

Herintroductie *Zostera marina* in de westelijke Waddenzee (2002-2006)

Resultatenrapportage activiteiten 2002



maart 2003

Drs. S. van Pelt¹
Dr M.M. van Katwijk¹
Dr N. Dankers²

¹ Afdeling Milieukunde, Faculteit der Natuurwetenschappen,
Wiskunde en Informatica, Katholieke Universiteit Nijmegen, Postbus
9010, 6500 GL Nijmegen

² Alterra, Postbus 167, 1790 AB Den Burg

Herintroductie *Zostera marina* in de westelijke Waddenzee (2002-2006)

Resultatenrapportage activiteiten 2002

maart 2003

Drs. S. van Pelt¹
Dr M.M. van Katwijk¹
Dr N. Dankers²

¹ Afdeling Milieukunde, Faculteit der Natuurwetenschappen, Wiskunde en Informatica, Katholieke Universiteit Nijmegen, Postbus 9010, 6500 GL Nijmegen

² Alterra, Postbus 167, 1790 AB Den Burg

Email: mvkatwyk@sci.kun.nl

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt d.m.v. druk, fotokopie, microfilm of welke andere wijze dan ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de auteurs en de Katholieke Universiteit Nijmegen.

Voorwoord

Dit rapport vat de resultaten samen van de werkzaamheden welke plaats hebben gevonden in de periode februari 2002 – februari 2003, in het kader van het project “Herintroductie van Groot zee gras in de westelijke Waddenzee” (RKZ-912), uitgevoerd door Afdeling Milieukunde (Katholieke Universiteit Nijmegen) in samenwerking met Alterra Texel, in opdracht van RIKZ en Rijkswaterstaat Directie Noord-Holland.

Colofon

*Van Pelt S, van Katwijk MM (2003).
Herintroductie Zostera marina in
de westelijke Waddenzee (2002-
2006). Resultatenrapportage
activiteiten 2002. Afdeling
Milieukunde, Katholieke
Universiteit Nijmegen.*

*Opdrachtgever: Rijksinstituut voor
Kust en Zee (RIKZ) en
Rijkswaterstaat Directie Noord-
Holland (RWS DNH)*

*Uitvoering: Katholieke Universiteit
Nijmegen (KUN)*

*Kader: Maatregelenprogramma
Waddenzee, maatregel N17*

*Stuurgroep: Z. Jager (RIKZ), G.J.
Rotmensen (RIKZ), M. van
Wieringen (RWS DNH), M. van
Katwijk (KUN), R. Bout (KUN)*

*Begeleidingscommissie: leden van de
stuurgroep en voorts D. de Jong
(RIKZ), J. de Vlas (RIKZ), N.
Dankers (Alterra), K. Essink
(RIKZ), S. Braaksma (LNV Dir.
Noord), A. Nicolai (RWS DNN), S.
van Pelt (KUN)*

Publicatiedatum: maart 2003

Bijdragen van derden: zie dankwoord

*Contactpersoon: M. van Katwijk,
Afdeling Milieukunde, Faculteit der
Natuurwetenschappen, Wiskunde en
Informatica, KUN, Postbus 9010, 6500
GL Nijmegen, mvkatwyk@sci.kun.nl*

Inhoudsopgave

Voorwoord	3
Colofon	4
Inhoudsopgave	5
Samenvatting	7
1 Inleiding	9
1.1 Zeegras en de Waddenzee	9
1.2 Herstel natuurwaarden.....	9
1.3 Doelstellingen 2002.....	10
2 Materiaal en Methoden	11
2.1 Locatieselectie	11
2.1.1 Regionale schaal.....	11
2.1.2 Lokale schaal	11
2.2 Zeegras-aanplant	12
2.2.1 Aanplant juni	12
2.2.2 Aanplant juli	13
2.2.2 Aanplant juli	14
2.3 Monitoring aanplant	14
2.4 Oude aanplant 1999.....	15
2.5 Zaadbehoudstechnieken.....	15
2.5.1 Toepassing op zaaddragende stengels in plaats van hele planten	15
2.5.2 Technieken	15
2.5.3 Verzameling bloeistengels.....	16
2.5.4 Rijpingsprocedure.....	16
2.5.5 Aanbrengen technieken	17
2.5.6 Monitoring zaadbehoudstechnieken.....	18
2.6 Stabilisatietechnieken.....	18
2.6.1 Mosselbanken	18
2.6.2 Rijshouten schermen	19
2.6.3 Monitoring stabilisatietechnieken.....	19
2.6.4 Labanalyse.....	22
2.7 Statistische analyse.....	22
3. Resultaten.....	23
3.1 Aanplant	23
3.1.1 Overleving aanplant juni en juli op het Balgzand.....	23
3.1.2 Zomermonitoring.....	24
3.1.3 Algemene opmerkingen tijdens monitoringswerkzaamheden	27
3.1.4 Eems	28
3.1.5 Oude aanplant	29
3.2 Zaadbehoud	31
3.2.1 Bloeistengelonderzoek	31
3.2.2 Monitoring.....	32
3.3 Stabilisatietechnieken.....	36
3.3.1 Referentiemetingen.....	36
3.3.2 Algemene toestand stabilisatieconstructies	39
3.3.2 Algemene toestand stabilisatieconstructies	40
3.3.3 Kwantitatieve analyse.....	42

4. Discussie.....	47
4.1 Zeegrasaanplant.....	47
4.1.1 Juni.....	47
4.1.2 Juli.....	47
4.1.3 Reciproke aanplant.....	49
4.1.4 Oude aanplant.....	49
4.2 Zaadbehoudtechnieken.....	50
4.2.1 Netten.....	50
4.2.2 Ingraven.....	51
4.2.3 Verschil locaties.....	51
4.3 Stabilisatietechnieken.....	52
4.3.1 Referentiemetingen.....	52
4.3.2 Mosselbankontwikkeling.....	53
4.3.3 Rijshouten schermen.....	54
5 Conclusies & Aanbevelingen.....	55
5.1 Samenvatting ervaringen 2002.....	55
5.2 Algemeen.....	55
5.3 Aanplant.....	55
5.4 Zaadbehoudtechnieken.....	56
5.5 Stabilisatietechnieken.....	56
6 Dankwoord.....	57
7 Literatuurreferenties.....	59
Bijlage 1 Verzamelpunten.....	63
Bijlage 2 Ligging en naamgeving locaties activiteiten 2002.....	65
Bijlage 3 Coördinaten van alle locaties.....	67

Samenvatting

In het kader van het onderzoek naar herintroductie van Groot zee gras in de westelijke Waddenzee zijn in 2002 in totaal ongeveer 2000 planten aangeplant op het Balgzand. 99% hiervan verdween binnen twee maanden, vermoedelijk vanwege aanplanten op te grote diepte als gevolg van onjuiste hoogtemetingen door de Informatiedienst Water van RWS DNH (juni-aanplant), weersomstandigheden (juli-aanplant) en mogelijk een ongunstige waterdynamiek op de geselecteerde locaties.

In september zijn zaad dragende stengels met in totaal 6200-8100 zaden aangebracht op drie andere locaties op het Balgzand die beter geschikt werden geacht voor *Z. marina*. De helft is hierbij overspannen met netten, de andere helft is ingegraven. In de lente van 2003 zal het succes van deze zaadbehoudstechnieken bepaald worden.

Ter bescherming tegen waterdynamiek zijn in het najaar zes mosselbanken en zes rijshouten schermen aangelegd. Alle twaalf constructies verdwenen binnen enkele weken. De mosselbanken waarschijnlijk als gevolg van vogelvraat, de rijshouten schermen als gevolg van het gebruik van niet voldoende duurzaam materiaal. Vóór de verdwijning werd wel al een beschermend effect op het achterliggende gebied vastgesteld.

Een Groot zee gras-populatie uit 1999, 4-5 km ten noordwesten van de aanplant van juni en juli, in hetzelfde gebied, heeft wel standgehouden gedurende het hele jaar en is inmiddels al 3,5 jaar aanwezig. Daarnaast zijn op 12 plekken *Zostera noltii* standplaatsen aangetroffen, afkomstig van aanplanten uit 1993.

In het vervolgtraject zullen nieuwe aanplantlocaties geselecteerd worden, namelijk bij bovengenoemde 1999-locatie en in de buurt van het Klein zee gras. Tevens zal bij een deel van de aanplanten gebruik gemaakt worden van de beschermende werking van natuurlijke mosselbanken op zeegrasaanplanten op het Balgzand en in de Mokbaai. Daarnaast zal de beste zaadbehoudstechniek vastgesteld worden en toegepast worden op de aanplant van 2003.

1 Inleiding

1.1 Zeegras en de Waddenzee

Zeegrassen zijn de enige hogere planten die in het mariene ecosysteem voorkomen. Wereldwijd zijn er ongeveer 60 soorten, welke voorkomen in alle kustzeeën behalve de poolzeeën. In de Nederlandse zoute wateren komen twee soorten zeegras voor: Groot zeegras (*Zostera marina* L., Figuur 1.1) en Klein zeegras (*Zostera noltii* Hornem.).



Figuur 1.1 *Zostera marina* L.

Zeegras heeft een belangrijke functie als kraamkamer voor vissen en andere dieren, als bescherming tegen waterdynamiek en erosie, en als voedselbron voor bijvoorbeeld ganzen. Het draagt op deze manier bij aan de habitat- en biodiversiteit in het mariene ecosysteem (o.a. Hemminga & Duarte 2000).

Er bestaan twee typen Groot zeegras. Het zogenaamde robuuste type was meerjarig en kwam voor rond de laagwaterlijn en dieper (van Goor 1919, van Katwijk *et al.* 2000a). Tot begin jaren 1930 kwam dit type in groten getale voor in de Waddenzee. Een

infectieziekte ('wasting disease'), de intensieve bouw van dammen en dijken (met name de Afsluitdijk) en enkele jaren met een verminderde hoeveelheid zonlicht droegen bij aan de totale verdwijning van het robuuste type Groot zeegras uit de Waddenzee. De flexibele vorm van *Z. marina* groeit rond NAP en is begin jaren 1970 sterk in areaal afgenomen, en zelfs volledig verdwenen uit de westelijke Waddenzee (Polderman & den Hartog 1975, Giesen *et al.* 1990).

Door de toegenomen troebelheid en nutriëntenbelasting van het water (Giesen *et al.* 1990, Philippart 1995, van Katwijk *et al.* 1997, van Katwijk *et al.* 1999), mogelijk in combinatie met een intensievere schelpdiervisserij in potentiële zeegraslocaties (de Jonge 1990, de Jonge & de Jong 1992) hebben beide types zich nooit op natuurlijke wijze kunnen herstellen in de westelijke Waddenzee.

1.2 Herstel natuurwaarden

Uitgebreid mesocosmos, veld- en laboratoriumonderzoek hebben in de afgelopen jaren inzicht gegeven in de factoren die van belang zijn bij de overleving van het flexibele type Groot zeegras in de Waddenzee (o.a. van Katwijk 1992, van Katwijk 2000, van Katwijk & Wijgergangs 2000, van Katwijk *et al.* 2000b), te weten zoutgehalte, nutriëntenbelasting en troebelheid van het water, en waterdynamiek (met name de duur van blootstelling). Ook is vastgesteld dat overleving optimaal is in de zone rond NAP.

Omdat met name troebelheid en nutriëntenbelasting in de Waddenzee de laatste 20 jaar sterk zijn afgenomen, en een aantal gebieden gesloten zijn voor schelpdiervisserij, zijn de overlevingskansen voor Groot zeegras aanzienlijk toegenomen (van Katwijk *et al.* 2002). Een terugkeer van *Z. marina* in de westelijke Waddenzee past in, en is onderdeel van, het beleid van de overheid waarin gestreefd wordt naar herstel van natuurwaarden in dit voor Nederland unieke gebied. Omdat het robuuste type volledig uit de gehele Waddenzee verdwenen is, wordt in eerste instantie getracht het flexibele type, wat in de

oostelijke delen van de Waddenzee nog voorkomt, terug te krijgen.

De kans op natuurlijke vestiging van zeegraspopulaties in de westelijke Waddenzee is echter klein, vanwege een overheersend uit het westen afkomstige stromingsrichting van water en wind. Hierdoor kunnen zaden vanuit de natuurlijke populaties in het oostelijk deel van de Waddenzee het westen zeer moeilijk bereiken. Daarom wordt getracht het Groot zeegras met menselijke hulp te herintroduceren in het westelijk deel van de Waddenzee.

Dit heeft geleid tot het huidige project, waarin de Katholieke Universiteit Nijmegen, in samenwerking met Alterra Texel, in opdracht van Rijkswaterstaat Directie Noord-Holland en RIKZ, tracht enige permanente *Zostera marina* bolwerken aan te leggen in de westelijke Waddenzee.

De hierboven samengevatte kennisinventarisatie staat zeer uitvoerig beschreven in van Katwijk *et al.* (2002).

1.3 Doelstellingen 2002

Binnen bovengenoemd project zijn in 2002 werkzaamheden uitgevoerd in het kader van een viertal activiteiten:

- Selectie onderzoekslocaties. Na een uitgebreide selectieprocedure is een onderzoekslocatie geselecteerd, het Balgzand, en daarbinnen meest geschikt geachte locaties voor zeegrasaanplant en de aanleg van stabilisatie- en zaadbehoudstechnieken.
- Aanplant zeegras. Op twee momenten, in juni en in juli, is zeegras aangeplant. Tot het uitvoeren van de aanplant van juli werd besloten nadat bleek dat de planten van juni te diep waren uitgezet als gevolg van onjuiste hoogtemetingen door de Informatiedienst Water (RWS DNH).
- Aanleg stabilisatietechnieken. Deze beschermingsconstructies zouden in komende jaren beschutting kunnen bieden aan zeegrasaanplanten op dieptes onder NAP, waardoor de zeegraspopulatie een grotere diepte-range kan bestrijken.
- Ontwikkeling zaadbehoudstechnieken. Deze hebben als doel het voorkomen van het wegstromen van zaaddragende stengels uit de patch in het najaar en daarmee het uitdunnen van een zeegraspatch na de winterperiode.

