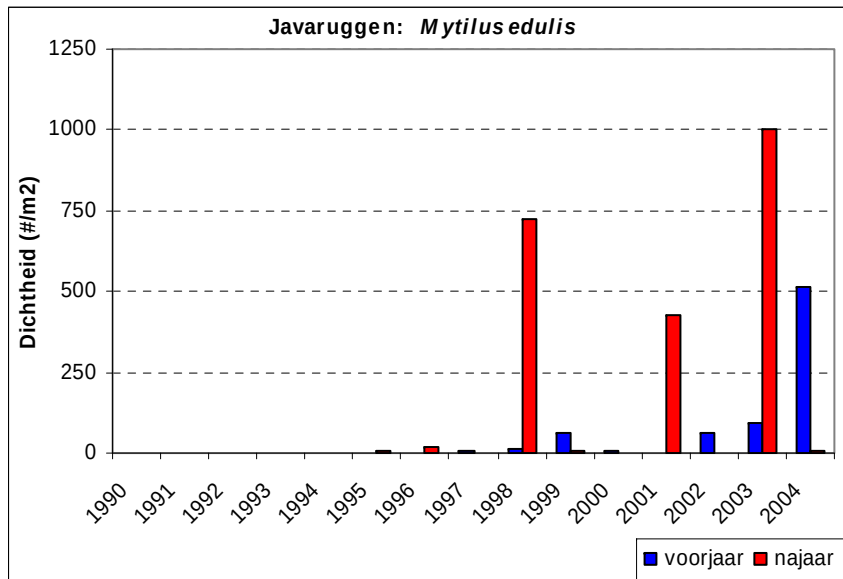
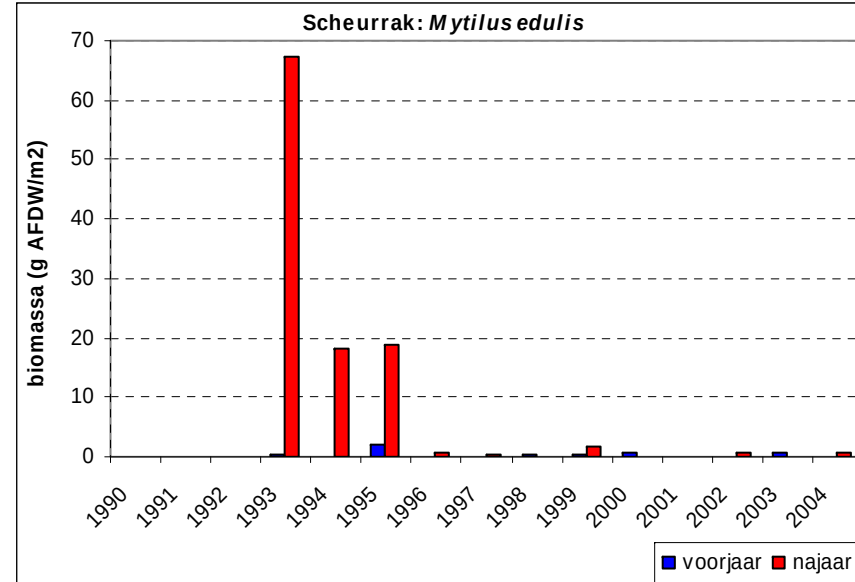
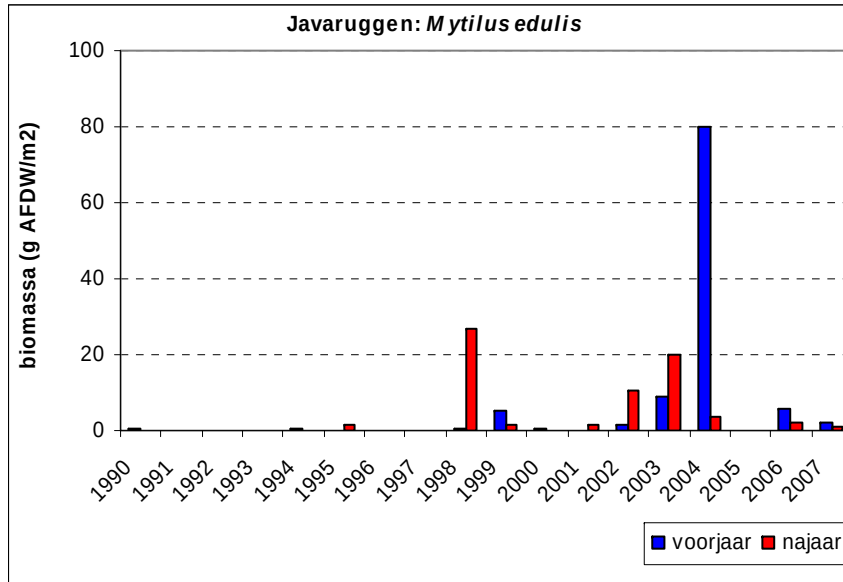
Figuur C.3: Totale dichtheid op de 3 MWTL meetlocaties (Javaruggen (S1), Scheurrak (S2) en Molenrak (S3)).

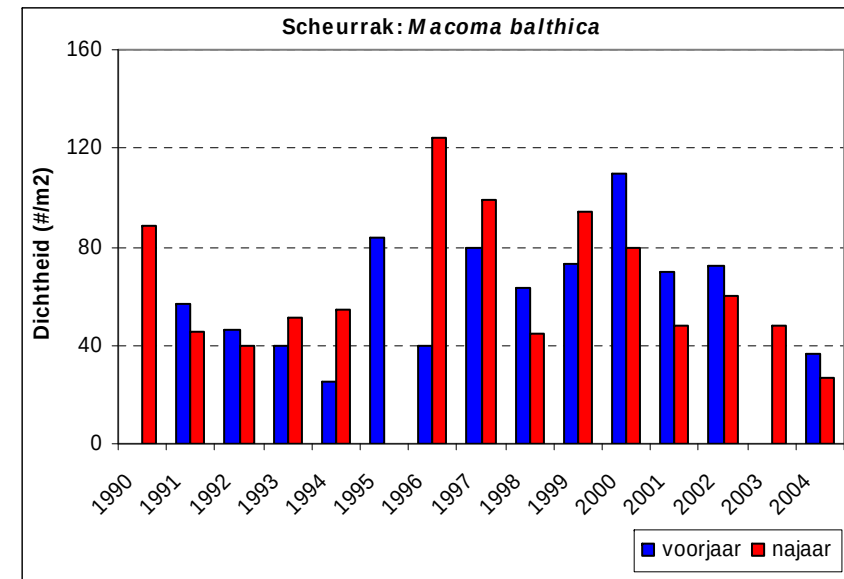
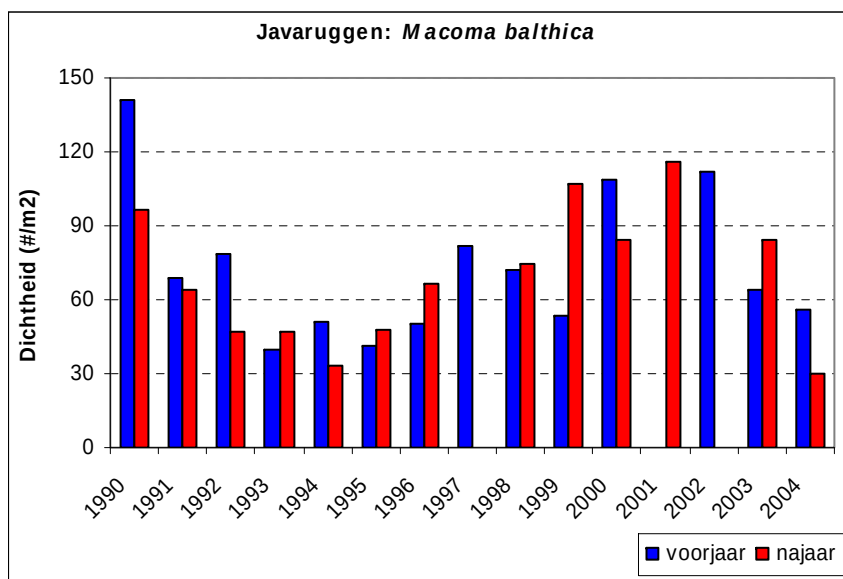
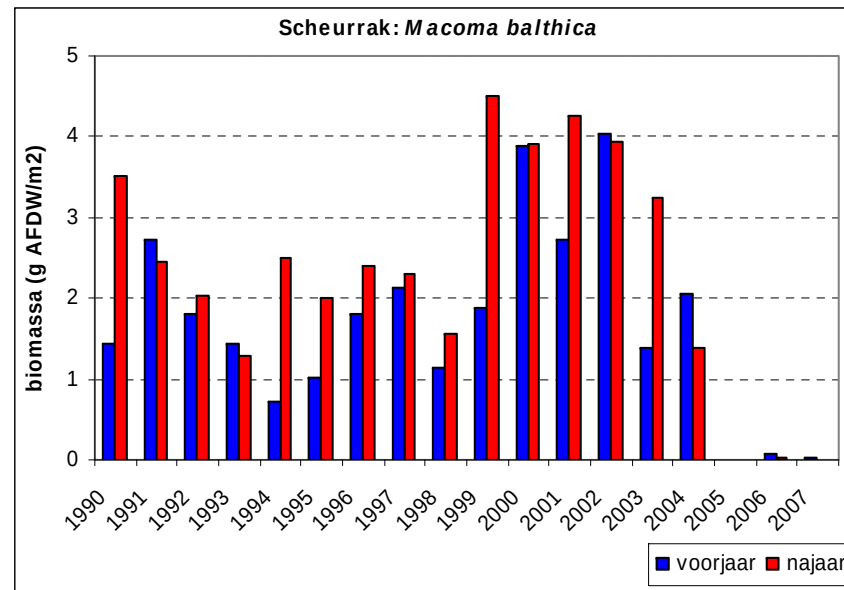
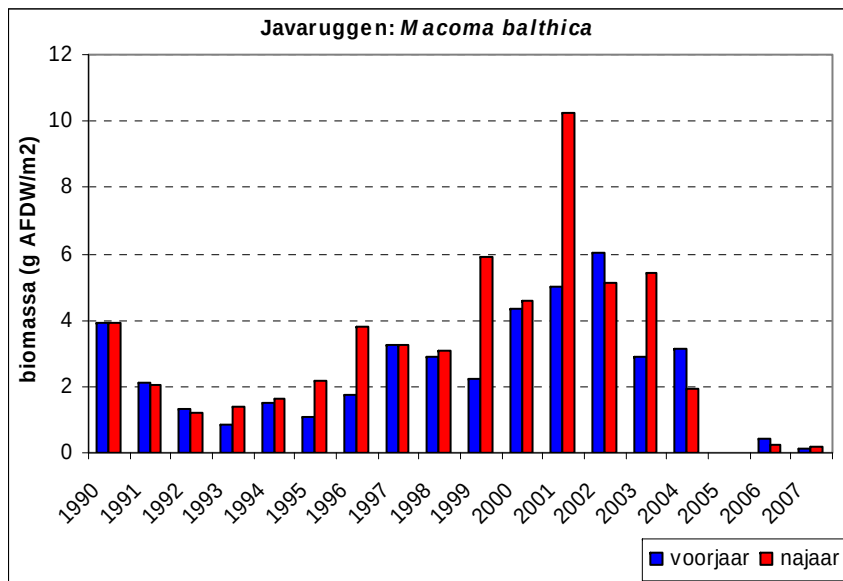