2 Materiaal en Methoden

2.1 Locatieselectie

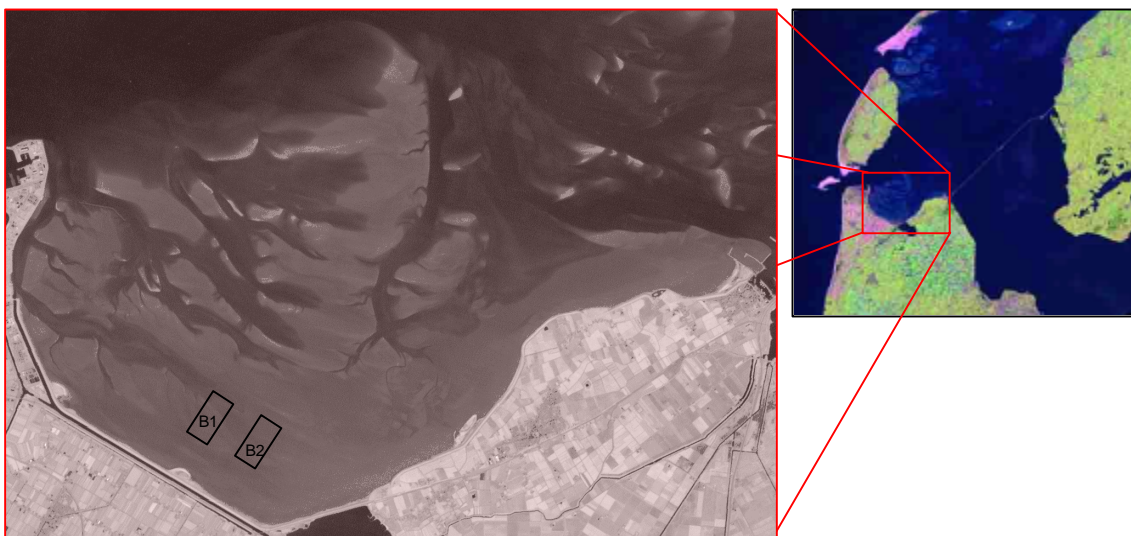
2.1.1 Regionale schaal

Voor de werkzaamheden van 2002 is gekozen voor het Balgzand, in de kop van Noord-Holland (zie Figuur 2.1). Deze locatie voldoet aan alle eisen die bij aanvang van het project waren opgesteld (van Katwijk et al. 2002, van Pelt & van Katwijk 2003). Het heeft namelijk een beschutte ligging ten opzichte van de grote (vaar)geulen in de Waddenzee en ten opzichte van de overheersende windrichting. Daarnaast was hier tot de jaren '70 van de vorige eeuw een populatie Groot zeegras aanwezig (den Hartog & Polderman 1975). Bovendien zijn eerdere zeegrasaanplanten in dit gebied succesvol geweest gedurende één groeiseizoen (Hermus 1995), en overleeft een kleine populatie al sinds 1999. Daarnaast is er hier zoetwaterinvloed, door de nabijheid van de spuisluis Oostoever en de oostelijke IJsselmeerspuisluis in de Afsluitdijk, en het iets lagere zoutpromillage van het Marsdiep. Ook de aanwezigheid van *Ruppia maritima* en *Zostera noltii*, waargenomen en in kaart gebracht door R. van 't Veer en M. Otter (Stichting Noord-Hollands Landschap) duiden op een sterke zoetwaterinvloed (zie Bijlage 2 en 3 voor exacte coördinaten). Tenslotte is het Balgzand beschermd natuurgebied.

Het streefbeeld is dat vanuit het Balgzand het aangeplante Groot zeegras zich in de loop der tijd over de rest van de Waddenzee kan uitbreiden. Door zijn positie in het uiterste westen van de Waddenzee is het Balgzand bij uitstek hiervoor geschikt.

2.1.2 Lokale schaal

Met een aantal zeegras- en waddenexperts (Dick de Jong, Jaap de Vlas, Norbert Dankers, Zwanette Jager, Marieke van Katwijk) is in maart en april 2002 een aantal bezoeken gebracht aan het Balgzand om ter plaatse de meest gunstige plekken voor de experimenten te selecteren (zie van Katwijk *et al.* 2002, van Pelt *et al.* 2003). Hierbij is met name gelet op de hardheid van het sediment, de aanwezigheid van een laagje water en een eenvormigheid van het landschap. Deze factoren zijn van belang voor respectievelijk een optimale worteling van en nutriëntenbeschikbaarheid voor de planten, gunstige



Figuur 2.1 Satellietfoto's van het Balgzand. Tevens staat de ligging van de geselecteerde locaties B1 en B2 weergegeven. Bron: Rijkswaterstaat

omstandigheden voor kieming en zaailingoverleving (van Katwijk & Wijgergangs 2000) en een vergelijkbare situatie (qua hoogte en expositie) voor alle locaties.

Uiteindelijk zijn hierbij twee vlakken geselecteerd in de zuidhoek van het Balgzand, 'B1' en 'B2' genoemd (zie Figuur 2.1 en van Katwijk *et al.* 2002). Hier is zowel een strook van rond de NAP 0 cm, als een strook van rond de NAP -30 cm aanwezig, waar respectievelijk de zeegras-transplantatie en de aanleg van de stabilisatietechnieken plaats zouden kunnen vinden. B2 ligt aan de uitloper van een grote geul op het Balgzand, terwijl B1 aan de rand van een dieper deel van deze geul ligt.

Hoogte-informatie van het onderzoeksterrein was essentieel voor het succesvol uit kunnen voeren van de werkzaamheden. Daartoe zijn in samenwerking met de Informatiedienst Water van Rijkswaterstaat Directie Noord-Holland op in totaal acht dagen hoogtemetingen uitgevoerd.

2.2 Zeegras-aanplant

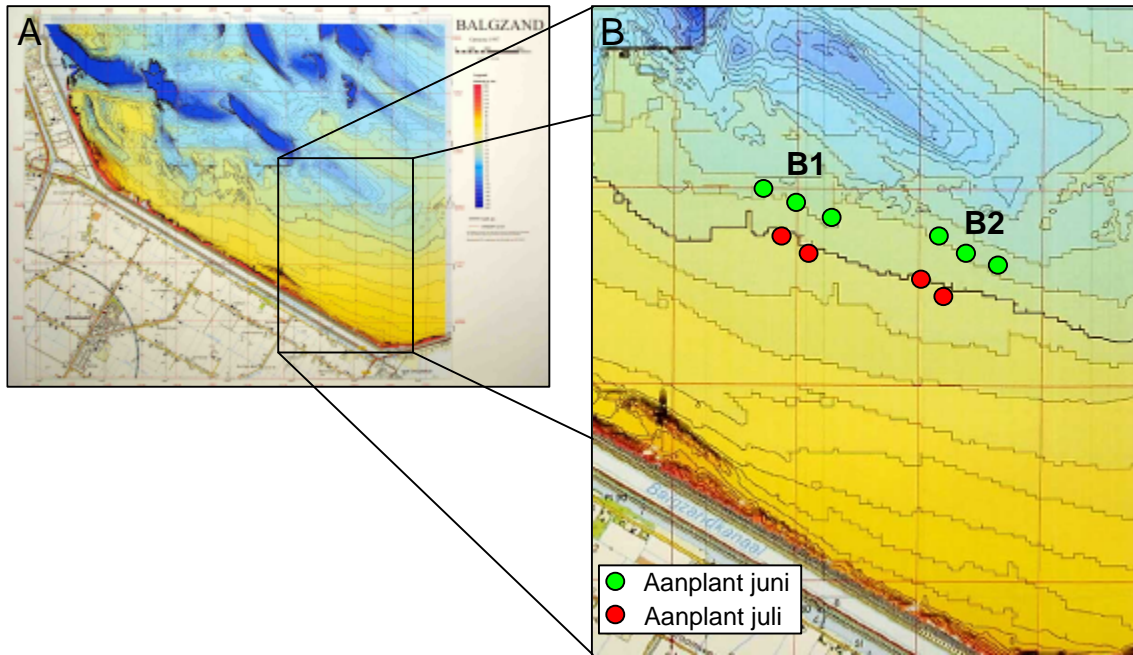
Aanplanten van zeegras is waarschijnlijk het meest optimaal in mei, maar dan is het risico op vraat door Rotganzen nog te groot. Daarom wordt pas na het vertrek van Rotganzen uit Nederland (begin juni) zeegras aangeplant. In totaal heeft in 2002 tweemaal een zeegras-aanplant plaatsgevonden, namelijk op 7 juni en 10 juli.

De zaadbehoudstechnieken zouden toegepast worden op de aanplant van 2002. Echter, zowel de juni- als juli-aanplant bleek een te lage overleving te hebben om hiervoor bruikbaar te zijn (zie paragraaf 3.1). Daarom is besloten deze techniek niet toe te passen op het aangeplante zeegras. In plaats hiervan zijn op een nieuwe locatie losse zaaddragende stengels geplaatst waarop de technieken zijn toegepast. Deze zaaddragende stengels zijn speciaal hiervoor verzameld op de Hond/Paap.

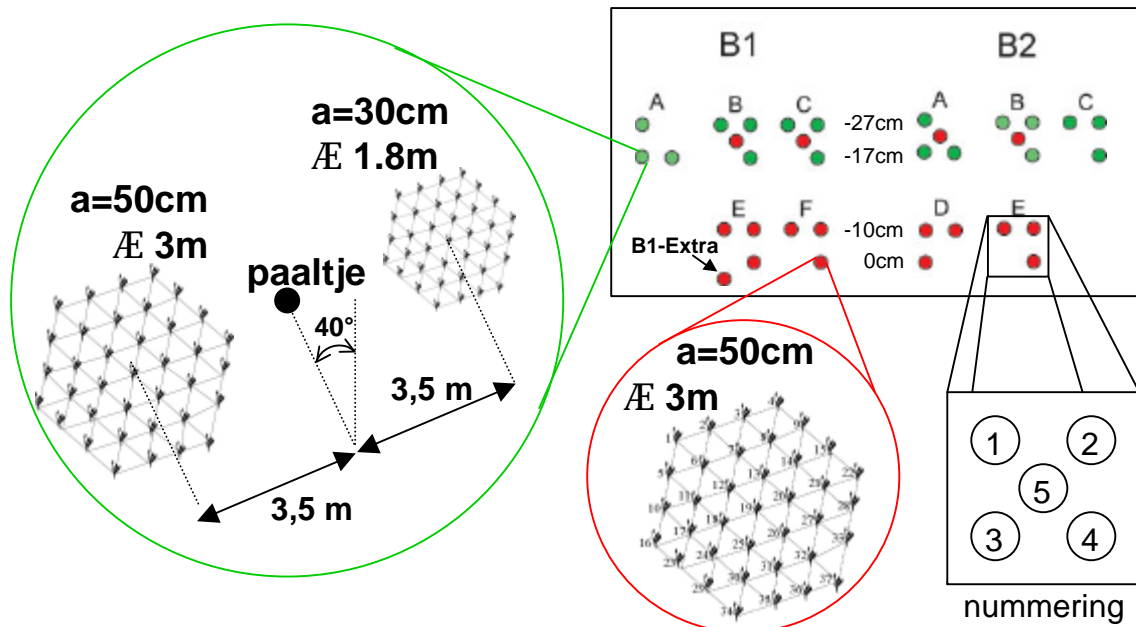
2.2.1 Aanplant juni

Ten behoeve van de aanplant zijn op 6 juni 2002 met 9 personen in totaal ongeveer 1500 Groot zeegrasscheuten verzameld in een natuurlijke populatie op de getijdenplaat Hond/Paap, verdeeld over drie locaties. De exacte plekken met coördinaten staan weergegeven in Bijlage 1. Vervoer werd verzorgd door het schip *Regulus* (RWS Directie Noord Nederland). Op elke locatie werd per 4 m² meter één zeegrasscheut met de hand uit de grond gehaald. Aanhangend sediment werd afgespoeld met het aanwezige zeewater. De planten werden met aanhangend water in open plastic zakken in koelboxen op een temperatuur van ongeveer 10-15°C vervoerd en bewaard tot het moment van uitplanten. Met behulp van het schip *Phoca* (LNV) zijn de volgende dag 9 personen en materialen naar de aanplantlocaties op het Balgzand vervoerd. Hier zijn in totaal 1332 *Zostera marina* planten aangeplant, verspreid over 36 transplantatie-eenheden (TE's). De aanplantlocaties en -opzet staan weergegeven in Figuur 2.2 en 2.3. per plek zijn twee TE's à 37 planten uitgezet. De oriëntatie hiervan was 40° gedraaid ten opzichte van het noorden, opdat beide TE's dezelfde expositie zouden hebben ten opzichte van de kop van Den Helder, vanwaaruit het grootste watervolume het Balgzand binnenstroomt wanneer het getij opkomt.

Ter controle waren een dag eerder op de Hond/Paap al 2 TE's à 37 planten aangeplant (reciproke aanplant), met een onderlinge afstand tussen de planten van 50 cm. Dit vond plaats op een plek binnen het natuurlijke zeegrasveld waar lokaal geen zeegras groeide. Locatie met coördinaten zijn weergegeven in Bijlage 1.



Figuur 2.2 Locaties aanplant *Zostera marina* op het Balgzand, 2002. A. Overzicht gebied. B. Uitsnede met locaties aanplant juni en juli. Een groen bolletje komt overeen met 6 TE's, een rood bolletje met 3 TE's. Bron kaart: Rijkswaterstaat



Figuur 2.3 Schematische weergave van de *Zostera marina* aanplant van juni (groen) en juli (rood) 2002. In juni zijn per plek twee transplantatie-eenheden (TE's) à 37 planten uitgezet. Hierbij was de onderlinge afstand tussen de planten op elke plek bij de zuidelijkste TE 50 cm, en bij de noordelijkste TE 30 cm. In juli werd slechts één TE per plek aangelegd, waarbij de planten 50 cm van elkaar stonden. Bij B1-E is nog een extra TE neergezet, omdat er nog planten over waren (B1-Extra).

2.2.2 Aanplant juli

Binnen drie weken na aanplant bleek de overleving van de juni-aanplant dusdanig laag dat besloten werd om een extra aanplant uit te voeren, in juli. Dit is gefinancierd in de vorm van een extra opdracht van Rijkswaterstaat Directie Noord-Holland. De uitvoering en resultaten hiervan staan uitvoerig beschreven in een apart rapport (van Pelt & van Katwijk 2003). Ten behoeve van deze aanplant zijn 7 mensen op 9 juli 2002 met het schip 'Regulus' (Rijkswaterstaat Directie Noord Nederland) vervoerd naar de Hond/Paap. Daar zijn in totaal ongeveer 600 planten verzameld, verdeeld over twee locaties. Deze locaties komen ongeveer overeen met twee van de drie locaties waarop op 6 juni planten verzameld zijn. In Bijlage 1 staan de exacte locaties en coördinaten hiervan weergegeven. Met 8 personen zijn deze planten, verdeeld over 13 TE's, de volgende dag aangeplant op het Balgzand. In Figuur 2.1 en 2.2 staan ook deze locaties weergegeven. Tevens is er op 9 juli een reciproke aanplant uitgevoerd op de Hond/Paap, van wederom 2 TE's (zie Bijlage 1).

2.3 Monitoring aanplant

Vanaf het moment van aanplanten werden de planten geregeld gemonitord gedurende het verdere jaar. De monitoringsdata staan weergegeven in Tabel 2.1, samen met het type monitoring dat op de betreffende data werd uitgevoerd. Op het Balgzand hebben twee types monitoring plaatsgevonden, 'basis' en 'zomer'. Daarnaast zou ook nog een uitgebreide zomermonitoring uitgevoerd worden in augustus ('intens'). Omdat toen echter bijna alle planten verdwenen waren, is deze activiteit verplaatst naar de locaties van de stabilisatietechnieken (zie § 2.6.3).

Tabel 2.1 Data waarop de verschillende Groot zeegrass-aanplanten gemonitord werden. Daarnaast is aangegeven welke type monitoring uitgevoerd werd.

aanplant 7 juni			aanplant 10 juli			reciproke aanplant		
datum	dagen na aanplant	type	datum	dagen na aanplant	type	datum	dagen na aanplant	type
14 juni	7	basis	17 juli	7	basis	9 juli	33/0	basis
26 juni	19	basis	31 juli	21	zomer	19 aug	74/41	Eems
17 juli	40	basis	19 sep	71	zomer			
31 juli	54	basis	22 okt	104	zomer			
19 sep	104	basis	4 nov	117	basis			
			2 dec	145	basis			

Basismonitoring:	aantal planten tellen, algemene toestand aanplant kwalitatief observeren globale macroalgenbedekking bepalen fauna kwalitatief in kaart brengen (grazers, wadpierfaeces, strandkrabben) indien mogelijk ook op onbegroeide plekken
Zomermonitoring:	als basismonitoring; tevens: bloeistadium planten bepalen (in knop, bloeiend ?/? , rijpheid zaden)
Eems:	algemene toestand reciproke aanplant kwalitatief observeren donorpopulatie kwantitatief analyseren (bedekking, bloeistadium) globale macroalgenbedekking en dominantie bepalen fauna kwalitatief in kaart brengen (grazers, wadpierfaeces, strandkrabben) bodemwatermonstername t.b.v. bodemwateronderzoek

2.4 Oude aanplant 1999

Sinds 1999 overleven in de noordwesthoek van het Balgzand een aantal *Zostera marina* planten. Deze zijn voortgekomen uit zaadstengels die in het najaar van 1998 zijn uitgezaaid en uit zaden die 30 maart 1999 geplaatst zijn (van Katwijk & Wijgergangs 2000a). De aanwezigheid van planten op deze locatie wordt jaarlijks in kaart gebracht. In 2002 vond dit plaats op 22 augustus, 5 november en 21 december. Hierbij zijn de exacte positie en aantallen van de planten in kaart gebracht. Daarnaast is op 5 november van een aantal planten de exacte hoogte ingemeten met LRK (in samenwerking met Informatiedienst Water, RWS DNH), en zijn op een aantal standplaatsen sediment-monsters genomen, waarvan korrelgrootte en organisch stofgehalte bepaald zijn.