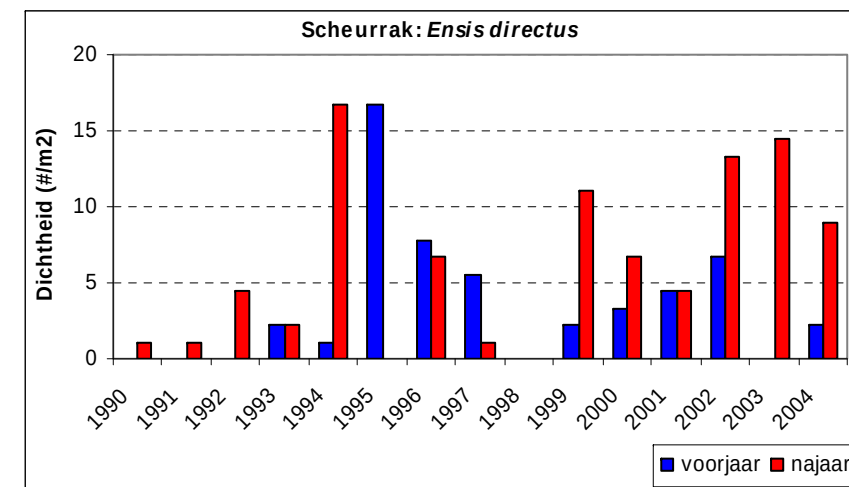
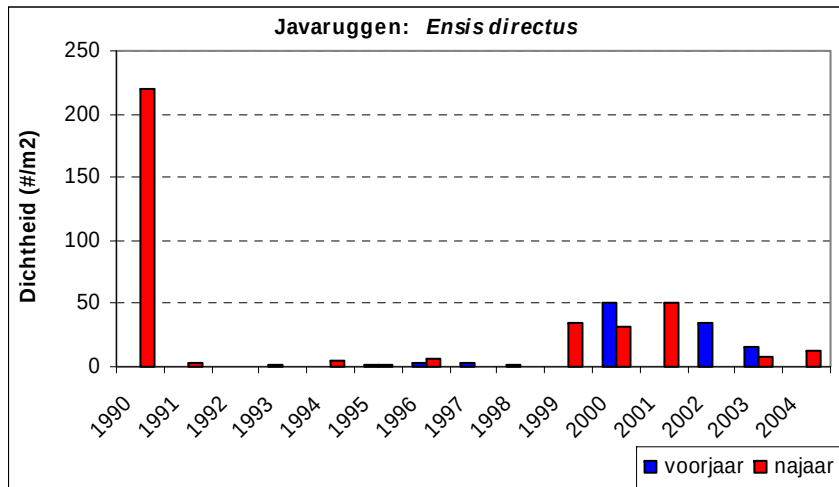
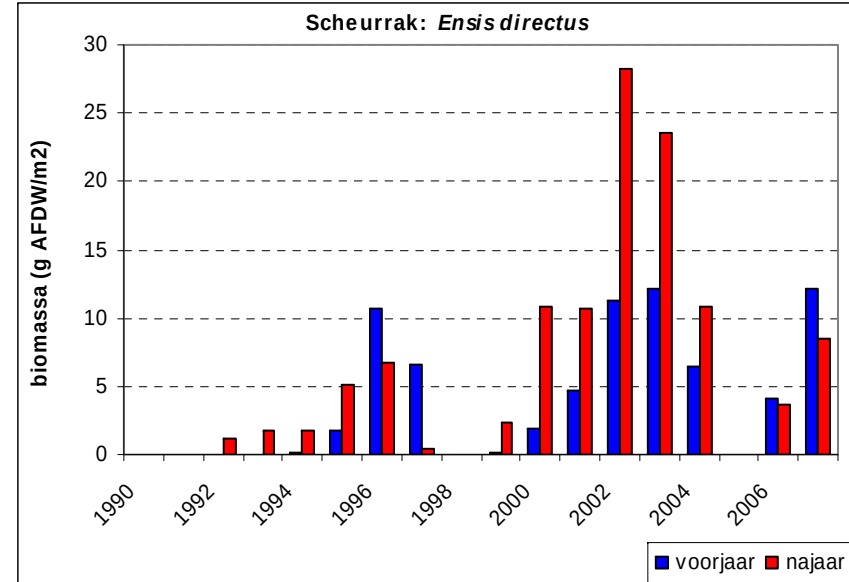
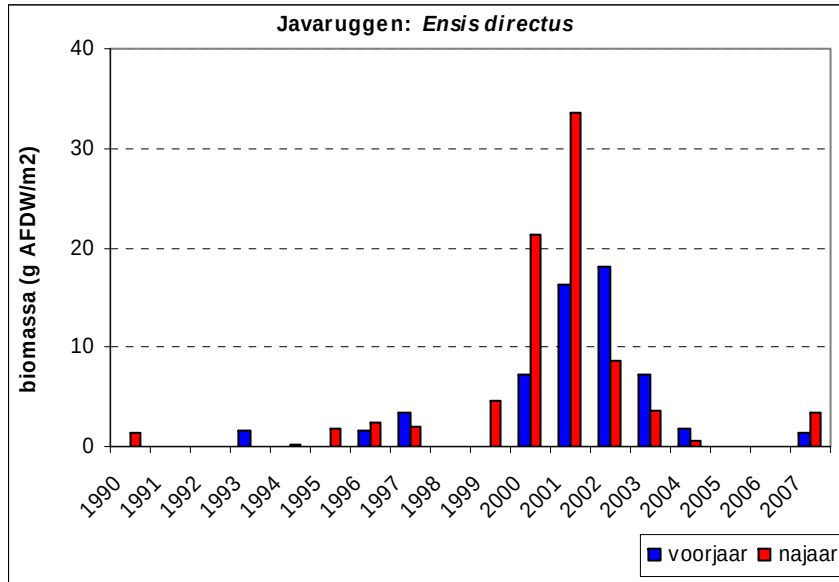
Bijlage D

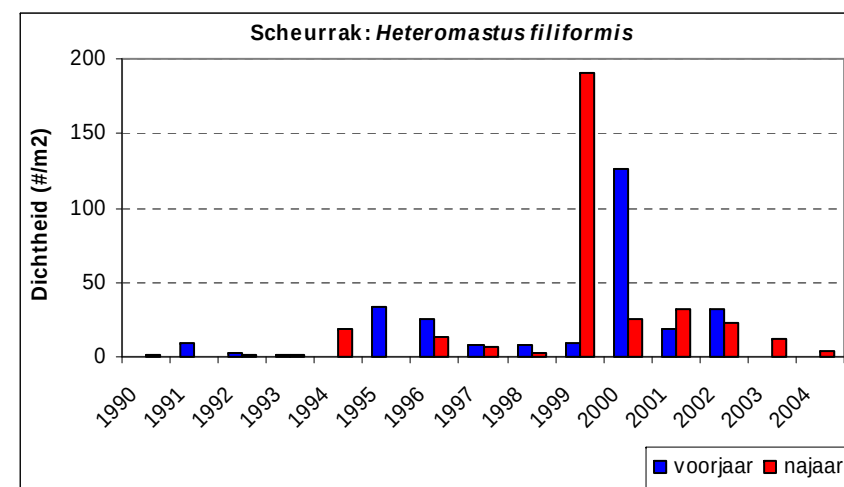
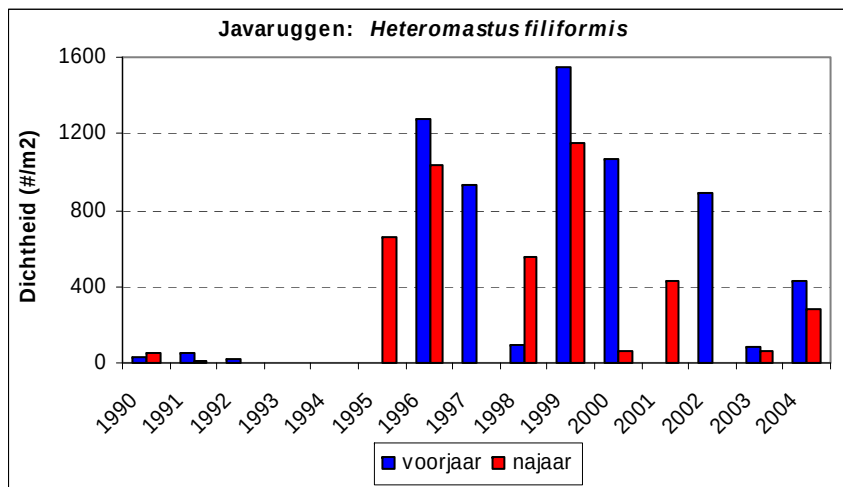
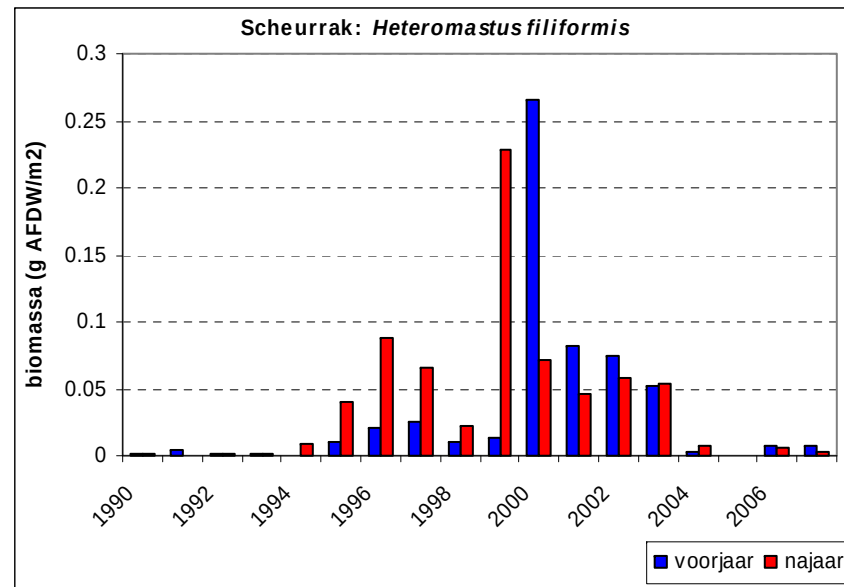
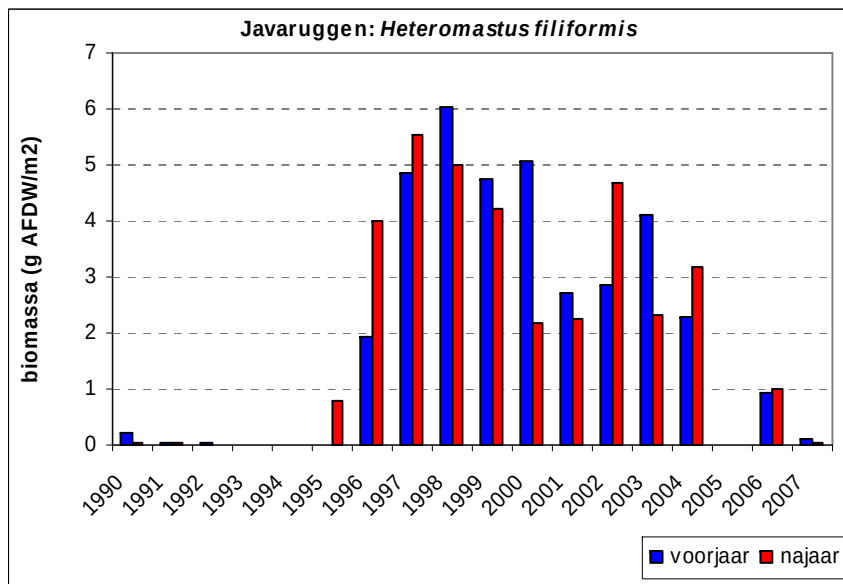
**Biomassa (1990-2007) en dichtheden (1990-2004) van 8
geselecteerde soorten en totaal op de meetlocaties
Javaruggen en Scheurrak**

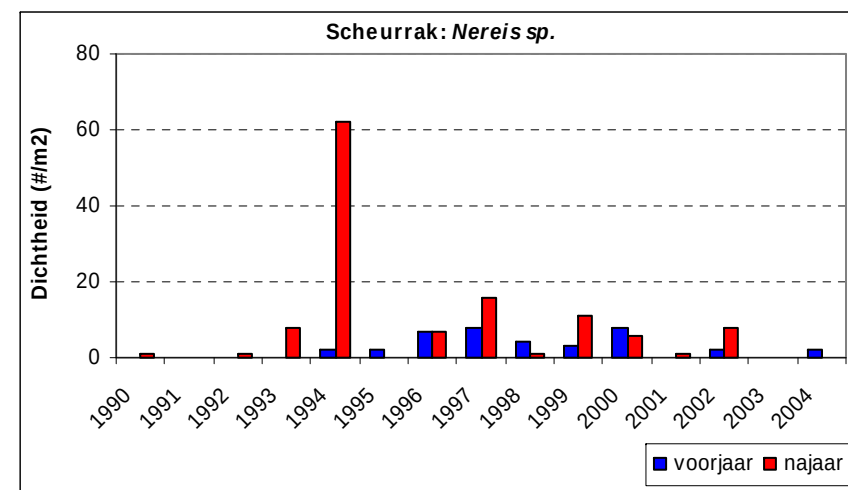
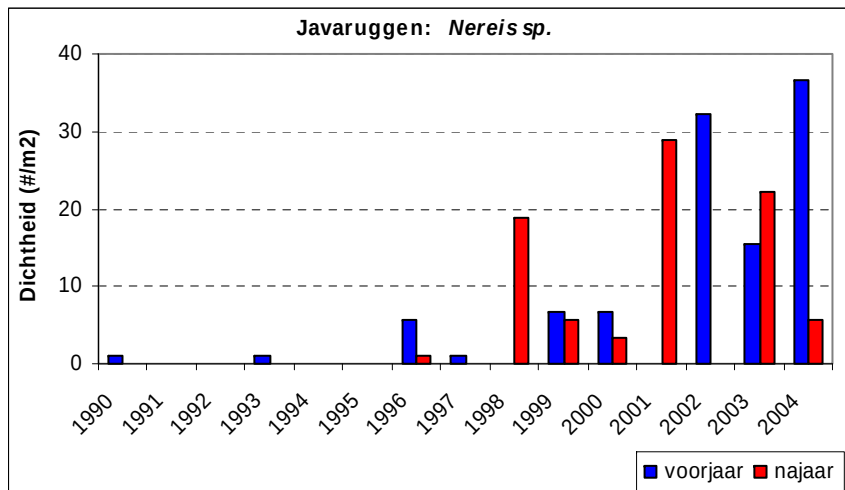
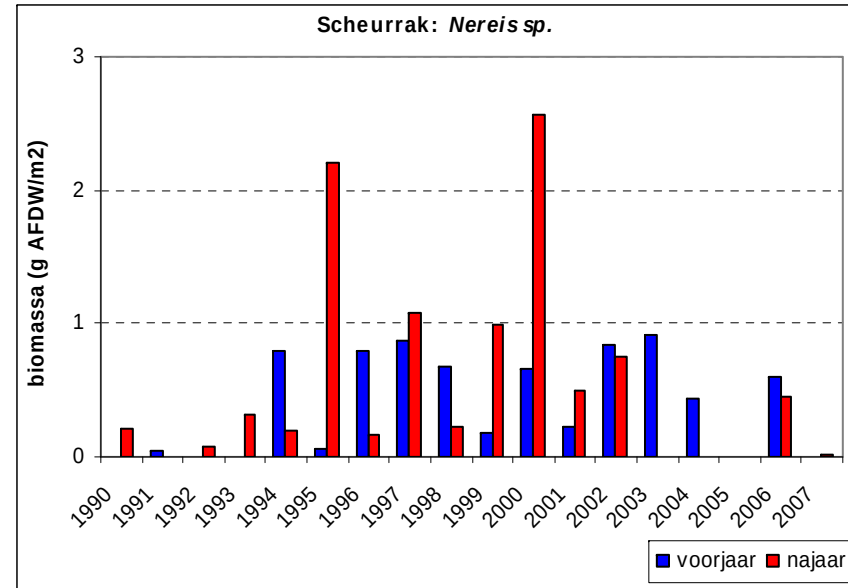
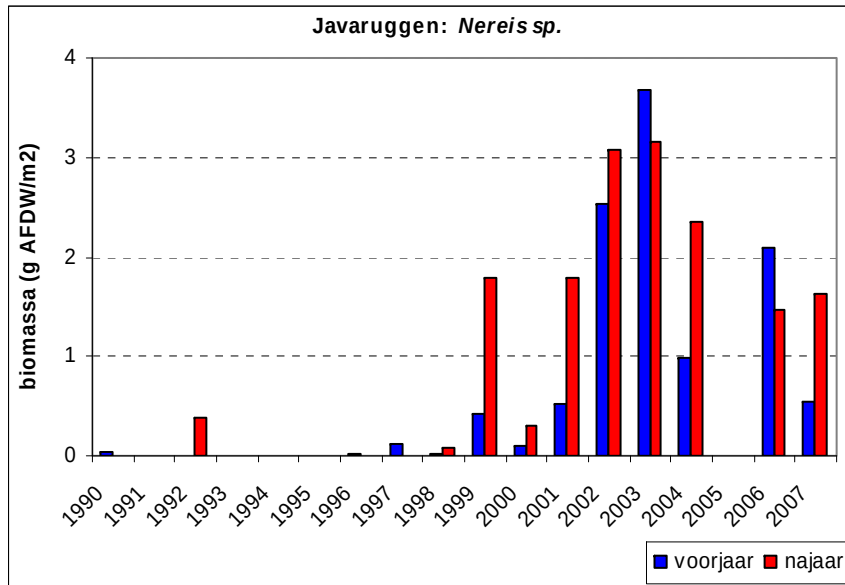