2.5 Zaadbehoudtechnieken

Bij aanvankelijk succesvolle transplantaties in het verleden trad vaak het probleem op dat de dichtheid van de zeegraspatches in het tweede seizoen (na de winter) sterk afgenomen was. Vermoedelijk was dit het gevolg van wegdrijven van een groot deel van de zaaddragende stengels in het najaar, waardoor slechts weinig zaden op de plots zelf behouden blijven. Dit heeft sterk negatieve effecten op de grootte van de aanplantplots, aangezien de meeste planten éénjarig zijn. In een natuurlijke, grotere populatie is dit probleem kleiner, omdat de weggedreven zaadstengels kunnen blijven hangen in andere delen van het veld, waardoor dit als geheel intact blijft. Teneinde dit wegdrijven van zaaddragende stengels uit TE's te voorkomen zijn twee zogenoemde zaadbehoudtechnieken ontwikkeld.

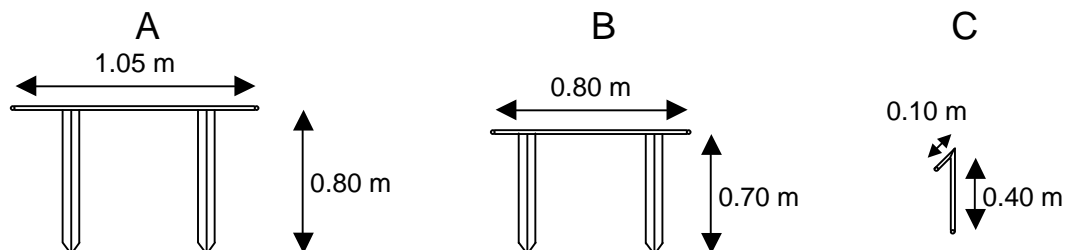
2.5.1 Toepassing op zaaddragende stengels in plaats van hele planten

De zaadbehoudtechnieken zouden toegepast worden op de aanplant van 2002. Echter, zowel de juni- als juli-aanplant bleek een te lage overleving te hebben om hiervoor bruikbaar te zijn (zie § 3.1). Daarom is besloten deze techniek niet toe te passen op het aangeplante zeegras. In plaats hiervan zijn op een nieuwe locatie losse zaaddragende stengels geplaatst waarop de technieken zijn toegepast. Deze zaaddragende stengels zijn speciaal hiervoor verzameld op de Hond/Paap.

2.5.2 Technieken

De twee toegepaste zaadbehoudtechnieken staan hieronder beschreven:

1. Netten (maaswijdte 12,5x12,5 cm). Deze waren 6-hoekig en gemaakt van 5 mm wit knooploos polypropyleen. Zes netten hadden een doorsnede van 4,2 m, drie een doorsnede van 3,2 m. Aan de randen werden deze vastgezet met 12 ijzeren rekken en in het midden met 3 losse ijzeren haringen (Figuur 2.5). Op deze manier werden



Figuur 2.5 Afmetingen van de ijzeren rekken gebruikt om de netten vast te zetten. De horizontale delen zijn gemaakt van ijzer met een doorsnede van 10 mm, de verticale gepunte delen waren 40 mm breed. A. Rekken t.b.v. de netten met doorsnede 4,2 m. B. Rekken t.b.v. de netten met doorsnede 3,2 m. C. Afmetingen losse haringen.

ze strak over het sediment gespannen. De netten hadden een dusdanig hoog soortelijk gewicht dat ze met hoogwater niet gingen drijven. Daardoor is het risico dat vogels er in verstrikt zouden raken, zowel bij laag- als bij hoogwater, zo klein mogelijk gemaakt (o.a. expert opinion M. Leopold). De zaaddragende stengels zijn vervolgens onder de netten aangebracht.

2. Ingraven van zaaddragende stengels. De zaadstengels en losse zaden zijn met de hand 2-3 cm onder het sediment begraven, verspreid over een oppervlak van $\pm 2 \times 2$ m per plek. De plaatsen zijn gemarkeerd met een bamboestok twee meter ten westen van het centrum. Voor deze techniek is gekozen na intern overleg en na overleg met enkele experts (D. de Jong, K. Hermus). Bij deze techniek is er geen risico op losslaan en wegspoelen, zoals bij de netten het geval is. Daarnaast kunnen deze de zaadstengels beschadigen als ze te veel heen en weer schuren als gevolg van de wind en waterdynamiek. Ook is het risico van bevriezing of beschadiging van de zaden door ijsgang bij ingraven iets lager dan wanneer de zaden dicht tegen de oppervlakte zitten, zoals bij de netten het geval is. Bovendien benadert deze methode de natuurlijke situatie meer. In de eerste plaats omdat er geen onnatuurlijke materialen gebruikt worden; daarnaast kunnen ook in een natuurlijk veld zaadstengels en zaden gedeeltelijk onder het sediment terechtkomen, ten gevolge van het invangen van sediment door het hele zeegrasveld en wadpieractiviteit. In een kleinschalige aanplant zoals in het huidige onderzoek is dit effect kleiner. Uit jonge spruiten in een natuurlijk veld is deze dieptevariatie van zaden ook af te leiden, aangezien bij sommige de stengels een groter ondergronds deel hebben dan andere (maximaal 3-6 cm; pers. obs. M. van Katwijk, S. van Pelt). Dit betekent dat deze zaden zich dieper onder het sedimentoppervlak bevonden. Dieptes tot 4 cm hebben echter geen effect op het kiemingstijdstip en -succes (Moore 1993).

2.5.3 Verzameling bloeistengels

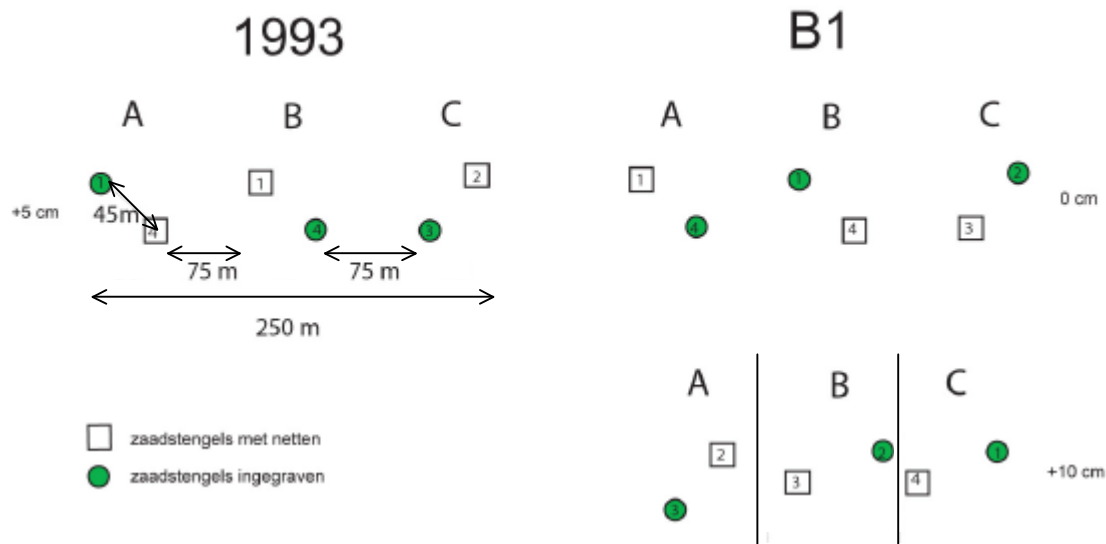
Op twee verschillende locaties op de Hond/Paap (coördinaten 257740 E 600483 N en 257387 E 599821 N) zijn met 7 mensen op 19 augustus 2002 ongeveer 350 generatieve scheuten van *Zostera marina* verzameld. Hierbij zijn bloeistengels met tenminste één rijp zaad afgebroken van de donorplanten. De volgende dag zijn op Alterra Texel het aantal zaaddragende stengels, bloeiaren, en bloeiaren met zaden geteld in bakken met zeewater. Tevens is steekproefsgewijs ook het totaal aantal zaden per zak geteld. Het totaal aantal verzamelde (rijpe en onrijpe) zaden werd aan de hand hiervan geschat. Vervolgens zijn de planten een dag bewaard in zeewater en op 22 augustus naar de KUN vervoerd. Hier hebben ze ruim een dag zonder zeewater gestaan (alleen aanhangend water) alvorens in rijpingsbakken geplaatst te worden.

2.5.4 Rijpingsprocedure

Teneinde zoveel mogelijk zaadstengels met rijpe zaden op het Balgzand te kunnen aanbrengen, hebben de zaden in een KUN-lab een *in vitro* rijpingsprocedure doorgemaakt van 17 dagen. Op 23 augustus zijn de verzamelde zaadstengels gelijkmatig over 18 emmers verdeeld, zó dat in elke emmer ongeveer evenveel zaadaren aanwezig waren. In de emmers bevond zich kunstmatig zeewater dat continu doorborreld werd met lucht, met een saliniteit die over de gehele rijpingsperiode varieerde tussen 20 en 27 ‰. Het water werd regelmatig aangevuld ter compensatie voor de verdamping, en indien nodig verversst.

2.5.5 Aanbrengen technieken

Op 9 september zijn de emmers leeggehaald en zijn alle zaadstengels en ondertussen losgelaten zaden in plastic zakken in koelboxen naar het Balgzand vervoerd en verdeeld over 2 locaties. Vanwege de slechte overleving van de zeegras-aanplanten van juni en juli (zie hoofdstuk 3 en 4) is besloten om naast één van deze locaties (B1) ook een in het verleden succesvolle aanplant-locatie te gebruiken als locatie voor de zaadbehoudproef, als vorm van risicospreiding. Hiervoor is een locatie geselecteerd waar in 1993 *Zostera marina* is aangeplant welke zich tot aan de winter heeft gehandhaafd (Hermus 1995). Tijdens het huidige onderzoek zijn 2/3^e van de planten aangebracht op B1 en 1/3^e van de planten op de 1993-locatie. Om de duur van het afstromende water te verkleinen en het effect ervan te testen zijn de locaties op B1 verschoven naar 0 en +10 cm ten opzichte van NAP, in plaats van -10 en 0 cm. Omdat deze combinatie (NAP 0/+10 cm) niet op de zeegras-aanplantlocaties van juli voorkwam, konden de zaadbehoudlocaties niet daar geplaatst worden, maar zijn ze 300 meter naar het zuiden verplaatst. Bij locatie '1993' is getracht een plek rond NAP 0 cm te selecteren, maar +5 cm was het diepste punt in het gebied dat voor zeegras geschikt werd geacht.



Figuur 2.6 Schematische weergave van de opzet van het zaadbehoudexperiment. Op elke locatie zijn drie replica's aanwezig (A, B en C) die bestaan uit een koppel van twee plots: één plot waar een net gespannen is over de zaden en zaadstengels, en één plot waar deze ingegraven zijn. Het nummer dat deze plots kregen (af te lezen in de cirkels en vierkanten) was afhankelijk van de ligging. Op 1993 en B1-0 lagen de plots van hetzelfde koppel 45 m uit elkaar; de koppels onderling 75 m. Op B1-10 was dit niet exact het geval omdat enkele markeringen die de locaties aan moesten geven verdwenen waren.

Tabel 2.2 Naamgeving van alle zaadbehoudexperiment-plots, met het type zaadbehoudtechniek.

locatie	net/ingegraven	locatie	net/ingegraven
1993-A1	ingegraven	B1-0-B4	net 3.2 m
1993-A4	net 4.2 m	B1-0-C2	ingegraven
1993-B1	net 3.2 m	B1-0-C3	net 4.2 m
1993-B4	ingegraven	B1-10-A2	net 4.2 m
1993-C2	net 4.2 m	B1-10-A3	ingegraven
1993-C3	ingegraven	B1-10-B2	ingegraven
B1-0-A1	net 4.2 m	B1-10-B3	net 3.2 m
B1-0-A4	ingegraven	B1-10-C1	ingegraven
B1-0-B1	ingegraven	B1-10-C4	net 4.2 m

De proefopzet is schematisch weergegeven in Figuur 2.6; de exacte ligging van de plots, met coördinaten, staan in Bijlage 2 en 3. Tabel 2.2 geeft een overzicht van de naamgeving van de verschillende plots, met het daar aanwezige typen zaadbehoudstechnieken. Van de drie plekken is locatie B1-10 het slikkigst; hier zakt men 5-10 cm weg in het sediment. Op B1-0 en 1993 is dit maar 3-5 cm.

2.5.6 Monitoring zaadbehoudstechnieken

Na aanleg van de zaadbehoudstechnieken zijn de locaties in 2002 twee maal gemonitord, namelijk op 19 september en op 4 november. Hierbij is gekeken naar de aanwezigheid en verspreiding van de zaadstengels, de toestand van de technieken zelf, en de aanwezige macroalgen en fauna. Bij de laatste monitoring zijn tevens een aantal sedimentmonsters genomen waarvan korrelgrootte en organisch stofgehalte bepaald is.

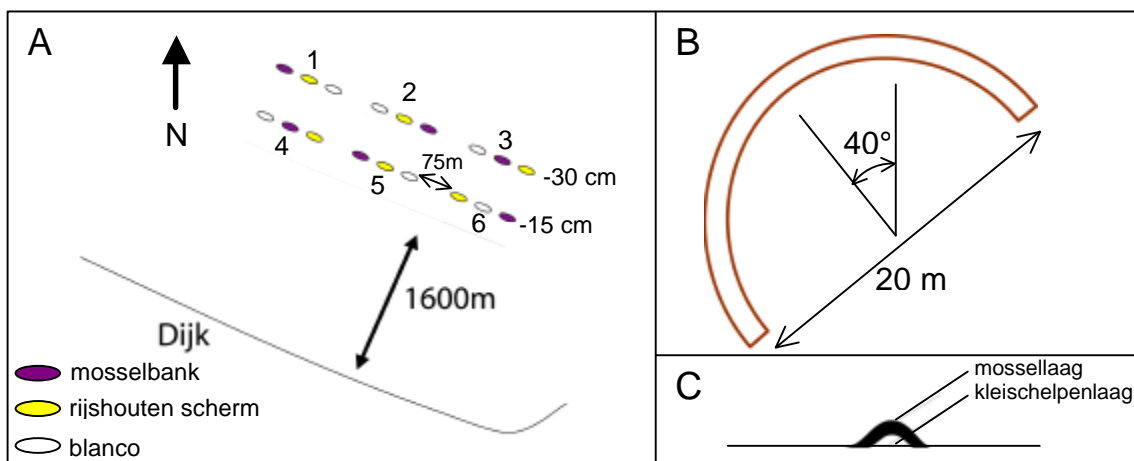
2.6 Stabilisatietechnieken

Groot zeegras kan zich zonder bescherming tegen waterdynamiek handhaven tot een maximale diepte van \pm NAP -20 cm. In het huidig onderzoek is getracht om ook een grotere diepte te bestrijken door zogenoemde stabilisatietechnieken aan te leggen beneden deze diepte. Oorspronkelijk waren deze gepland voor NAP -30 cm. Op zowel B1 als B2 zouden 6 constructies (waarvan 3 reserve) aangelegd worden. Pas in 2003 zou achter deze constructies zeegras aangepland worden, zodat het sediment achter de constructies ruim de tijd zou krijgen om zich te stabiliseren. De verwachting was namelijk dat er lokaal sedimentatie op zou treden.