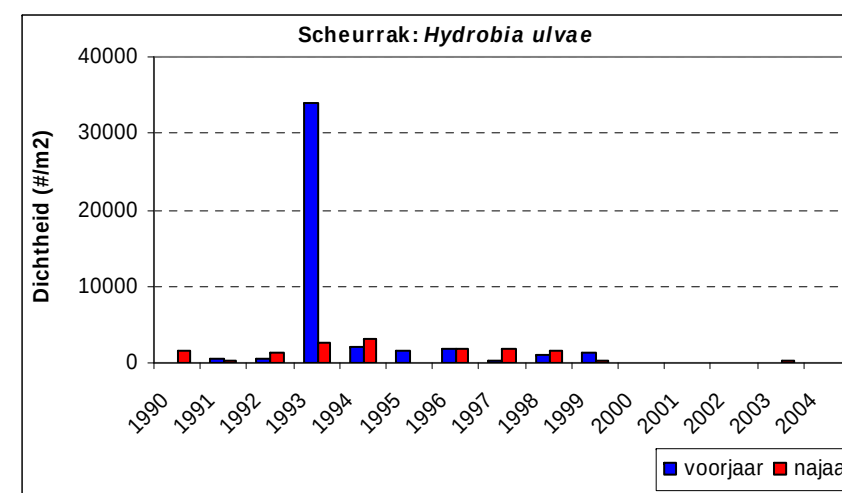
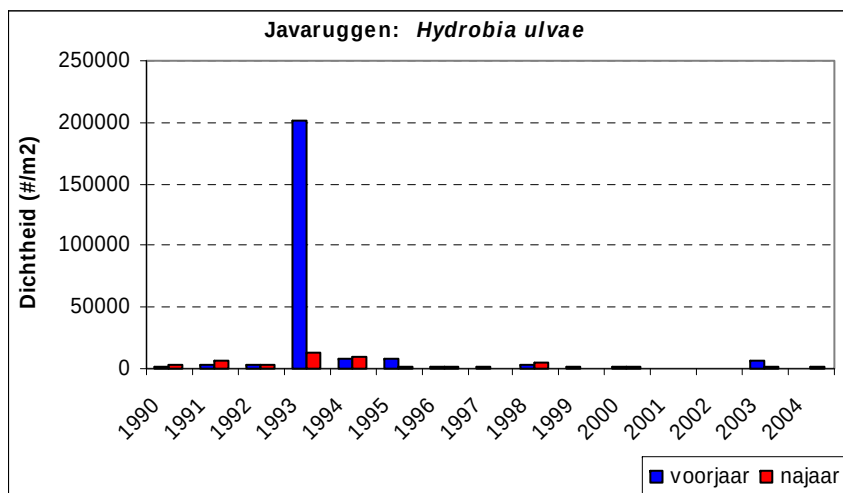
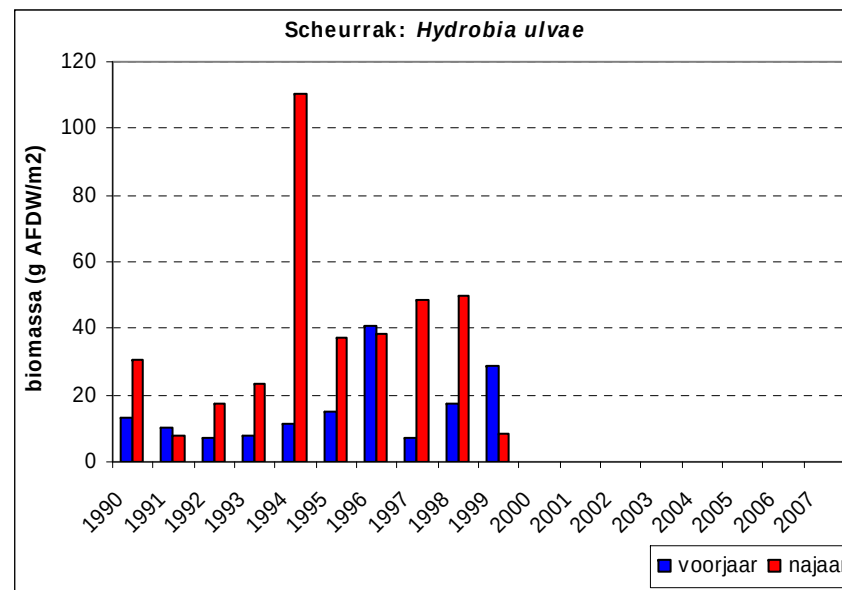
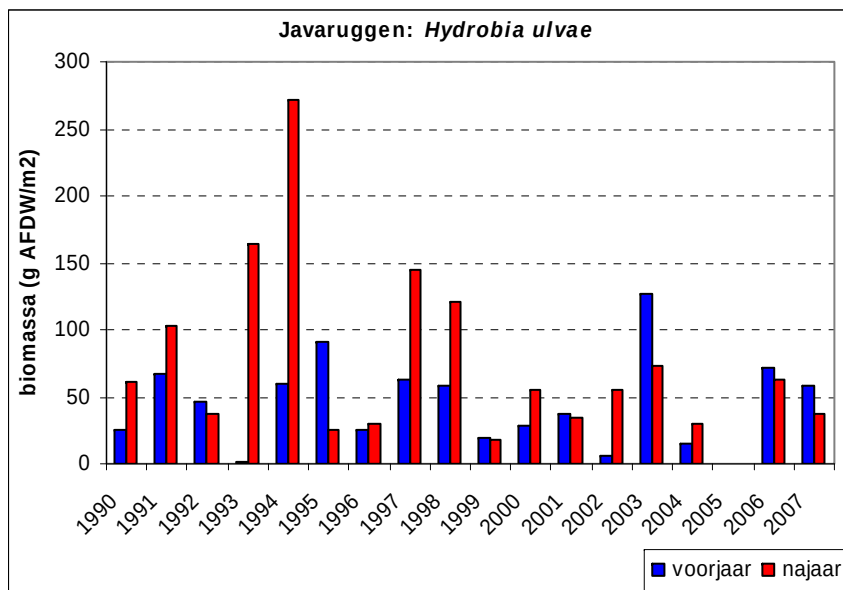


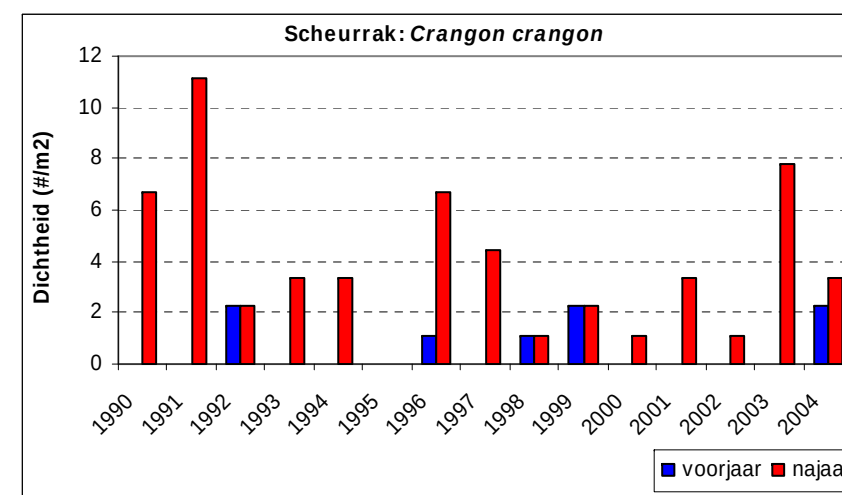
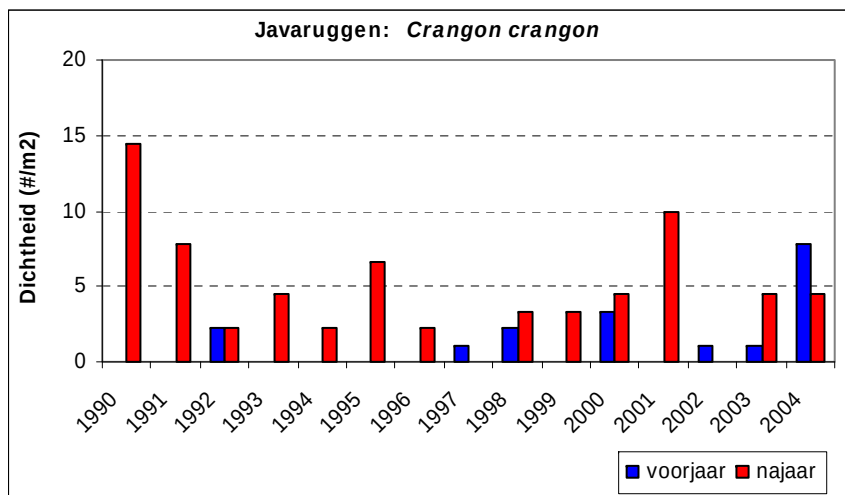
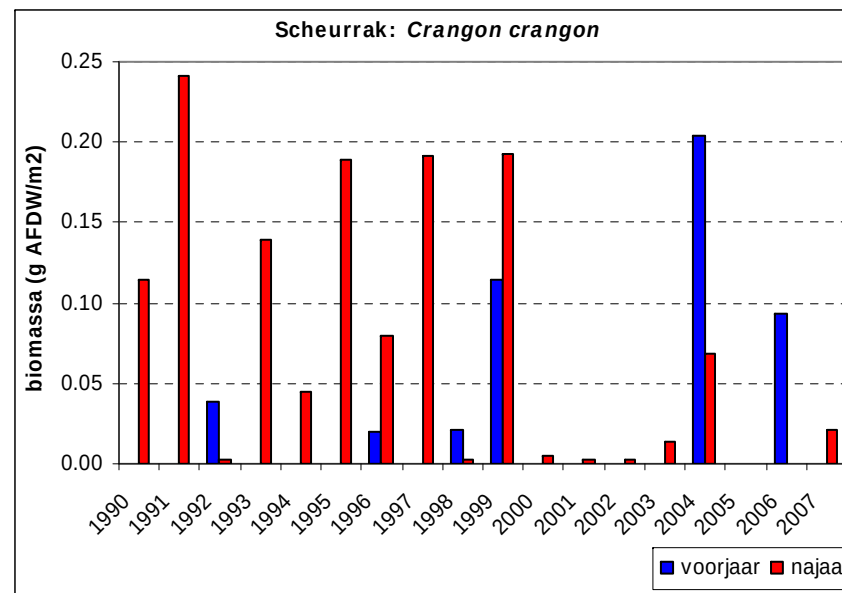
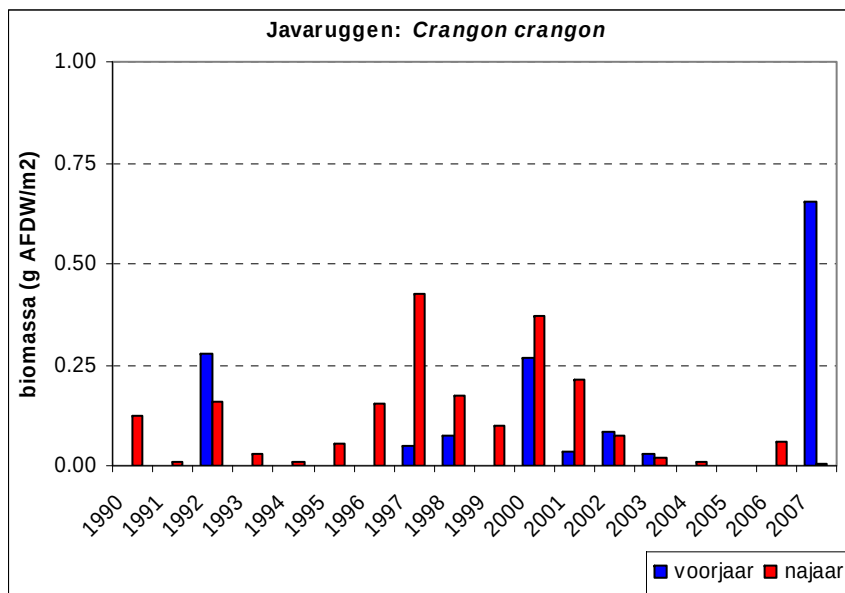