Vanwege de slechte overleving van de zeegras-aanplanten van 2002 werd besloten om bij aanleg van deze technieken het risico meer in de diepte te spreiden, en daartoe twee dieptes te testen, namelijk NAP -15 cm en NAP -30 cm. Als locatie is gekozen voor B1, aangezien de zeegras-overleving van de juli-aanplant daar beter was dan op B2. In september zijn op beide dieptes zes constructies aangelegd. Drie hiervan waren mosselbanken, de andere drie rijshouten schermen (de reserve-techniek). De proefopzet hiervan staat schematisch weergegeven in Figuur 2.7; de exacte ligging, met coördinaten, staat weergegeven in Bijlage 2 en 3. Op elke diepte zijn drie replica's van mosselbank, rijshouten scherm en blanco (in random volgorde, en op 30 m afstand van elkaar) aangelegd. Tussen de replica's bevond zich steeds een ruimte van 75 m. In de volgende twee paragrafen wordt nader op deze technieken ingegaan.

2.6.1 Mosselbanken

Mosselbanken bieden in een natuurlijk zeegrasveld (bijvoorbeeld op Sylt) vaak bescherming tegen waterdynamiek. Op het Balgzand is getracht drie kunstmatige mosselbankjes aan te leggen, onder leiding van Alterra Texel. Hiervoor is eerst een basislaag van kleischelpen aangelegd dat als substraat voor de mosselen diende. Het mosselbroed zelf is er vervolgens overheen verspreid. Op 9 september 2002 is met hoogwater 10 ton kleischelpen bij de beoogde locaties afgeleverd met een boot van een kokkelvisser. Deze schelpen zijn elders in de Waddenzee opgezogen (locatie onbekend) door de firma Spaansen. Ze zijn de eerstvolgende laagwaterperiode met 8 mensen verdeeld over 6 halve cirkels met een straal van 10 meter (Figuur 2.7B). Op 13 september is 5 ton mosselzaad dat 2 dagen eerder opgevist was in de geulen Wierbalg en Vissersgaatje (Waddenzee) met hoogwater afgeleverd op het Balgzand en tijdens de daaropvolgende laagwaterperiode op de kleischelpen aangebracht (Figuur 2.7C), over een breedte van twee meter.



Figuur 2.7 Schematische opzet van het stabilisatieconstructiesexperiment. A. Overzicht van de ligging van de constructies ten opzichte van de dijk en elkaar. B. De mosselbanken en rijshouten schermen zijn in een halve cirkel aangelegd, met een diameter van 20 m en 40° gedraaid ten opzichte van het noorden (zie ook Figuur 2.3). C. Dwarsdoorsnede van een mosselbank.

2.6.2 Rijshouten schermen

Omdat mosselbanken een risico van verdwijning als gevolg van bijvoorbeeld weersomstandigheden met zich meebrengen, zijn evenveel rijshouten schermen aangelegd, als reservetechniek. Deze schermen zijn op andere plekken in de Waddenzee al succesvol gebruikt (bij Stryp, Terschelling) en zouden vermoedelijk in ieder geval standhouden. Op 10 september zijn hiervoor 6 bossen sparrenhout van 1.5 m lengte en een doorsnede van 4-40 mm met behulp van de Zilvervis (NIOZ) afgeleverd op het Balgzand. Met deze takken zijn, met 7 personen, 2 schermen aangelegd in dezelfde vorm als de mosselbanken (halve cirkel, $r=10\text{m}$). Hiertoe zijn de takken 40-50 cm het wad in gestoken (zo diep mogelijk), zo dicht mogelijk naast elkaar. Op 11 september zijn de volgende twee schermen aangelegd, en op 24 september het resterende deel.

2.6.3 Monitoring stabilisatietechnieken

In Tabel 2.3 is een overzicht gegeven van alle monitoringsactiviteiten die betrekking hadden op de stabilisatietechnieken. Een aantal werkzaamheden vond al plaats vóór aanleg van de stabilisatietechnieken, teneinde gegevens van de nulsituatie te verkrijgen.

Tabel 2.3 Overzicht monitoringsdata en -type op de stabilisatielocaties

n ^o	Datum	Type
1	20 augustus	Intens
2	11 september	Sediment
3	19+20 september	Extra
4	24 september	Extra
5	21+22 oktober	Reliëf, sediment, basis
6	4 november	Sediment, basis
7	2 december	Basis

De verschillende typen monitoringen hielden het volgende in:

Basis:

Bij deze monitoring werd de globale toestand van de constructies in kaart gebracht door aan te geven waar sedimentatie, erosie en beschadigingen waren opgetreden. Ook werd de macroalgenaanwezigheid kwalitatief geobserveerd.

Intens:

Deze monitoring zou aanvankelijk uitgevoerd worden op de locaties van de zeegras-aanplant. Omdat deze al vrij snel grotendeels verdwenen was werd besloten deze te vervangen door nulsituatie-metingen op de locatie van de stabilisatietechnieken, aangezien daar in 2003 zeegras aangeplant zou worden.

Deze monitoring bestond uit een groot aantal activiteiten:

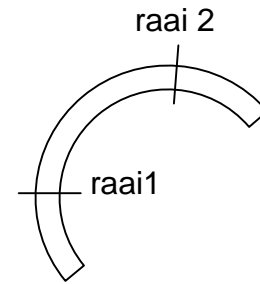
- Nemen van bodemwatermonsters ten behoeve van elementen- en nutriëntenanalyse. Het bodemwater is bemonsterd door lysimeters met een poreuze keramische cup van 5,5 cm lengte en 2 cm doorsnede circa 2 cm onder het oppervlak te plaatsen en deze vervolgens vacuüm te trekken met een 50 ml spuit. Dit vond plaats op alle plekken waar een mosselbank of rijshouten scherm gepland was, en op de zes blanco's (zie Figuur 2.7). Hier werden drie watermonsters genomen welke gepoold werden in een 100 ml polyethyleenpotje. Binnen 6 uur na monsternamen is van deze monsters de pH bepaald, waarna ze aangezuurd werden met citroenzuur tot een eindconcentratie van 1,25 mg/l. Tot aan het vervoer naar de KUN, drie dagen later, werden ze koel bewaard (4°C), waar ze ingevroren werden op een temperatuur van -18°C tot het tijdstip van analyse.
- Bodemmacrofauna-monsternamen. Op dezelfde 18 plekken als de bodemwatermonsters zijn 3 series van 10 bodemmonsters genomen met een PVC-steekbuis van 10 cm doorsnede. Deze werd 30 cm het wad ingeduwd, waarna het verzamelde sediment (per locatie 2350 cm²) ter plekke uitgezeefd werd met een 1mm zeef (40x50 cm). Het gezeefde monster werd vervolgens in plastic zakken koel bewaard en de fauna hierin binnen een week geanalyseerd. Hierbij werden het aantal wadpieren, zeeduizendpoten, alikruiken, wadslakjes en rode draadwormen geteld.
- Strandkrabbentelling. Bij elke replica (1 mosselbank, 1 rijshouten scherm en 1 blanco) is op 26 augustus bij hoogwater het aantal krabben geteld en hun grootte bepaald (totaal zes plekken). Dit is uitgevoerd door het NIOZ met een boomkor van 1,9 m breedte, welke telkens over een strook van ± 80 m krabben heeft ingevangen.

Sediment:

Om het eventuele beschuttende effect van de stabilisatietechnieken op het achterliggende gebied te kwantificeren werden korrelgrootte en organisch stofgehalte van het sediment bepaald. In 2002 zijn hiervoor tweemaal monsters genomen. Hierbij zijn met een schepje monsters genomen van de bovenste 5 cm van het sediment. Deze monsternamen vond plaats binnen een straal van 1 m rond de centrale steigerbuis achter alle stabilisatieconstructies (zie Figuur 2.9), en op de blanco's. Per plek zijn drie monsters genomen die gepoold werden. De eerste monsternamen was tegelijk met de aanleg van de constructies (de referentiemeting), de tweede maal vond vijf weken later plaats.

Extra:

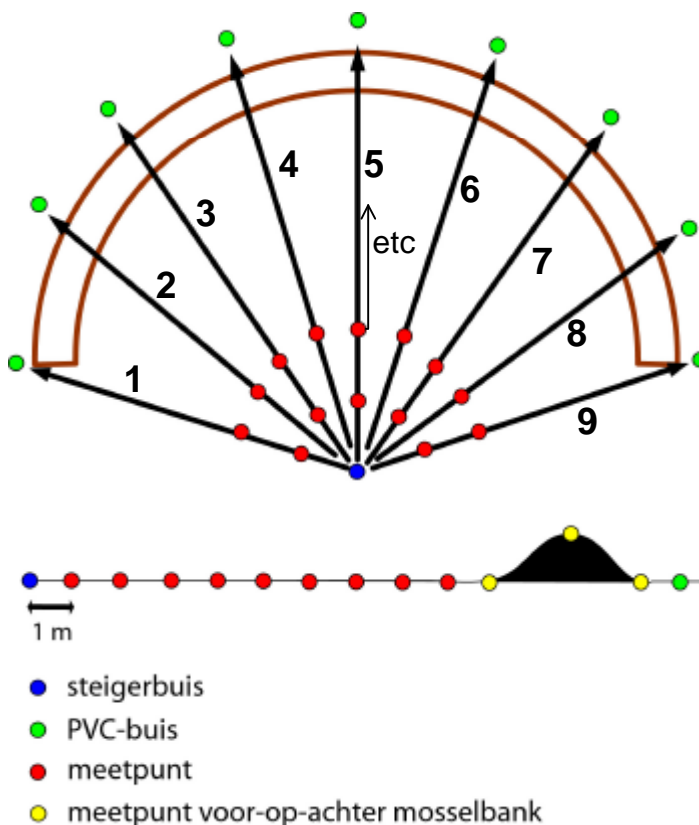
In de vorm van een extra opdracht van Rijkswaterstaat Directie Noord-Holland is de nulsituatie van alle mosselbanken in kaart gebracht. Hierbij is de omtrek van alle banken bepaald evenals de dikte van de verschillende lagen (sediment, kleischelpen, mosselen) op twee dwarsraaien per bank. Één dwarsraai was hierbij oost-west geïoriënteerd, de andere noord-zuid (zie Figuur 2.8). Daarnaast is van een steekproef op dezelfde dwarsraaien de grootteverdeling van de mosselen bepaald. Deze extra opdracht staat uitvoerig beschreven in een apart rapport (van Dijk & van Katwijk 2002) en zal in dit rapport dan ook minder uitgebreid besproken worden.



Figuur 2.8 Ligging van de dwarsraaien op vier van de zes mosselbanken, waarop mosselmetingen zijn uitgevoerd.

Reliëf

Tijdens dit type monitoring is de sedimentatie achter de mosselbanken en op de blanco's gekwantificeerd. Hierbij is gebruik gemaakt van een op vloeistofdruk gebaseerde relatieve hoogtemeter (Stanley), waarmee vanuit een centraal punt achter het centrum op 9 dwarsraaien richting de mosselrichels elke 1-2 m de hoogte van het sediment is gemeten (zie schema in Figuur 2.9). Als vast referentiepunt werd gebruik gemaakt van een steiger- of PVC-buis op het centrale punt, waarvan met behulp van de Informatiedienst Water (RWS DNH) de absolute hoogte was ingemeten.



Figuur 2.9 Schematische weergave van de reliëfmetingen aan de mosselbanken. Boven: bovenaanzicht; onder: zijaanzicht. Vanuit een centraal punt achter de bank (blauw), met een bekende absolute hoogte, zijn op negen raaien relatieve hoogtes gemeten. Tot aan de bank is elke meter de hoogte bepaald (rood), en vervolgens op de top van en achter de bank (geel). Op raai 2,4,6 en 8 ligt het eerste meetpunt op 2 meter van het centrum, om daar tijdens de metingen het sediment niet te veel te verstoren; in het bovenaanzicht staan allen de meetpunten van de eerste twee meter.

Driepootmetingen

Door de Informatiedienst Water is op 25 september meetapparatuur geïnstalleerd bij de stabilisatietechnieken. Dit waren drie driepoten, waaraan datasondes (Hydrolabs) waren bevestigd. Één driepoot stond achter mosselbank 2 (coördinaten 119567,87 E

547157,41 N), één achter mosselbank 5 (119408,22 E 547097,19 N), en één op een blanco-plek op NAP –30 cm (119533,12 E 547035,76 N).

Deze meetapparatuur mat verschillende abiotische factoren in het water, namelijk troebelheid, temperatuur, geleidbaarheid en watedruk. Op 4 november zijn deze weer verwijderd. De uitwerking van de data staat echter niet beschreven in dit rapport.

2.6.4 Labanalyse

Bodemwater

Op de KUN werden PO₄ en Cl gehalten in het bodemwater colorimetrisch gemeten met een technicon AAI systeem volgens respectievelijk de ammoniummolybdaat met ascorbinezuurmethode (Henriksen 1965) en de mercuriothiocyanaat, ofwel de ferriammoniumsulfaatmethode (O'Brien 1962). NH₄ werd gemeten met een methode gebaseerd op reactie volgens Berthelot-reactie (natriumhypochloride met phenol, Krom 1980), en NO₃ met de cadmiumreductiemethode (Navone 1964). Beide stikstof-analyses zijn uitgevoerd door het NIOO-CEME.

Saliniteit werd berekend volgens Stumm & Morgan (1981). K en Na zijn bepaald met behulp van vlamfotometrie. Totaal P, totaal S, Mg, Ca, Fe, Si, Mn, Zn en Al werden gemeten met een Inductively Coupled Plasma spectrofotometer (ICP).

Sediment

Korrelgrootteanalyse werd uitgevoerd met behulp van een Malvern Laser Particle Sizer. Organisch stofgehalte van het sediment werd, na ontkalken, bepaald met een NA-1500 NCS-analyser.

Reliëf

Met behulp van de Surface Tool van het GIS-programma Erdas Imagine 8.5 is de driedimensionale structuur van elke mosselbank bepaald door niet-lineaire rubber sheeting interpolatie van de gemeten punten.