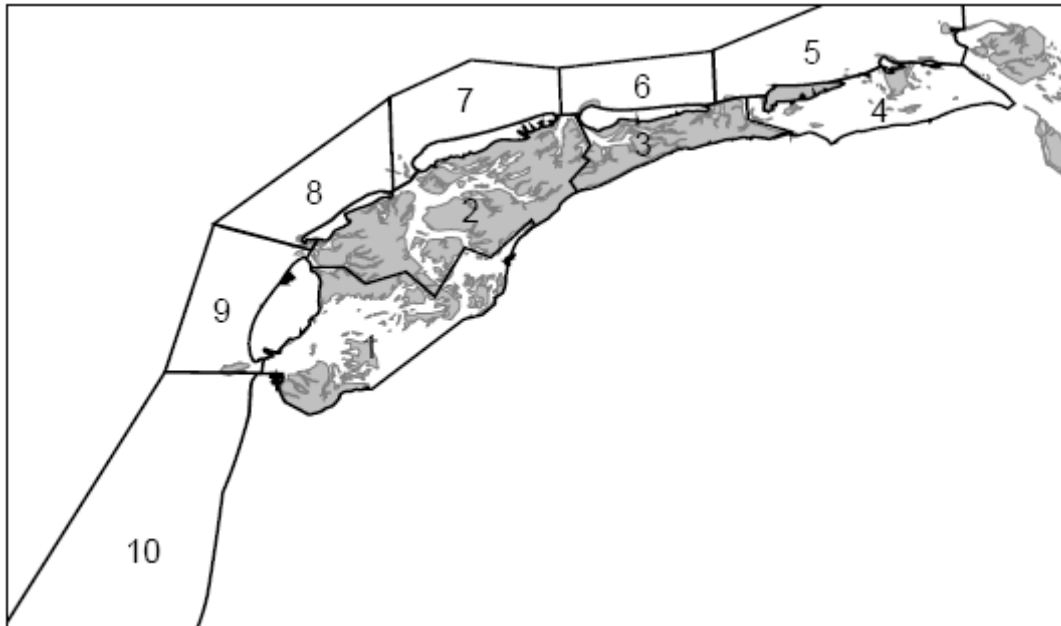


Bijlage E

MWTL monitoring zee-eenden

Beschikbare informatie

Door Rijkswaterstaat (MWTL) worden jaarlijks midwintertellingen (januari-februari) van zee-eenden uitgevoerd. Hierbij worden vanuit een vliegtuig de volgende soorten geteld: Eidereend, Zwarte zee-eend, Grote zee-eend en Toppereend. De rapportages geven het aantal vogels per sector weer, waarbij het studiegebied valt in sector 1 en 2 (zie figuur E.1 voor de indeling in sectoren). Deze tellingen zijn gestart in 1993.



Figuur E.1: Sectoren ten behoeve van zee-eend tellingen.

De tellingen worden jaarlijks gerapporteerd, waarbij ook de tellingen in de voorgaande jaren worden meegenomen. Het laatste rapport (Arts, 2008) bevat dus ook informatie over de tellingen uit de voorgaande jaren.

De tellingen van Eidereenden zijn gerapporteerd tot op sector niveau. In sector 1 worden in de telperiode tussen de 14.000 en 55.000 Eidereenden aangetroffen, in sector 2 zijn dit er tussen de 11.000 en 66.000 Eidereenden. Om dit verder naar het studiegebied te kunnen preciseren zijn bij Rijkswaterstaat de resultaten van de vliegtuigtellingen zelf opgevraagd. Ook is informatie uit het proefschrift over de relatie tussen Eidereendpopulaties en de schelpdierstand (Kats, 2007) geraadpleegd.

De tellingen van Zwarte Zee-eenden zijn gerapporteerd tot op Waddenzee niveau. In de gehele Waddenzee worden in de midwinter maximaal 2500 Zwarte Zee-eenden aangetroffen.

De tellingen van Grote Zee-eenden zijn gerapporteerd tot op Waddenzee niveau. In de gehele Waddenzee worden in de midwinter maximaal 400 Grote Zee-eenden aangetroffen.

De tellingen van Toppereenden zijn gerapporteerd tot op Waddenzee niveau. In de gehele Waddenzee worden in de midwinter tussen de 500 en 30.000 Toppereenden aangetroffen. Volgens de kaart in Arts (2008) bevinden deze Toppereenden zich allen in en rond het studiegebied.



Zee-eenden van belang voor het studiegebied

De Eidereend komt in hoge dichtheden voor in het studiegebied. Deze soort is daarom uitgebreid uitgewerkt in paragraaf 4.3.

Tijdens de survey worden af en toe Zwarte zee-eenden in lage aantallen in het studiegebied waargenomen. De laatste keer is in 1999 geweest. Tabel E.1 geeft per jaar het aantal waarnemingen van Zwarte zee-eenden in het studiegebied weer in de jaren dat deze soort is waargenomen. Omdat er recentelijk geen Zwarte zee-eenden worden gezien is deze soort niet verder in de analyse meegenomen.

Tabel E.1: Aantal Zwarte zee-eenden waargenomen in het studiegebied

jaar	Aantal
1993	16
1994	8
1995	61
1998	2
1999	8

In 1994 zijn vier Grote zee-eenden in het studiegebied waargenomen, verder geen enkele. De Grote zee-eend wordt daarom niet verder meegenomen in de analyse.

De Toppereend komt in hoge dichtheden voor in het studiegebied. Deze soort is daarom uitgebreid uitgewerkt in paragraaf 4.3.2.

Bijlage F

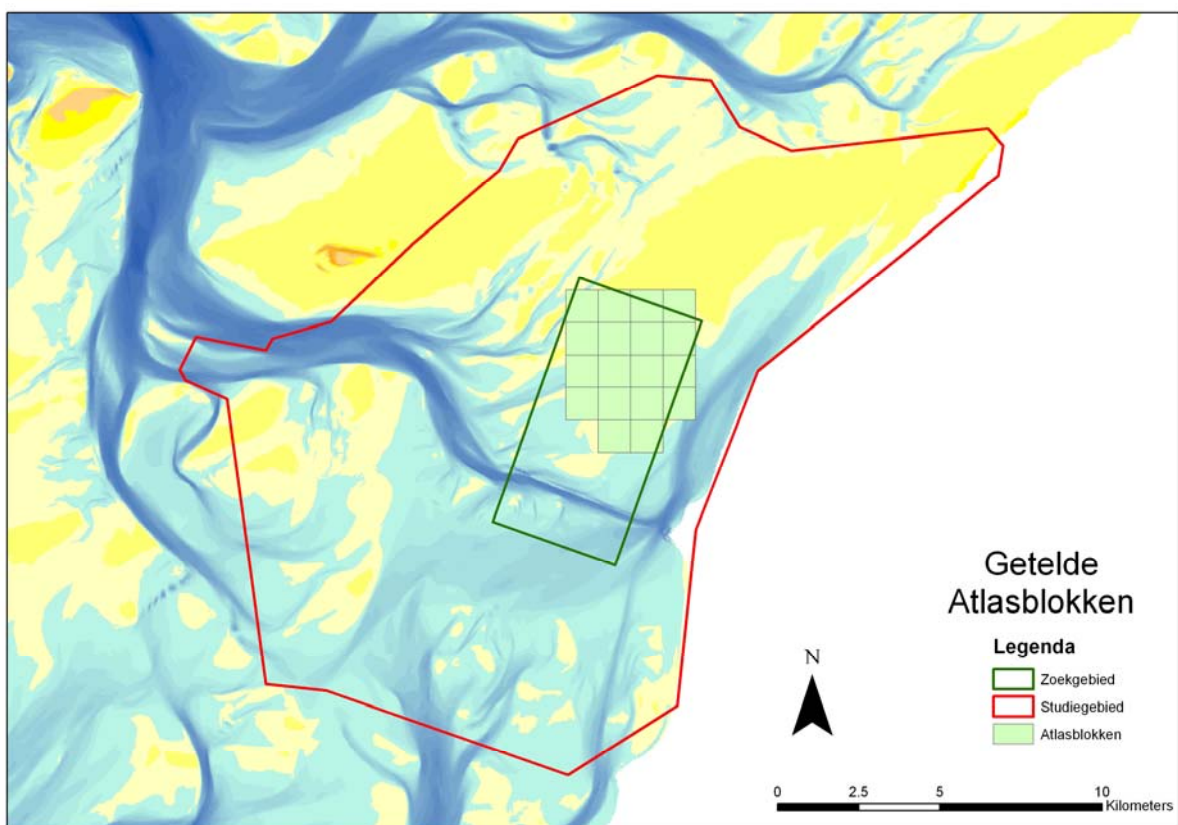
Laagwatertellingen

Introductie

Tijdens laagwater droogvallend macrobenthos vormt de voornaamste voedselbron voor diverse vogelsoorten die bij laagwater foerageren. Zoutwinning kan leiden tot een afname van de droogvalduur en daarmee tot een afname van het voedselaanbod. Om een inschatting van de effecten op de vogelstand te maken is het noodzakelijk te weten welke soorten in welke dichtheden tijdens laagwater in het studiegebied aanwezig zijn. De vraag die hierbij van belang is, is waar in het studiegebied de hoogste dichtheden voorkomen. Ook is van belang te weten hoe de vogels zich tijdens laagwater over de droogvallende platen verdelen en of dit per vogelsoort verschilt.

Methodiek laagwatertellingen

Om een inschatting van de verdeling van de vogelsoorten in het studiegebied te krijgen, is het gebied onderverdeeld in atlasblokken (figuur F.1), die samen het telgebied vormen. Tijdens vier laagwater telsessies, uitgevoerd door IMARES en SOVON, is voor elk atlasblok genoteerd welke vogelsoorten er voorkwamen en in welke hoeveelheden. De tellingen zijn uitgevoerd op twee opeenvolgende dagen in oktober (9 & 10 oktober) en in november (7 & 8 november). Voor een uitgebreide beschrijving van de telmethodiek wordt verwezen naar Postma et al. (2009).



Figuur F.1: Getelde atlasblokken in het studiegebied.

Algemene resultaten

Uit de laagwatertellingen blijkt in de eerste plaats dat er in het studiegebied een grote diversiteit aan vogels aanwezig is. Naast deze diversiteit is eveneens geconstateerd dat sommige van deze soorten in hoge aantallen aanwezig zijn. De verspreiding van een aantal van deze

soorten (geselecteerd op de hoge dichtheden in het studiegebied) is met behulp van GIS in meer detail onderzocht. Deze soorten zijn in onderstaande tabel (tabel F.1) met * aangegeven en zijn elk in een aparte paragraaf verder uitgewerkt.

Tabel F.1. Tijdens de laagwatertellingen waargenomen vogelsoorten. (**: instandhoudingsdoelen Waddenzee Natura2000 (aantal vogels, seizoensgemiddelde)

Soort	09-10 2008	10-10 2008	07-11 2008	08-11 2008	Totaal	Doelen**
Aalscholver	1	11	0	1	13	4200
Bergeend*	242	474	508	151	1375	38400
Bonte strandloper*	1326	6758	8171	7224	23479	206000
Drieteenstrandloper	0	0	1	0	1	3700
Grote Mantelmeeuw	15	20	8	16	59	nvt
Kanoetstrandloper*	602	2852	8	4	3466	44400
Kokmeeuw	1168	1162	26	131	2487	nvt
Pijlstaart	0	21	114	52	187	9500
Rosse grutto	7	5	5	3	20	54400
Rotgans	12	0	0	0	12	26400
Scholekster*	2559	2382	2233	2419	9593	140000- 160000
Steenloper	8	13	4	1	26	2300-3000
Stormmeeuw	1679	2449	255	562	4945	nvt
Tureluur	1	0	0	0	1	16500
Wilde eend	3	0	5	2	10	25400
Wintertaling	4	0	0	0	4	310
Wulp*	889	997	935	1248	4069	96200
Zilvermeeuw	410	171	26	36	643	Nvt
Zilverplevier	9	6	8	189	212	22300

Algemene conclusie laagwatertellingen

Er kan worden geconcludeerd dat het studiegebied waarschijnlijk van grote waarde is voor een diverse groep vogelsoorten. Hoewel voor veel soorten deze waarde zich beperkt tot het noordelijk tot oostelijke deel van het gebied is dit niet voor alle soorten het geval. Omdat de telling beperkt is tot de maanden oktober en november moet gerealiseerd worden dat het hier een seizoensweergave van de aanwezige soorten betreft. Het is mogelijk dat een telling in het voorjaar een verschuiving van zowel soorten, dichtheden als verspreiding over het studiegebied weer geeft. Ook is het interessant om te onderzoeken op welke manier het gebied waarde voor deze vogelsoorten, waarbij gedacht kan worden aan foerageergebied of rustplaats. Ondanks deze kennisleemtes geeft de telling een gedegen indicatie van het belang van het studiegebied voor diverse vogelsoorten.

Bijlage G

Hoogwatervluchtplaatsen

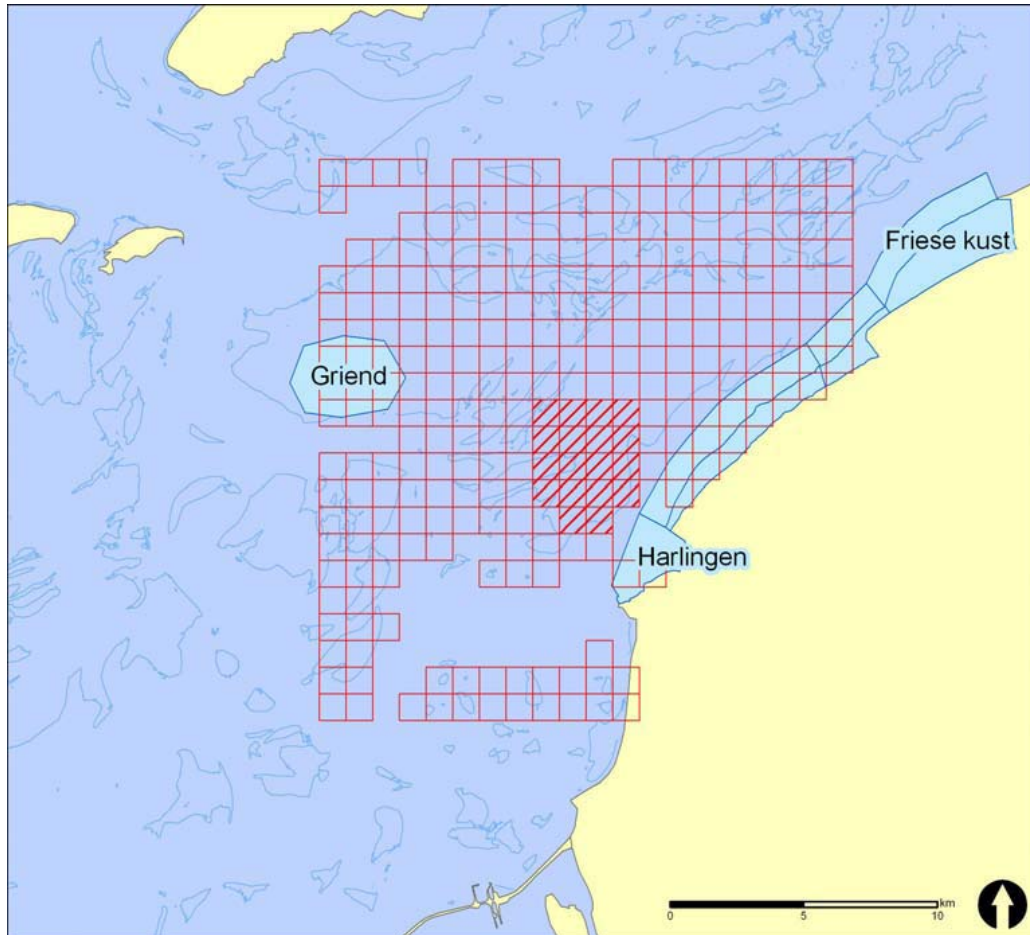
Introductie

Uit de laagwatertellingen is een overzicht verkregen van de soorten die op de Ballastplaat foerageren. Bij hoogwater zullen deze vogels zich echter verplaatsen naar de zogenaamde hoogwatervluchtplaatsen (HVP's). Om meer inzicht te krijgen in de aantallen en verspreiding van de aanwezige vogels in het studiegebied zijn, naast de laagwatertellingen, ook de vogels op de nabij de Ballastplaat gelegen hoogwatervluchtplaatsen geteld. Dit zijn de HVP's Griend, het deel van de Friese kust tussen Harlingen en Zwarte Haan en het Harlingen Haven gebied (figuur).

Methodiek hoogwatervluchtplaats-tellingen

De HVP-tellingen zijn uitgevoerd door SOVON en komen voort uit de door SOVON georganiseerde lopende monitoring. De HVP's Griend en de Friese kust tussen Harlingen en Zwarte Haan zijn geteld op 18 en 19 oktober en op 15 en 16 november. De HVP Harlingen Havengebied is alleen op 16 november geteld. De vogeltellingen zijn uitgevoerd middels een gestandaardiseerde methode (van Roomen et al., 2003) met de belangrijkste richtlijnen a: de tellingen worden overdag uitgevoerd, b: in de Waddenzee wordt geteld op het tijdstip van hoogwater, dus op de HVP's, c: alleen watervogels die een binding met het telgebied hebben worden geteld, dus geen overvliegende vogels, d: ook in de broedtijd worden alle zichtbare watervogels in het telgebied geteld, maar er wordt niet speciaal naar de broedvogels gezocht. De monitoringsgebieden zijn ingedeeld in vast begrensde ruimtelijke eenheden die op kaarten zijn aangegeven (zie figuur G.1). Deze telgebieden worden zo goed mogelijk integraal afgezocht op de onderzoekssoorten. De tellingen worden voor een groot deel uitgevoerd door vrijwilligers, maar ook door medewerkers van terreinbeherende instanties of overheden.