2.7 Statistische analyse

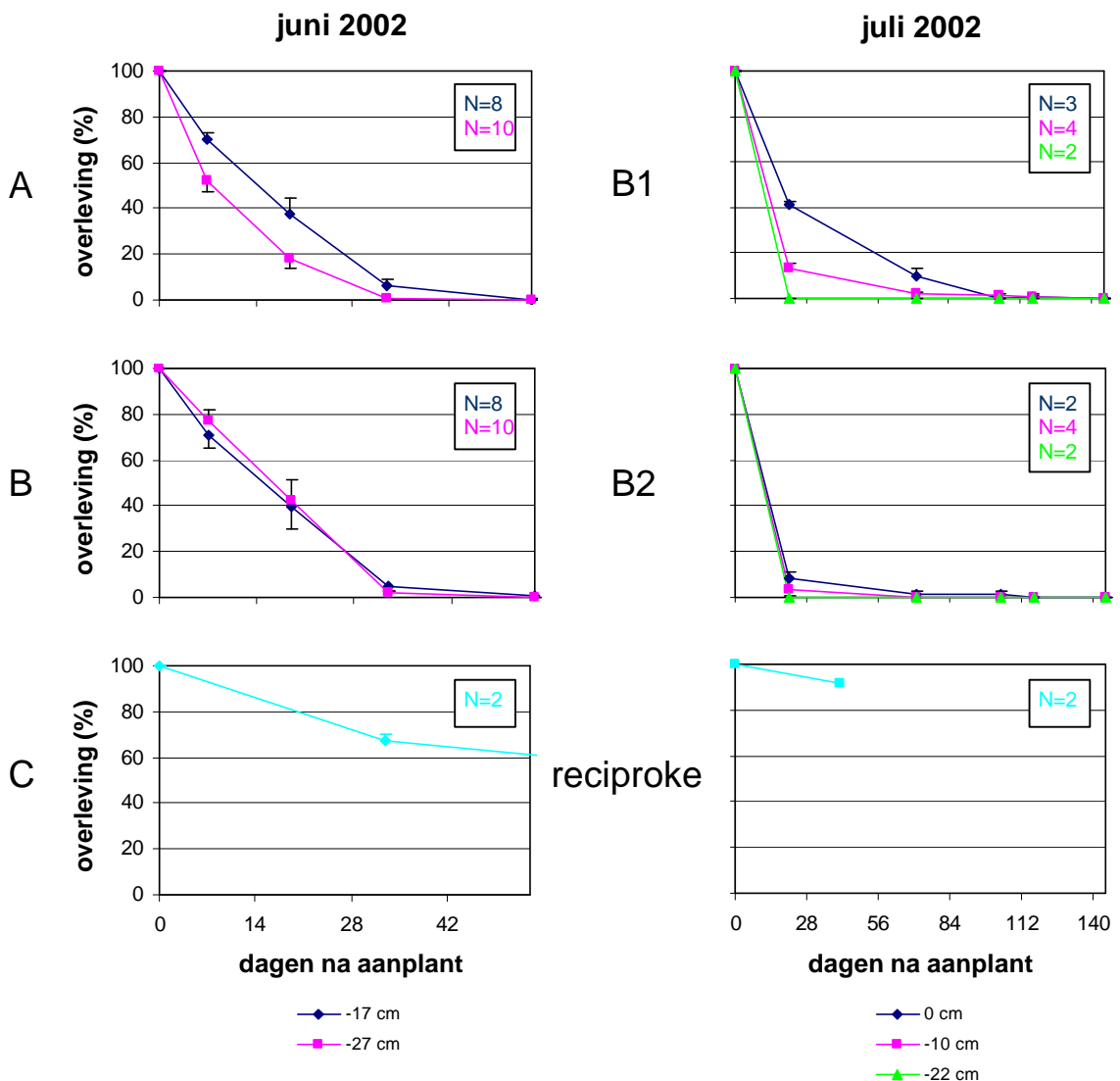
Alle data zijn met behulp van het Data Analysis Toolpak van MS Excel statistisch getoetst voor zover relevant voor de discussie.

3. Resultaten

3.1 Aanplant

3.1.1 Overleving aanplant juni en juli op het Balgzand

In de linkerkolom van Figuur 3.1 staat de overleving weergegeven van de aanplant van 7 juni 2002. De overleving van de planten op een onderlinge afstand van 30cm was niet significant verschillend van die op 50 cm afstand van elkaar (one-way ANOVA, $P > 0,05$), op alle data, locaties en dieptes. Daarom zijn deze data niet afzonderlijk weergegeven in de figuur. Na 17 dagen was nog slechts 33% van alle uitgezette planten aanwezig. Twee weken later waren bijna alle planten verdwenen (97%). De overgebleven planten verdwenen in de daaropvolgende maand.



Figuur 3.1 Gemiddelde overleving van de *Zostera marina* aanplant in 2002, met standaardfout (standard error of the mean, SEM). Waardes voor juni en juli zijn naast elkaar weergegeven; tevens zijn dieptes uitgesplitst (zie legenda onderaan). Van de reciproke aanplant is de diepte niet bekend. A. Aanplant op locatie B1 op het Balgzand. B. Aanplant op locatie B2 op het Balgzand. C. Reciproke aanplanten op de Hond/Paap.

Op locatie B1 waren op -17 cm significant meer planten aanwezig dan op -27 cm, tot 29 dagen na aanplant (one-way ANOVA, $P < 0,05$). Dit verschil in overleving tussen de twee dieptes was niet aanwezig op locatie B2. De totale groep planten op B1 was aanvankelijk minder succesvol dan die op B2 (one-way ANOVA, $P > 0,05$); na drie weken was echter geen verschil in succes meer waar te nemen.

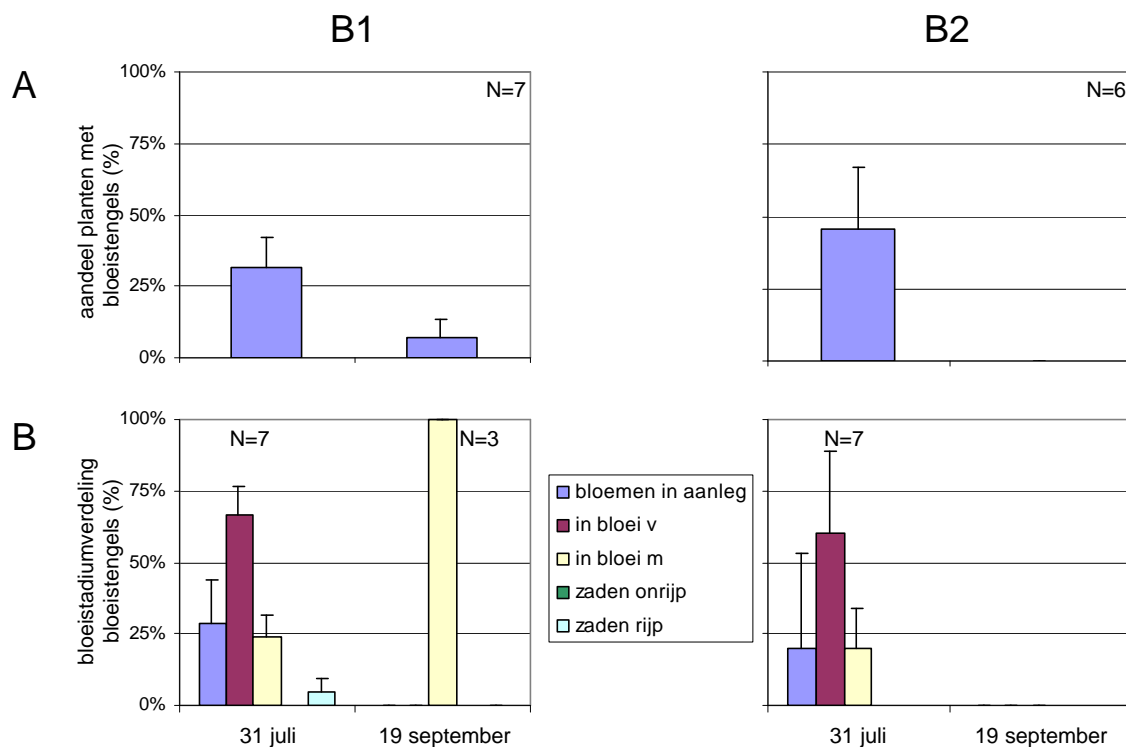
De rechter kolom van Figuur 3.1 laat de overleving zien van de aanplant van 10 juli 2002. Nu hadden de planten op locatie B1 na drie weken een significant hogere overleving dan B2 (one-way ANOVA, $P < 0,01$). Ook stonden hier op NAP 0 cm significant meer planten dan op -10 cm (one-way ANOVA, $P < 0,01$). Bij B2 was dit niet het geval (one-way ANOVA, $P > 0,05$). Na 70 dagen waren er geen significante verschillen meer tussen het succes bij B1 en B2 (one-way ANOVA, $P > 0,05$). Wel deden de planten op NAP 0 cm (B1+B2 samen) het significant beter dan die op -10 cm (one-way ANOVA, $P < 0,05$). De juli-aanplant bij -22 cm had, zowel bij B1 als bij B2, een veel slechtere overleving dan de juni-aanplant op dezelfde (gemiddelde) diepte: na drie weken waren alle planten verdwenen, terwijl dit bij de juni aanplant pas na twee maanden het geval was.

In Figuur C is te zien dat beide reciproke aanplanten succesvoller waren dan de aanplanten op het Balgzand. Beide reciproke aanplanten hadden een vergelijkbare overleving.

3.1.2 Zomermonitoring

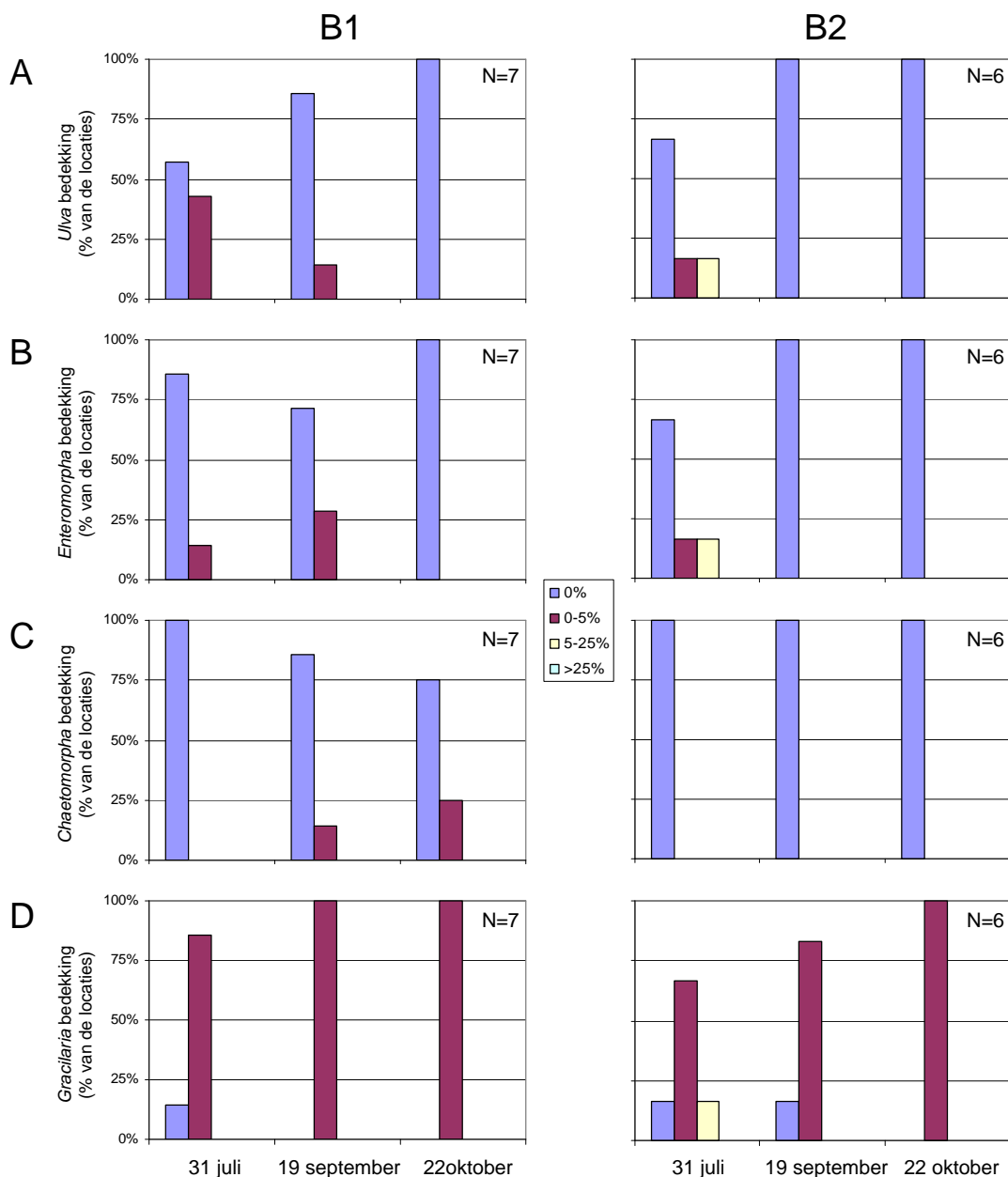
Op 31 juli, 19 september en 22 oktober is een zomermonitoring uitgevoerd. De resultaten hiervan staan weergegeven in de Figuren 3.2 t/m 3.4.

In Figuur 3.2 staan de verschillende bloeistadia van de planten weergegeven, uitgesplitst naar de 2 locaties. Figuur A laat zien welk percentage van de overlevende planten bloeistengels had. Op 31 juli is dit nog een redelijk aantal, zowel op B1 als B2. Het



Figuur 3.2 Bloeistadium van de in juli aangeplante *Zostera marina* op het Balgzand, uitgesplitst naar de locaties B1 en B2. A. Percentage van het aantal planten met bloeistengels; B. Bloeistadium van de in A getoonde bloeistengels. Gemiddeldes met standaardfout staan weergegeven.

verschil tussen de beide locaties was op dat moment niet significant (one-way ANOVA, $P > 0,05$). Op 19 september stonden alleen op B1 nog enkele planten met bloeistengels. Dit was significant minder dan op 31 juli op die locatie (one-way ANOVA, $P < 0,05$). Bij de derde zomermonitoring werden in het geheel geen bloeistengels aangetroffen. Deze datum is dan ook niet weergegeven. In Figuur B staat het bloeistadium van de bloeistengels weergegeven. De blauwe balken geven het percentage bloeistengels weer dat nog niet bloeiende bloeiwijzen had. Dit verschilde niet tussen B1 en B2 op 31 juli (one-way ANOVA, $P > 0,05$). De meerderheid van de bloeistengels had op 31 juli vrouwelijke bloemen. Ook dit was niet significant verschillend tussen beide locaties (one-way ANOVA, $P > 0,05$). De meeste mannelijke bloemen kwamen pas later in bloei. Het verschil tussen 31 juli en 19 september was wat dat betreft significant (one-way

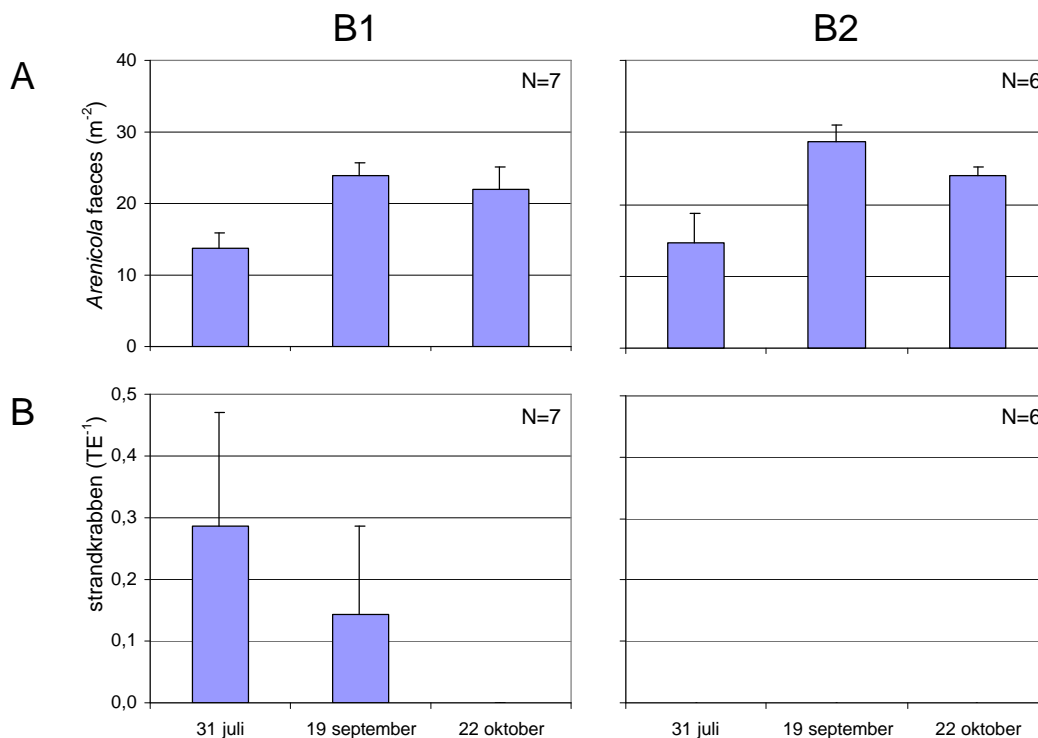


Figuur 3.3 Macroalgenbedekking op de locaties van de juli-aanplant. De resultaten zijn onderverdeeld in vier categorieën (geen algen, 0-5%, 5-25% en >25%). A. *Ulva* spp.-bedekking; B. *Enteromorpha* spp.-bedekking; C. *Chaetomorpha* spp.-bedekking; en D. *Gracilaria* spp.-bedekking. Toelichting t.b.v. de interpretatie: een staafhoogte van bijvoorbeeld 100% betekent dat de bedekking van de betreffende macroalg op alle plots op die locatie in de betreffende categorie viel.

ANOVA, $P < 0,05$). Op 31 juli werd al 1 rijp zaad aangetroffen op B1. Op 19 september werden geen bloeistengels meer aangetroffen op B2, en op 22 oktober ook niet meer op B1.

Figuur 3.3 laat de bedekking van macroalgen zien op de 2 locaties tijdens de drie gemonitorde data, verdeeld over 4 categorieën (afwezig, 0-5%, 5-25% en >25% bedekking). Door de slechte ontwikkeling van het zeegras was er geen verschil tussen de algenbedekking ‘binnen’ en ‘buiten’ de plot, en is alleen de eerste weergegeven. In A staat de *Ulva*-bedekking weergegeven. Op 31 juli was op 57% van de plots op B1 de bedekking 0% (geheel afwezig), in 43% van de gevallen lag de bedekking tussen de 0 en 5%. Op B2 was de bedekking iets hoger. Te zien is dat *Ulva* en *Enteromorpha* (B) alleen aanwezig waren op de eerste twee monitoringsdata. *Chaetomorpha* (C) werd juist op de laatste twee data waargenomen, maar alleen op B1. De meest dominante macroalg was op alle data en locaties *Gracilaria* (D), al was de bedekking ervan slechts éénmaal meer dan 5% – namelijk op 31 juli op locatie B2. De twee laatstgenoemde groepen macroalgen zaten soms aan en tussen de zeegrasplanten, maar schijnbaar niet in een dergelijke mate dat de planten daar hinder van zouden ondervinden. Opvallend was dat dit jaar de macroalgenbedekking op alle getijdenplaten in het Balgzand, maar ook in overige delen van de Waddenzee sterk lager was dan gemiddeld (pers. comm. N. Dankers, M. van Katwijk). In Zeeland was de bedekking echter juist veel hoger (pers. comm. P. Herman).

Figuur 3.4 geeft een overzicht van de gemonitorde fauna op de aanplantlocaties. Op geen enkele monitoring in 2002 werden wadslakjes (*Hydrobia ulvae*) of alikruiken (*Littorina littorea*) aangetroffen op de aanplantlocaties. Deze zijn dan ook niet weergegeven bij de resultaten. Figuur A laat de gemiddelde hoeveelheid wadpierenhoopjes (*Arenicola marina* faeces) per m^2 zien, B het gemiddelde aantal strandkrabben (*Carcinus maenas*) per TE (1 TE = $5,85 m^2$). Het aantal wadpierenhoopjes is een maat voor de onder het sedimentoppervlak aanwezige wadpieren. De twee



Figuur 3.4 Macrofauna-aanwezigheid bij laagwater op de juli-aanplantlocaties, op drie monitoringsdata. A. Aantal *Arenicola marina* faeces; B. Aantal strandkrabben. Gemiddelden met standaardfout zijn weergegeven.

locaties verschilden hierin niet van elkaar (t-test, $P > 0,05$). Wel was het aantal hoopjes significant toegenomen op 19 september ten opzichte van 31 juli (t-test, $P < 0,001$). Een maand later was dit aantal echter niet significant veranderd (t-test, $P > 0,05$). Op 19 september was op B1 het aantal strandkrabben niet significant verschillend van 31 juli (t-test, $P > 0,05$).

3.1.3 Algemene opmerkingen tijdens monitoringswerkzaamheden

Op alle monitoringsdata viel op dat het water langzaam afstroomde, zowel op B1 als B2. Het duurde langer dan volgens de getijkrommes voorspeld was voordat het wad voldoende was drooggevallen om de werkzaamheden uit te voeren. Dit was onafhankelijk van de windrichting en -kracht.

14 juni

Ongeveer $2/3^{\circ}$ van de juni-planten was nog aanwezig. Deze leken niet gegroeid. Ook zaten er veel met zwarte en bruine bladeren tussen (zie Figuur 3.5A). De epifytenbedekking lag rond de 40%; dat is meer dan op moment van aanplanten. Veel planten waren zeer kwetsbaar: bladeren braken zeer gemakkelijk af. Op B2 zagen de planten er over het algemeen beter uit dan op B1. De kwaliteit van de planten leek beter te worden naarmate ze verder naar het oosten stonden, afgezien van de meest westelijke plot bij B1 op NAP 0 cm. Naar het oosten toe werd het tevens slijkgiger (2 cm ? 4 cm wegzakken).

26 juni

De helft van de planten die bij de eerste monitoring nog aanwezig was, was op 26 juni verdwenen. Van de overlevenden zag de helft er gezond uit (zie Figuur 3.5B); de andere helft had slechts 1 of 2 bladeren, die tevens klein waren (Figuur C). Wederom zagen de planten er op B2 beter uit dan op B1, op de meest westelijk gelegen plot na. Wel waren er meer macroalgen bezig op B2. Bij ongeveer 5% van de planten was een bloeistengelaanzet zichtbaar. Één plant (op B1) zag er zeer gezond uit: deze had nieuwe scheuten gevormd en was bloeistengels aan het vormen.

10 juli

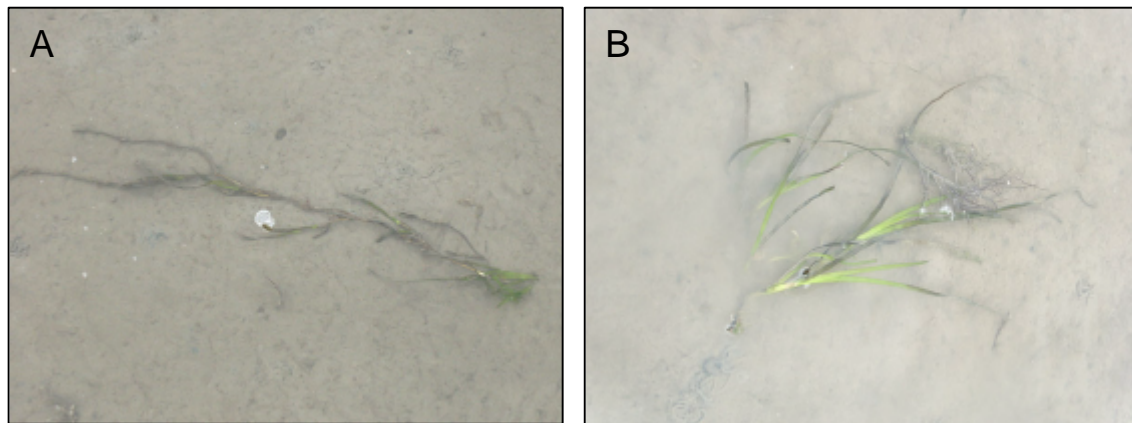
Op dit moment waren bijna geen planten van de juni-aanplant meer aanwezig. Ook de ene gegroeide gezonde plant was nu verdwenen.

17 juli

Op deze datum was het slechts mogelijk om een zeer beperkte monitoring uit te voeren van de juli-aanplant aangezien het water niet afstroomde. Zelfs op het voorspelde laagwatertijdstip stond er nog zo'n 7 cm water op het wad. Dit was echter zeer turbulent en troebel (de bodem was niet zichtbaar), waardoor het aantal aanwezige planten niet geteld kon worden. Op 0/-10 cm waren wel enkele planten zichtbaar, op -22 cm werden



Figuur 3.5 Getransplanteerde zeegrasscheuten van de juni-aanplant. A. Één week na aanplant. B,C. 19 dagen na aanplant.



Figuur 3.6 Getransplanteerde zeegrasscheuten van de juli-aanplant op het Balgzand. A. Drie weken na aanplant. B. 71 dagen na aanplant.

geen planten teruggevonden. Een betrouwbare telling kon echter niet uitgevoerd worden. Er woei er een vrij harde noordenwind op het Balgzand. Dit leek ter plaatse de oorzaak te zijn van de turbulentie en troebelheid: de wind ging recht tegen het afstromend water in. Er leek zelfs een kleine branding aanwezig te zijn ter hoogte van de juni-aanplant op dat moment.

31 juli

De overgebleven planten (van de juli-aanplant) waren kleiner dan op het moment van aanplanten. Veel bladeren waren afgebroken of beschadigd. Ook had nog slechts een klein deel bloeistengels ($\pm 25\%$), waar dit eerst meer dan 50% was. Veel planten hadden bruine bladeren (soms tot wel 80% van het totaal), bedekt met sediment en veel epifyten (zie Figuur 3.6A). Dit was stukken meer dan op het moment van aanplanten (hooguit 20-40%). Ook waren de planten zwak aangezien bij sommigen de bladeren zeer gemakkelijk afbraken. Dit bleek ook uit het feit dat er een aantal plantjes waren waarbij de bladeren allemaal afgebroken waren op 3-10 cm boven het maaiveld. Bij aankomst bij B1-E1 (NAP -10 cm) stond er nog 10-15 cm water. Op dat tijdstip (17.10 u) zou het waterniveau volgens de getijdenvoorspelling tussen de NAP -30 en -40 cm moeten liggen. Na verloop van tijd was het water voldoende afgestroomd om te monitoren. Vanwege onweersdreiging werd het verblijf op het wad zo kort mogelijk gehouden.

19 september

Het aantal planten was nog sterker afgenomen. Op de E4 plot op B1 stonden de meeste planten (6), waaronder die in Figuur 3.6B. In totaal stonden er nog 15.

22 oktober

Er waren nu nog slechts in totaal 3 planten zichtbaar, die er klein uitzagen. Er was een laagje afstromend water op de plots aanwezig.

3.1.4 Eems

Ten behoeve van het verzamelen van zaadstengels voor de zaadbehoudstechnieken en het monitoren van de reciproke aanplant is op 19 augustus een bezoek gebracht aan 2 locaties op de Hond/Paap (zie Bijlage 1, kaartnr's 4 en 5). Vanwege grote onweersdreiging is de periode op het wad zo kort mogelijk gehouden, waardoor de geplande Eems-monitoring minder uitgebreid uitgevoerd kon worden dan gepland. De eerste locatie had slechts een lage zeegrasbedekking (5-10%). Locatie 2 bevond zich in het werd een dichtst bedekte deel: hier was de bedekking 20-80%, met een mediaan van 35%. Op beide locaties bodemwatermonster genomen, ter vergelijking met de bodemwatersamenstelling op het Balgzand. Locatie 2 is uitgebreider gemonitord. De resultaten hiervan staan weergegeven in Tabel 3.1.

Tabel 3.1 Kwantitatieve analyse van een *Zostera marina* standplaats op de Hond/Paap, op de tweede zaadstengelverzamellocatie.

Factor	Hoeveelheid (\pm std)	Opmerkingen
<i>Z. marina</i> shoots (bij bedekking 55%)	224 m ⁻²	N=1
Bladlengte langste bladeren	40-100 cm	globaal
Alikruiken	55 (\pm 5) dm ⁻²	N=2
Wadslakjes	175 (\pm 25) dm ⁻²	N=2
	50 plant ⁻¹	globaal
<i>Ulva spp</i> -bedekking	0-5% (meest dominant)	N=4
<i>Gracilaria spp</i> -bedekking	0-5%	N=4
Epifyten-bedekking	15-20%	globaal
<i>Arenicola faeces</i>	8 (\pm 4,8) m ⁻²	N=4
Krabben	0 m ⁻²	N=4
Slikkigheid sediment (wegzakken)	5 cm	globaal

Uit de tabel valt op te maken dat ook op de Hond/Paap de macroalgenbedekking erg laag was. Dit komt overeen met het beeld dat op het Balgzand verkregen was (zie Figuur 3.3). De hoeveelheid wadpieren was echter veel lager dan op het Balgzand (vergelijk Figuur 3.4). In dit natuurlijke veld waren wel veel grazers aanwezig, in tegenstelling tot de locaties B1 en B2 op het Balgzand.

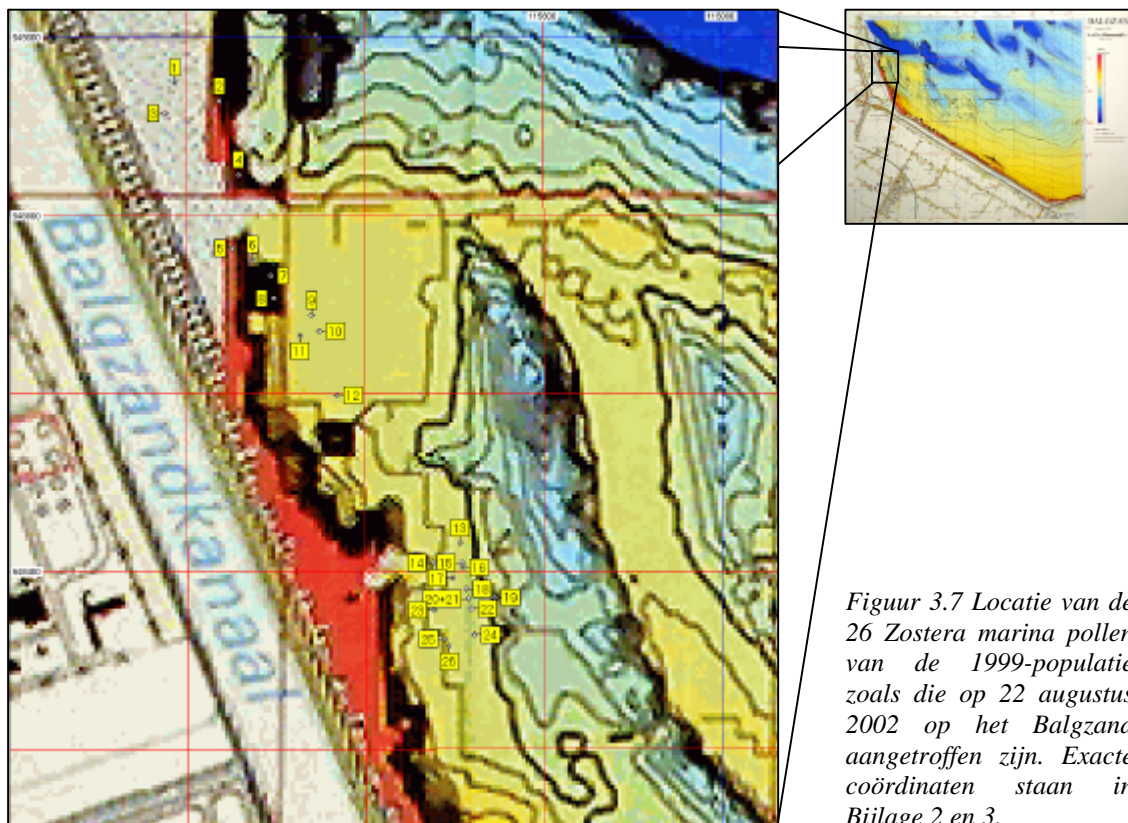
De hoger gelegen planten vielen volledig droog, maar zagen er het groenst en gezondst uit. Ook leken ze meer zaden te bezitten dan lager gelegen planten (pers. comm. D. Hilbers). Vanwege de onweersdreiging was het niet mogelijk om dit echt goed te kwantificeren. Op plekken waar de diatomeeënbedekking van het sediment hoog was, was de zeegras-bedekking over het algemeen laag. De verzamelde zaadstengels zijn kwantitatief geanalyseerd ten behoeve van de zaadbehoudstechnieken. De resultaten hiervan staan weergegeven in § 3.2.1. De resultaten van de bodemwateranalyses worden gepresenteerd in § 3.3.6.