Zowel bij de berekening van seizoenspatronen als bij de trends is alleen gebruik gemaakt van de resultaten van de HVP-tellingen op Griend en van de Friese kust tussen Harlingen en Zwarte Haan. Harlingen Havengebied is hier niet bij betrokken aangezien hier minder tellingen zijn uitgevoerd. Voor een uitgebreide beschrijving van de dataverwerking en trendanalyses wordt verwezen naar Postma et al. (2009)



Figuur G.1: Hoogwatervluchtplaatsen in de nabije omgeving van de uitgevoerde laagwatertellingen (atlasblokken met rode arcering).

Algemene resultaten

Tabel G.1 geeft een overzicht van de tellingen uitgevoerd op de HVP's Griend, de Friese kust tussen Harlingen en Zwarte Haan en Harlingen Havengebied. Op de hoogwatervluchtplaatsen is een hoge diversiteit aan vogelsoorten tijdens de tellingen aangetroffen. Op de HVP's van Griend en Harlingen-Zwarte Haan samen overschrijdt het gemiddelde aantal (gerekend over alle maanden in de seizoenen 2003/2004-2007/2008) voor de soorten Bergeend, Scholekster, Kluut, Bonte Strandloper en Rosse Grutto de 1%-drempel. Griend is hierbij met name voor Scholekster, Bonte Strandloper en Rosse Grutto van relatief groot belang, terwijl het traject tussen Harlingen en Zwarte Haan vooral voor Bergeend en Kluut van belang is. Op de HVP's in Harlingen Havengebied behalen de gemiddelde aantallen van geen enkele soort (alhoewel niet berekend) de 1%-drempels. De hoogste totale aantallen zijn gevonden voor de soorten Wulp (28744), Kokmeeuw (15886), Bonte Strandloper (10434) en de Bergeend (9003). Voor de soorten die gebruik kunnen maken van de Ballastplaat is dit gebied met name van belang voor Scholekster, Steenloper en meeuwen.

Tabel G.1: Op de hoogwatervluchtplaatsen waargenomen vogelsoorten.

HVP	Griend	Harlingen- Zwarte Haan	Griend	Harlingen- Zwarte Haan	Harlingen Havengebied	Totaal
Datum	18-10 2008	18/19-10 2008	15-11 2008	15-11 2008	16-11 2008	
Aalscholver	120	45	8	29	3	205
Bergeend	5025	487	3388	103	0	9003
Blauwe Kiekendief	0	3	0	2	0	5
Blauwe Reiger	0	4	0	3	1	8
Bontbekplevier	2	0				2
Bonte strandloper	8	9551	800	75	0	10434
Brilduiker			6	0	0	6
Bruine Kiekendief	0	2				2
Dodaars	0	5	0	1	3	9
Drieteenstrandloper	75	0	84	2	0	161
Eidereend	100	178	231	1	11	521
Frater			0	110	0	110
Fuut	1	2	0	1	0	4
Goudplevier	0	14	0	565	0	579
Grauwe Gans			0	3	0	3
Groenpootruiter	8	1				9
Grote Mantelmeeuw	95	69	52	28	9	253
Grutto	0	4				4
Houtsnip	1	0				1
Ijsvogel			0	1	0	1
Kanoetstrandloper	7	0	0	0	0	7
Kievit	0	74	0	5154	0	5228
Kleine	2	1	0	0	0	3
Mantelmeeuw						
Kleine Zilverreiger	1	0				1
Kluut	0	12				12
Kokmeeuw	291	12574	120	2809	92	15886
Krakeend			8	0	0	8
Kuifeend	0	53	0	20	0	73
Meerkoet	0	522	0	567	3	1092
Middelste Zaagbek	6	0	19	0	0	25
Nijlgans			0	1	0	1
Pijlstaart	50	612	343	220	0	1225
Rosse Grutto	11	10	481	0	0	502
Rotgans	700	0	435	18	0	1153
Scholekster	76	1301	84	2864	25	4350
Slechtvalk	1	2	2	1	0	6
Slobeend	0	11	0	2	0	13
Smient	470	579	375	2264	13	3701
Sneeuwgorst			4	59	0	63
Soepgans	0	21	0	23	0	44
Steenloper	70	3	11	8	21	113
Stormmeeuw	65	405	50	152	4	676
Tafeleend			0	2	0	2
Toendrarietgans	0	4	0	100	0	104

Tureluur	780	4	414	0	0	1198
Waterhoen	0	2	0	14	1	17
Waterral	5	0	1	0	0	6
Watersnip	8	15	3	23	0	49
Wilde Eend	120	3765	111	3565	73	7634
Wintertaling	20	70	61	280	0	431
Wulp	4975	7048	223	16488	10	28744
Zilvermeeuw	182	2159	420	1589	185	4535
Zilverplevier	100	778	16	24	0	918

Algemene conclusies hoogwatervluchtplaats-tellingen

De gegevens van de omringende HVP's indiceren vergelijkbaar met de laagwatertellingen dat het gebied Ballastplaat van groot belang is voor diverse vogelsoorten. Op de HVP's komen o.a. hoge aantallen steltlopers voor, die mogelijk op de Ballastplaat foerageren. Echter, in de nabije omgeving van deze HVP's ligt naast de Ballastplaat nog een groot areaal aan andere wadplaten (ondermeer Grienderwaard en Vlake van Oosterbierum) waar de op de HVP's getelde vogels ook kunnen foerageren. Tegelijkertijd kan de Ballastplaat worden bezocht door vogels welke op andere HVP's overtijen. Er moet dus in gedachten worden gehouden dat de op Griend en langs de Friese kust overtijende vogels niet persé gebruik hoeven te maken van de Ballastplaat en dat andersom geredeneerd de op Ballastplaat foeragerende vogels niet persé afkomstig hoeven te zijn van ovengenoemde HVP's. Een directe link tussen de gegevens van de HVP's en de resultaten van de uitgevoerde laagwatertellingen is zonder verder onderzoek niet te leggen, echter de seizoenspatronen van aantallen op de HVP's indiceren wel dat de Ballastplaat buiten de maanden oktober en november ook van groot belang is als foerageergebied (Postma et al., 2009).

Bijlage H

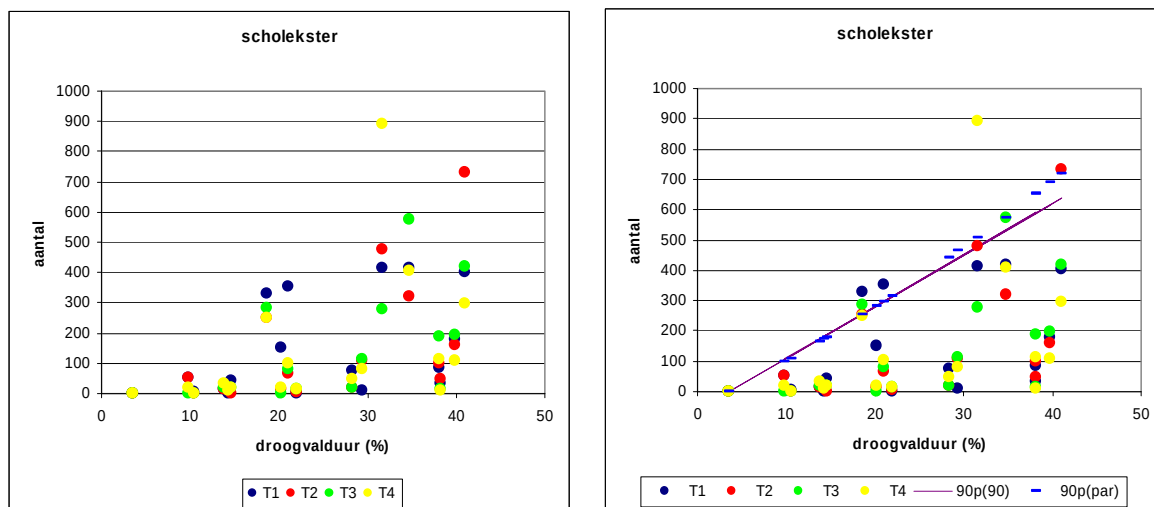
Quantiel regressie

Werkwijze

Om het effect van een veranderde droogvalduur in te schatten is waar mogelijk een model gemaakt met behulp van quantiel regressie. Dit model zegt iets over de draagkracht van het gebied voor de geselecteerde vogelsoort (in de getelde periode). De draagkracht kan in principe worden geschat door per droogvalduur de hoogst voorkomende mogelijke aantallen te nemen. Hierbij wordt voorbij gegaan aan variatie door eventuele (tel)fouten. Daarom wordt voor dit type berekeningen vaak gewerkt met de lijn waarbij 90% van de data onder de lijn ligt, en 10% erboven, de 90% quantiel. Een uitgebreide beschrijving van deze techniek is gegeven in (Cade & Noon, 2003). De beschrijving van de resultaten van de quantiel regressie is bij de beschrijving van de soorten opgenomen.

Resultaten Scholekster

Wanneer de ingreep-effect keten wordt beperkt tot die abiotische parameters die door de zoutwinning zouden kunnen veranderen, is alleen droogvalduur een belangrijke factor. De functie van het gebied voor Scholeksters beperkt zich tot foerageren op droogvallende platen. De droogvalduur bepaalt of een Scholekster kan foerageren op droogvallende platen of niet. Om de relatie tussen de getelde Scholeksters en droogvalduur te kwantificeren zijn de tijdens de laagwatertellingen getelde Scholeksters per atlasblok gekoppeld aan de droogvalduur van dat atlasblok (zie bijlage D). Een lineair en parabolisch quantiel regressie model door 90% van de gegevens gaf een ongeveer gelijk resultaat (figuur H.1). Het model laat zien dat de veronderstelde draagkracht van het gebied toeneemt met een droogvalduur die toeneemt van 5% tot 40%.