3.1.5 Oude aanplant

Sinds 1999 bevindt zich, als resultaat van zaadstengel- en zaadexperimenten, een kleine populatie *Zostera marina* in de noordwesthoek van het Balgzand, nabij de spuisluis Oostoever ('1999'-populatie). Op 22 augustus zijn hier totaal 26 Groot zeegrasplanten aangetroffen, waarvan de exacte locaties staan weergegeven in Figuur 3.7. In Tabel 3.2 staat een overzicht van de aan- of afwezigheid van deze planten op de drie dagen waarop de populatie is gemonitord. Van vijf planten is de exacte hoogte ten opzichte van NAP bepaald, in samenwerking met de Informatiedienst Water (RWS DNH). Hieronder staat kort een overzicht weergegeven van de waarnemingen tijdens de bezoeken.

22 augustus

Alle planten waren groen, hadden weinig epifyten en hadden meerdere scheuten (zie Figuur 3.8 en 1.1). In de noordelijke helft van het gebied stonden de grootste planten: grote patches met een oppervlak van 0,5 tot 1 m². De meeste planten vielen geheel droog bij laagwater en bijna allemaal hadden ze bloeistengels gevormd; De impressie was dat er wat minder zaden per plant aanwezig waren dan in natuurlijke velden (pers. obs. auteurs en K. Hermus). Het sediment was over het algemeen zeer slikkig (6-10 cm wegzakken, lokaal tot 15 cm). Ook waren veel wadslakjes aanwezig (zie Figuur 3.8), zowel op het sediment als op de bladeren van de planten.



*Figuur 3.7 Locatie van de 26 *Zostera marina* pollen van de 1999-populatie zoals die op 22 augustus 2002 op het Balgzand aangetroffen zijn. Exacte coördinaten staan in Bijlage 2 en 3.*



Figuur 3.8 Plant nr 7 op de 1999-locatie op het Balgzand, 22 augustus 2002. deze heeft zich sterk uitgebreid gedurende het seizoen gezien de vele nieuwe scheuten, en ligt op een hoogte van NAP +0,7 cm.

5 november

De meeste in augustus aanwezige planten binnen het bezochte gebied waren nog zichtbaar omdat ze nog vegetatieve scheuten (10-60) hadden. Wel waren ze al een heel stuk kleiner.

21 december

Ondanks de vorstperiode van begin december 2002 en het langs de dijk aanwezige dikke pak ijs waren nog gezonde groene bovengrondse delen van 5 planten aanwezig – op een enkele na met zwarte stukken – met 10-20 scheuten. Deze bevonden zich allemaal in het bovenste deel van de locatie, wat nog een aanwijzing is voor de meerjarigheid van de planten in dit deel. Op het sediment waren sporen van kruierend ijs zichtbaar, op plekken mét en zonder planten.

Tabel 3.2 Aanwezigheid in 2002 van *Zostera marina* planten op de 1999-locatie op het Balgzand, tijdens drie monitoringsdata.

plant n ^o	hoogte (cm NAP)	aanwezigheid		
		22 augustus	5 november	21 december
1		+	+ ^{*)}	niet bezocht
2		+	+ ^{*)}	niet bezocht
3		+	+ ^{*)}	niet bezocht
4		+	+	+
5	3,1	+	+	+
6	-8,7	+	+	+
7	0,7	+	+ ^{*)}	-
8	10,9	+	+	+
9		+	-	niet bezocht
10		+	-	niet bezocht
11	11,1	+	+ ^{*)}	+
12		+	+ ^{*)}	niet bezocht
13		+	niet bezocht	-
14		+	niet bezocht	-
15		+	niet bezocht	-
16		+	niet bezocht	-
17		+	niet bezocht	-
18		+	niet bezocht	-
19		+	niet bezocht	-
20		+	niet bezocht	-
21		+	niet bezocht	-
22		+	niet bezocht	-
23		+	niet bezocht	-
24		+	niet bezocht	-
25		+	niet bezocht	-
26		+	niet bezocht	-

^{*)} Bij deze planten is een bodemmonster genomen, waarvan de korrelgrootte en het organisch stofgehalte is bepaald. De resultaten hiervan zijn weergegeven samen met de korrelgrootte-analyses van de zaadbehoudstechnieken, in paragraaf 3.2.2.

3.2 Zaadbehoud

3.2.1 Bloeistengelonderzoek

In totaal zijn op 19 augustus 21 zakken verzameld op de Hond/Paap, met een totaal van 352 bloeistengels. Ten behoeve van het zaadbehoudsexperiment, en om meer informatie te verkrijgen over de donorpopulatie op de Hond/Paap, zijn deze kwantitatief onderzocht.

Elke bloeistengel bezat gemiddeld 12,6 (SEM 0,97) bloeiaren (zie Figuur 3.9 voor een typische bloeistengel); in totaal waren dit er bijna 4300, waarvan al 43% zaden had. Van 7 random gekozen zakken is het aantal zaden gekwantificeerd. Aan de



Figuur 3.9 Een typische bloeistengel van *Zostera marina*. De zwarte puntjes op de foto zijn wadslakjes.

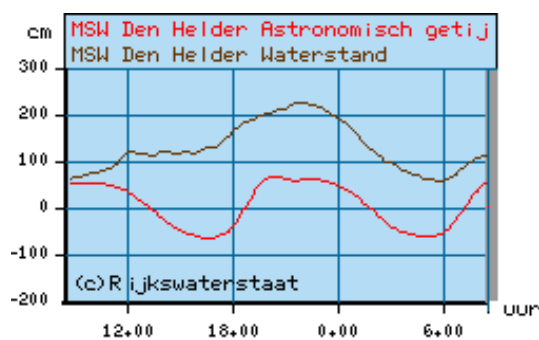
hand hiervan kon bepaald worden wat het gemiddeld aantal zaden per aar en per bloeistengel was – dit was respectievelijk 1,44 (SEM 0,10) en 23,02 (SEM 2,80). Op basis hiervan is het totaal aantal verzamelde zaden geëxtrapoleerd tot een hoeveelheid van 6200-8100.

Aan het begin van de narijping in het lab zijn de zakken zo evenredig mogelijk herverdeeld in 18 groepen, overeenkomstig het aantal experimentele plots. Elke groep had daardoor gemiddeld 94,1 bloeiaren (SEM 1,87), wat overeenkomt met 340-450 zaden. Het aantal zaden is niet opnieuw – zowel aan het begin als aan het eind van de lab-periode – geteld, aangezien dit slechts een momentopname is. Zowel in het lab als na verdeling over het wad is namelijk waarschijnlijk nog bevruchting opgetreden en zullen nieuwe zaden gevormd kunnen zijn.

3.2.2 Monitoring

Algemene toestand technieken

Tussen de eerste en tweede monitoring is een zware noordwesterstorm opgetreden die tot een extreme waterstandsverhoging heeft geleid (op 27 oktober 2002, zie Figuur 3.10). Deze bleek echter weinig effect te hebben gehad op de zaadbehoudtechnieken. Zowel op 19 september als op 4 november lagen deze er namelijk stabiel bij. De netten lagen nog strak en gelijkmatig over het sediment. Ze waren wat bruiner van kleur geworden, maar nog steeds sterk en intact. Dit is ook te zien in Figuur 3.11B; een deel van het net is door sediment ondergeslibd. Er is echter geen grote sedimentatie zichtbaar



Figuur 3.10 Voorspelde (rood) en gemeten (bruin) waterstand bij Den Helder tijdens de (zuid)westerstorm op 27 oktober 2002.



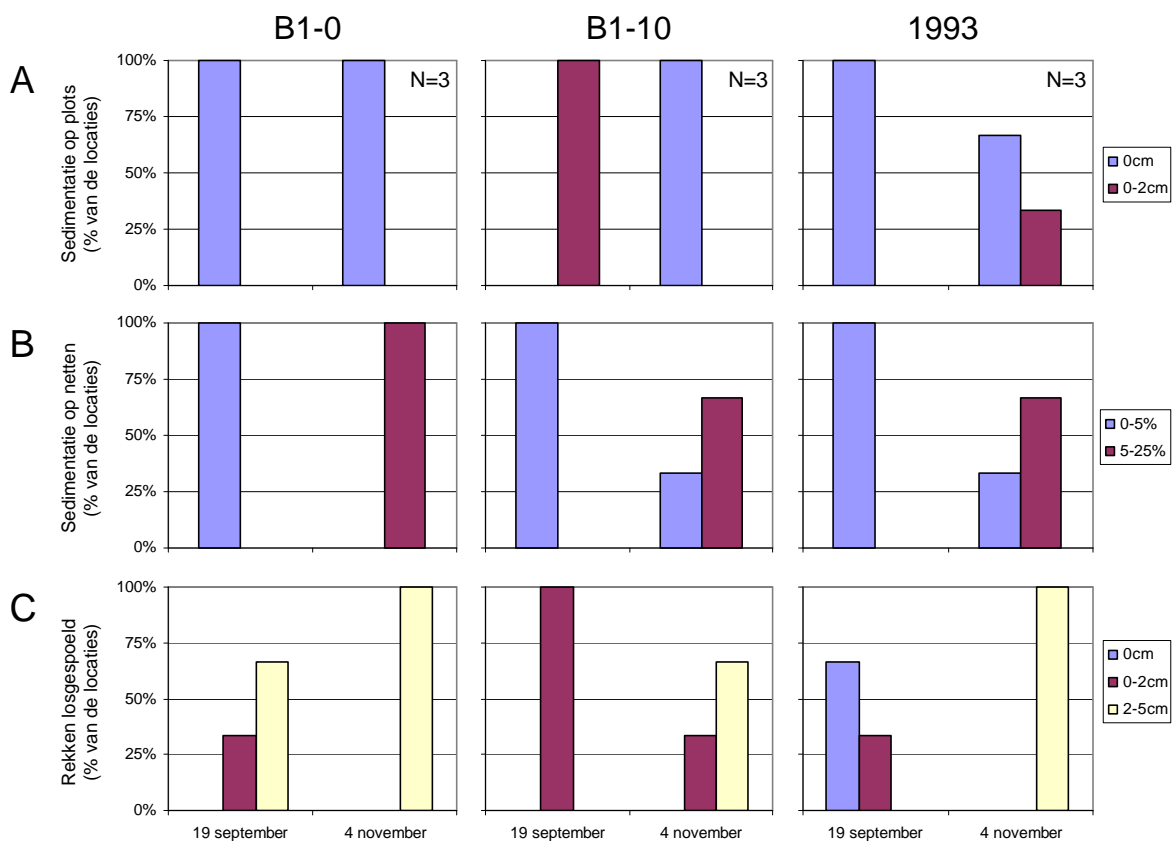
Figuur 3.11. Netten als zaadbehoudtechniek. A. Aanleg op 9 september 2002 van net 1993-C. Aan de rand van het net werden rekken geplaatst, in het midden losse haringen. B. Hetzelfde net op 4 november.

van de plot als geheel. Het net is bruin van kleur en vooral aan de randen hoopt zich een beetje *Gracilaria* op. De ijzeren rekken op de voorgrond zijn noch ondergeslibd, noch losgekomen; de rekken op de achtergrond (niet duidelijk zichtbaar) waren juist meer losgespoeld (3-4 cm). Opvallend aan deze locatie (1993) is dat er beide keren een laagje stromend water van 3-5 cm aanwezig was. Op B1 was dit laagje veel dunner (1-2 cm), maar ook daar bleef continu water langsstromen. De locaties waar zaden en bloeistengels ingegraven waren waren niet te onderscheiden van de omgeving, ook niet bij zeer nauwkeurige observatie.

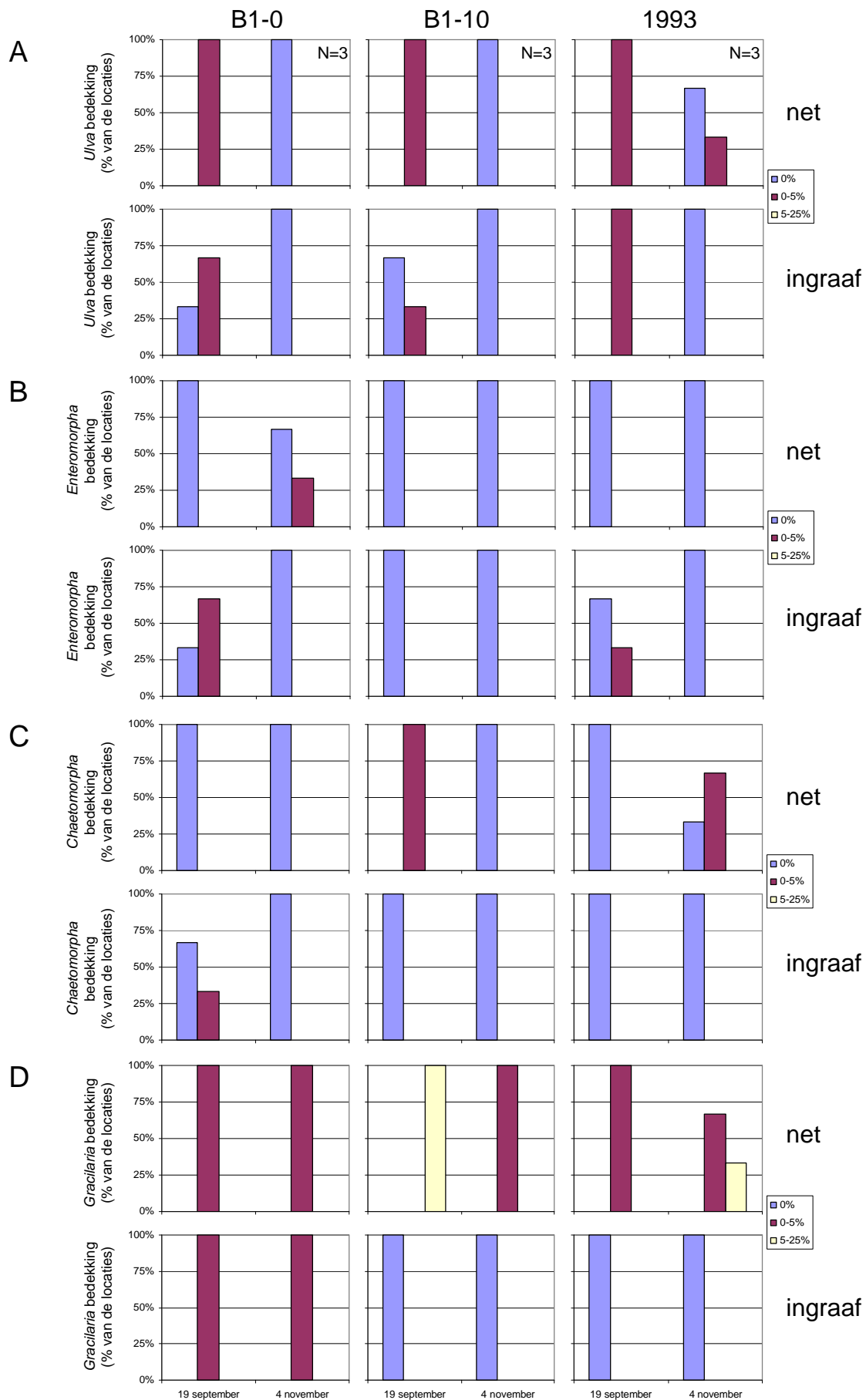
Op beide monitoringsdata waren geen losse zaden zichtbaar op de plekken waar de zaden en bloeistengels waren aangebracht. Op 19 september zijn onder de netten nog wel enkele resten van bloeistengels gevonden, namelijk bij B1-0-A en B1-0-B, B1-10-A, en 1993-B. Op alle overige data en locaties waren deze niet zichtbaar. Op alle drie locaties zijn tijdens tenminste één monitoring – in tegenstelling tot de aanplantlocaties – wadslakjes aangetroffen, zowel op het sediment, als op de mazen van de netten.