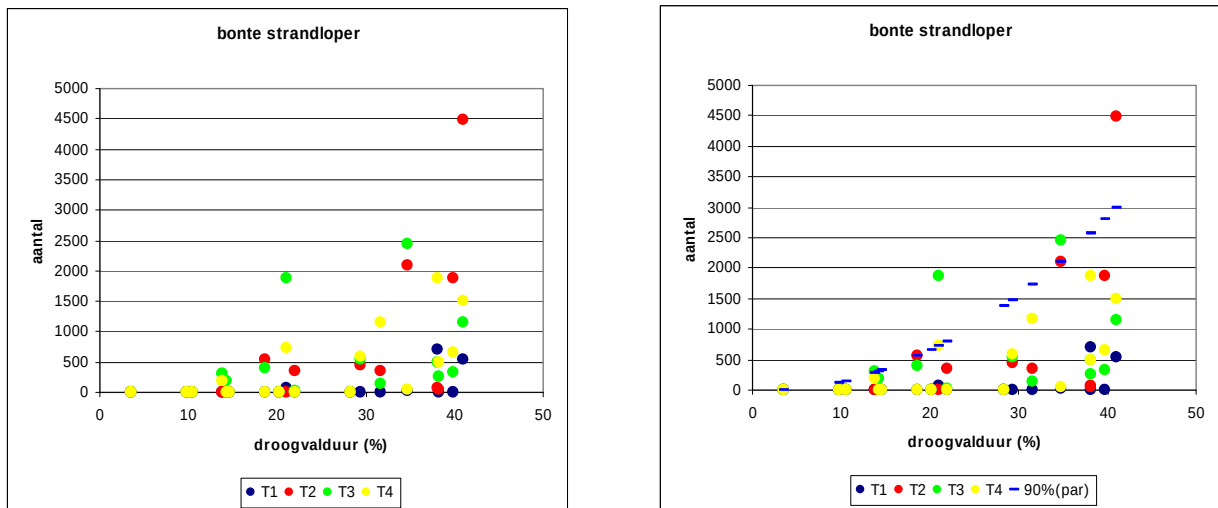
Figuur H.1: Relatie tussen droogvalduur en aantallen tijdens de vier laagwatertellingen (T1, T2, T3 en T4) waargenomen scholeksters (a) en de modellen op basis van quantiel regressie (b).

Resultaten Bonte strandloper

De ingreep-effect relatie voor de Bonte Strandloper wordt beperkt tot de abiotische parameters die door de zoutwinning zouden kunnen veranderen. De functie van het gebied voor Bonte strandloper beperkt zich tot foerageren op droogvallende platen.

De droogvalduur bepaalt of een Bonte strandloper kan foerageren op droogvallende platen of niet.

Om de relatie tussen droogvalduur en Bonte strandlopers te kwantificeren is quantiel regressie toegepast. De tijdens de laagwatertellingen per atlasblok getelde Bonte strandlopers zijn gekoppeld aan de droogvalduur van dat atlasblok (zie bijlage D). De relatie laat zien dat naarmate de plaat langer droog ligt er meer Bonte strandlopers op waargenomen worden (figuur H.2a). Vervolgens is een parabolisch quantiel regressie model gebruikt om de draagkracht voor Bonte strandlopers in relatie tot droogvalduur te beschrijven (figuur H.2b). Het model laat zien dat de veronderstelde draagkracht van het gebied toeneemt met een droogvalduur die toeneemt van 10% tot 40%.

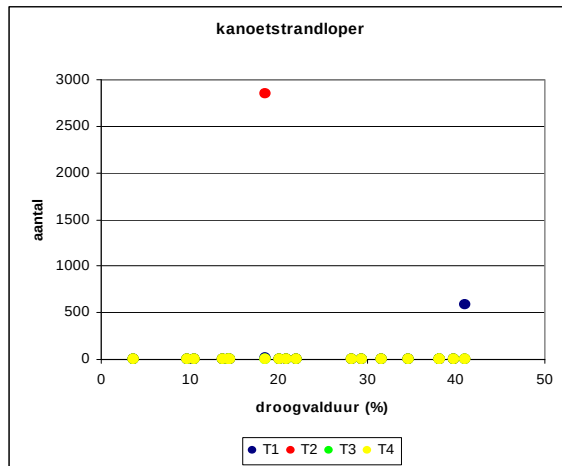


Figuur H.2: Relatie tussen droogvalduur en aantallen tijdens de vier laagwatertellingen (T1, T2, T3 en T4) waargenomen Bonte strandlopers (a) en de modellen op basis van quantiel regressie (b).

Resultaten Kanoetstrandloper

De Kanoetstrandloper kan alleen foerageren op kleine nonnetjes, kokkels en mosselen wanneer de foerageergebieden, de platen, droogvallen. Door de andere abiotische parameters die door de zoutwinning veranderen zal de soort niet direct worden beïnvloed.

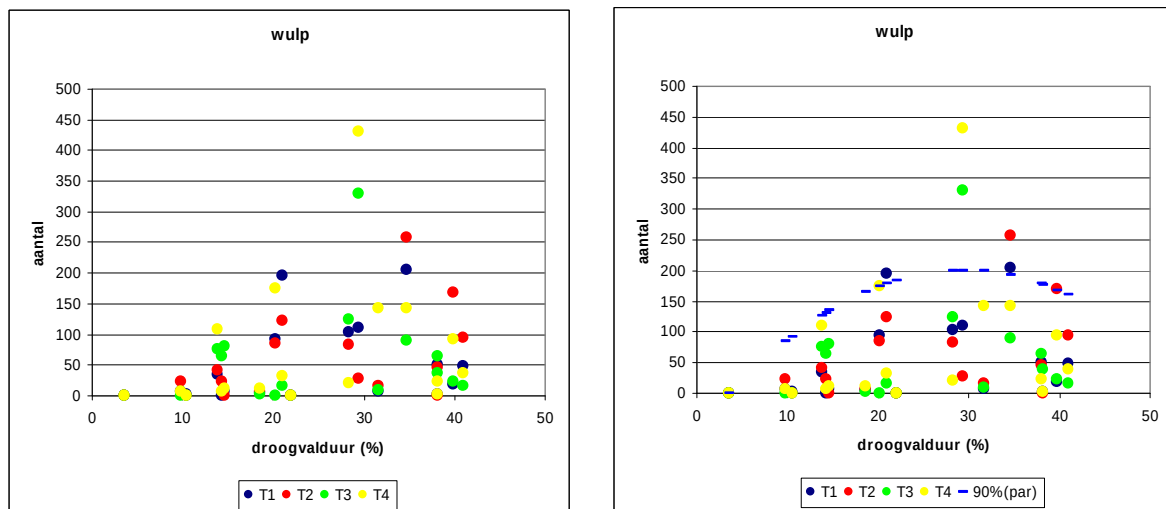
De relatie tussen het aantal Kanoetstrandlopers en de droogvalduur is bekeken door de tijdens de laagwatertellingen per atlasblok getelde Kanoetstrandlopers te koppelen aan de droogvalduur van dat atlasblok. De relatie laat zien dat er in veel atlasblokken bijna geen Kanoetstrandlopers werden geteld, en slechts op twee momenten in twee blokken grote aantallen (figuur H.3). Droogvalduur is in dit geval niet de bepalende factor voor de verspreiding, er is daarom ook geen model gemaakt.



Figuur H.3: Relatie tussen droogvalduur en aantallen tijdens de vier laagwatertellingen (T1, T2, T3 en T4) waargenomen Kanoetstrandlopers.

Resultaten Wulp

De tijdens de laagwatertellingen per atlasblok getelde Wulpen zijn gekoppeld aan de droogvalduur van dat atlasblok (zie bijlage D). De relatie laat zien dat het maximaal aantal Wulpen is te vinden op die delen waar de droogvalduur ongeveer 30% is (figuur H.4a). Vervolgens is een parabolisch quantiel regressie model gebruikt om de draagkracht voor Wulpen in relatie tot droogvalduur te beschrijven (figuur H.4b). Het model laat zien dat de veronderstelde draagkracht van het gebied het hoogste is tussen de 25% en 35% droogvalduur.

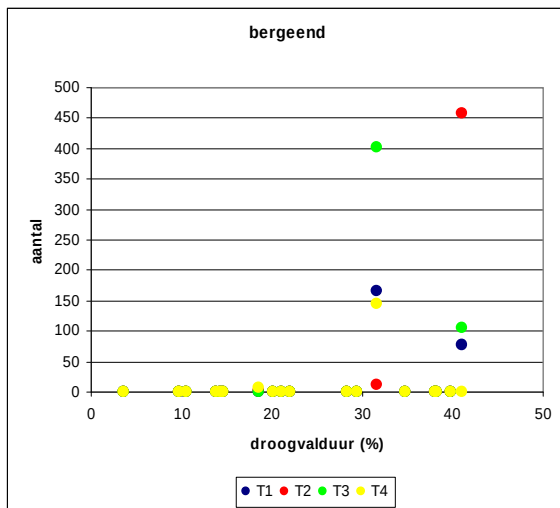


Figuur H.4: Relatie tussen droogvalduur en aantallen tijdens de vier laagwatertellingen (T1, T2, T3 en T4) waargenomen Wulpen (a) en de modellen op basis van quantiel regressie (b).

Resultaten Bergeend

De Bergeend kan alleen foerageren op Wadslakjes en Slijkarnaaltjes wanneer de platen waarop gefoerageerd wordt droogvallen. Door de andere abiotische parameters die door de zoutwinning veranderen zal de soort niet direct worden beïnvloed.

In principe leidt een afname van het areaal droogvallende plaat tot een afname van de foerageermogelijkheden van de Bergeend. Dit is nader onderzocht voor de twee maanden waarin tellingen op de droogvallende Ballastplaat zijn uitgevoerd, waarbij de tellingen per atlasblok aan de gemiddelde droogvaltijd van dit atlasblok zijn gekoppeld.



Figuur H.6: Relatie tussen droogvalduur en op vier tijdstippen getelde Bergeenden.