Kwantitatieve analyse

De observaties van beide monitoringsdata zijn samengevat in Figuur 3.12 t/m 3.14. In Figuur 3.12A staat weergegeven hoeveel de plots met netten opgehoogd zijn ten opzichte van de omgeving. Dit is slechts minimaal, op alle drie locaties. De locaties met ingegraven zaden en bloeistengels zijn niet weergegeven in deze figuur, aangezien deze niet verschilden met de omgeving (zie boven). In Figuur B is te zien dat ook op de netten zelf niet veel slib is terechtgekomen; overal was de bedekking minder dan 25%. De ijzeren rekken waarmee de netten aan de rand in het sediment vastzaten kwamen langzaam maar steeds verder los uit het sediment (Figuur C). Deze zijn bij de laatste monitoring dan ook weer terug in het sediment gestoken.



Figuur 3.12 Toestand van de netten-zaadbehoudstechniek op de drie locaties en tijdens de twee monitoringsdata. A. Sedimentatie op de plots als geheel; B. deel van de netten dat onder het sediment ligt; C. Aantal centimeters dat de rekken waarmee de netten in de grond vastzaten uit het sediment losgekomen zijn. Data-weergave als in Figuur 3.3.

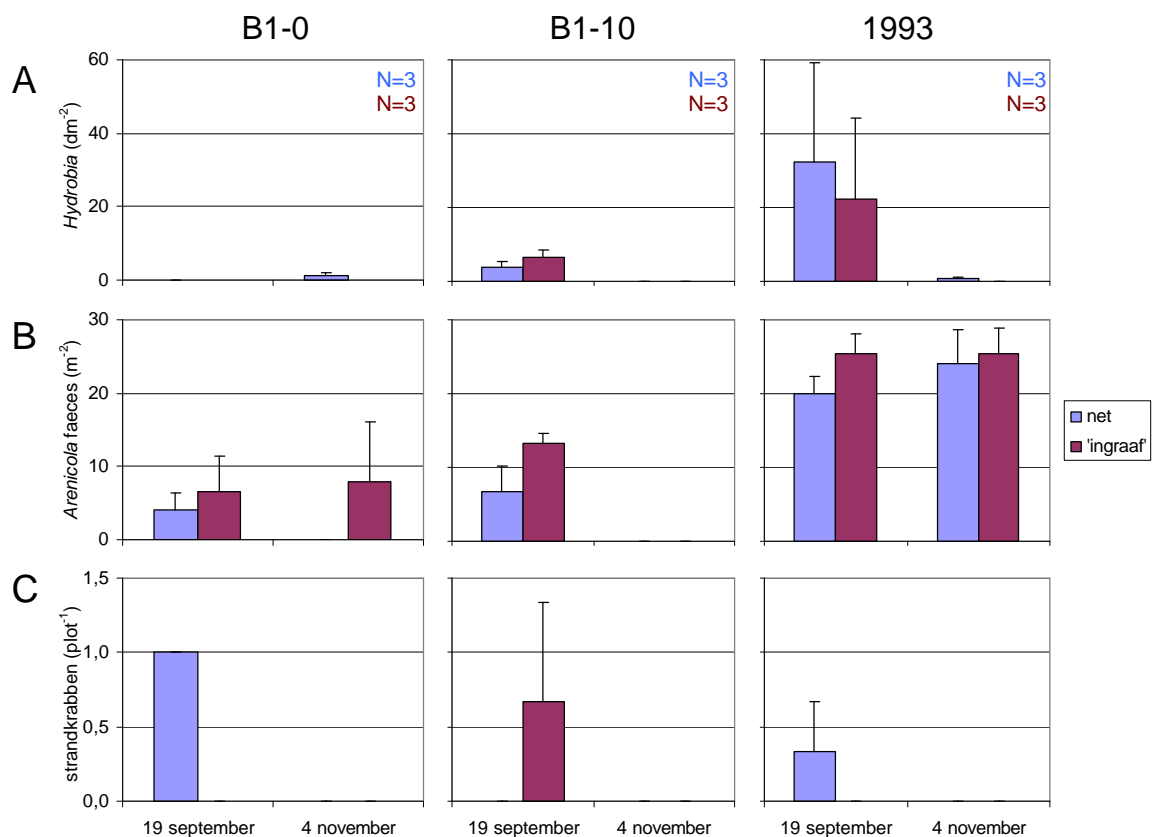


Figuur 3.13. Macroalgenbedekking op de locaties van de zaadbehoudstechnieken. De resultaten zijn steeds onderverdeeld in drie categorieën (geen algen, 0-5% en 5-25%). Bij elke groep staan de gegevens van de locaties met de netten in de eerste rij, en die van de locaties met ingegraven bloeistengels en zaden in de tweede. A. *Ulva* spp.-bedekking; B. *Enteromorpha* spp.-bedekking; C. *Chaetomorpha* spp.-bedekking; en D. *Gracilaria* spp.-bedekking. Data-weergave als in Figuur 3.3

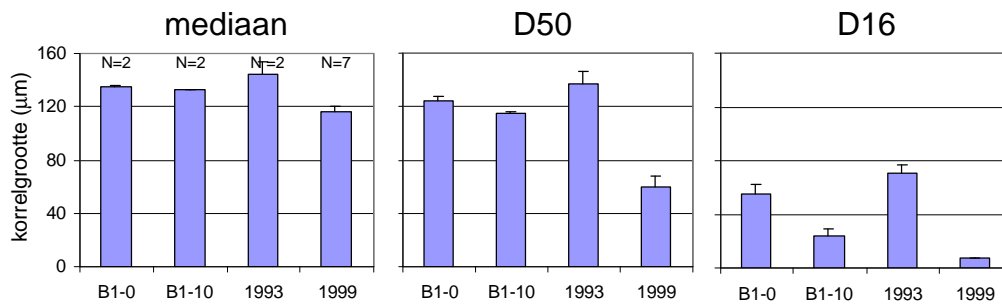
Figuur 3.13 laat de bedekking zien van de vier dominante macroalgen, op de ‘netten’- en ‘ingraaf’-locaties. In bijna alle gevallen was knoopwier (*Gracilaria spp*) het meest dominant; alleen op 19 september op de locaties B1-10 en 1993 was zeesla (*Ulva spp*) dat. In Figuur A is duidelijk te zien dat de hoeveelheid zeesla afneemt naarmate het seizoen vordert. Op de netten is de bedekking steeds gelijk of groter dan op de plekken zonder netten. De *Enteromorpha*- en *Chaetomorpha*-bedekking (respectievelijk Figuur B en C) was steeds erg laag. *Gracilaria* daarentegen bereikte de hoogste bedekking (D), soms zelfs meer dan 10%. In de netten (met name aan de randen, zie Figuur 3.11B) bleef dit gemakkelijk vasthangen. Op die plekken was het dan ook meer aanwezig dan op de ‘ingraaf’-locaties.

De macroalgenbedekking op de zaadbehoudplots is vergelijkbaar met die op de zeegras-aanplantlocaties tijdens de zomermonitoringen (zie Figuur 3.3). Ook nu is de bedekking relatief laag, vergeleken met andere jaren.

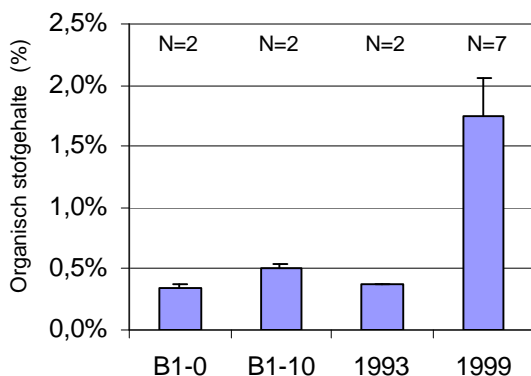
Figuur 3.14 laat de aanwezigheid zien van diverse macrofaunasoorten op de monitoringsdata. Hierbij zijn de gegevens van de twee verschillende zaadbehoudstechnieken steeds in één grafiek weergegeven. In Figuur A is te zien dat het aantal wadslakjes sterk wisselde per locatie en monitoring. De verschillen tussen de twee zaadbehoudstechnieken (netten en ‘ingraaf’) waren echter niet significant (t-test, $P > 0,05$). Ook waren er op de 1993-locatie tijdens de eerste monitoring niet significant meer wadslakjes aanwezig dan op de locatie B1-10 (t-test, $P > 0,05$). Het aantal wadpierenhoopjes verschilde ook niet tussen de twee zaadbehoudstechnieken (t-test, $P > 0,05$). Wel waren op de 1993-locatie significant meer wadpierenhoopjes aanwezig dan op de locaties B1-0 en B1-10 (t-test, $P < 0,001$), op beide monitoringsdata.



Figuur 3.14. Fauna aanwezigheid op de locaties van de zaadbehoudstechnieken. De gegevens van de twee typen locaties (met netten en met ingegraven plantendelen) staan nu samen in elke grafiek. Gemiddeldes (met SEM) zijn weergegeven. A. *Hydrobia ulvae*; B. *Arenicola marina* faeces; C. Strandkrabben (*Carcinus maenas*).



Figuur 3.15 Korrelgrootte van het sediment op de drie zaadbehoudlocaties en op de locatie van de 1999-populatie. Gemiddelde mediane korrelgrootte is weergegeven, alsmede de D50 en D16 (allen met standaardfout). De D50 geeft de korrelgrootte aan waarvoor geldt dat 50% van de totale hoeveelheid monster een kleinere korrelgrootte heeft. De D16 geeft aan ten opzichte van welke korrelgrootte 16% van het monster kleiner is.



Figuur 3.16. Organisch stofgehalte van het sediment op de drie zaadbehoudlocaties en de 1999-locatie. Gemiddeldes met standaardfout.

In Figuur 3.15 staat de korrelgrootte van het sediment weergegeven op de drie zaadbehoudlocaties, én de 1999 locatie. De mediane korrelgrootte verschilt niet significant tussen de drie zaadbehoudlocaties onderling (t-test, $P > 0,05$). De mediane korrelgrootte op deze locaties was echter wel significant hoger dan op de 1999-locatie (t-test, $P < 0,01$). Figuur 3.16 tenslotte laat het organisch stofgehalte zien van dezelfde sedimentmonsters. Hierbij verschilden de waarden significant tussen de drie zaadbehoudlocaties onderling (t-test, $P < 0,05$); het verschil tussen deze locaties en de 1999-plek was echter nog sterker (t-test, $P < 0,01$).

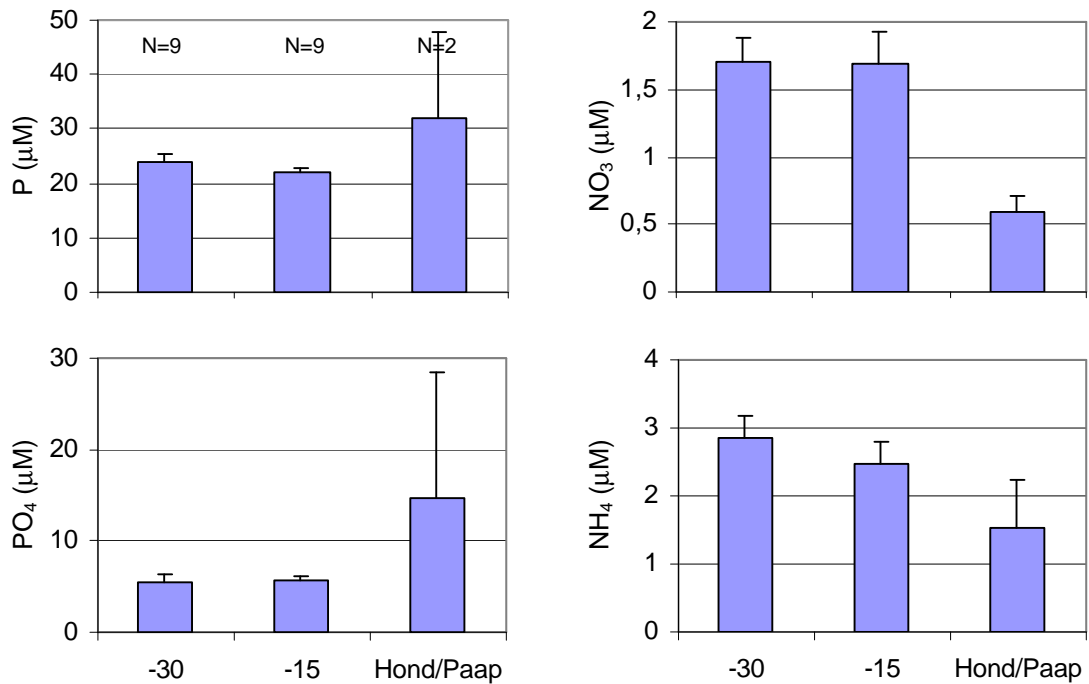
3.3 Stabilisatietechnieken

3.3.1 Referentiemetingen

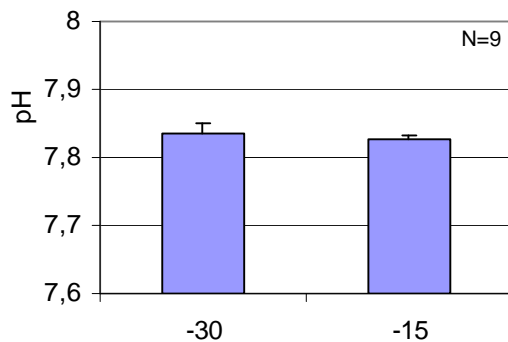
Om de verschillen die na aanleg zouden optreden goed te kunnen verklaren, zijn een aantal nulmetingen uitgevoerd vóór de aanleg van de stabilisatietechnieken.

Bodemwater

In Figuur 3.13 staat de nutriëntensamenstelling weergegeven van het bodemwater op de de stabilisatietechnieklocaties (2 dieptes), en van het donorzee-grasveld op de Hond/Paap (onbekende diepte). Voor alle bodemwaterdata geldt: $N=9$ op zowel -30 als -15 , en $N=2$ op de Hond/Paap. De twee locaties op het Balgzand verschilden qua nutriëntconcentraties in alle gevallen niet significant van elkaar (t-test, $P > 0,05$). Wel was het nitraatgehalte van de bodem op de Hond/paap significant lager dan op het Balgzand (t-test, $P < 0,05$).



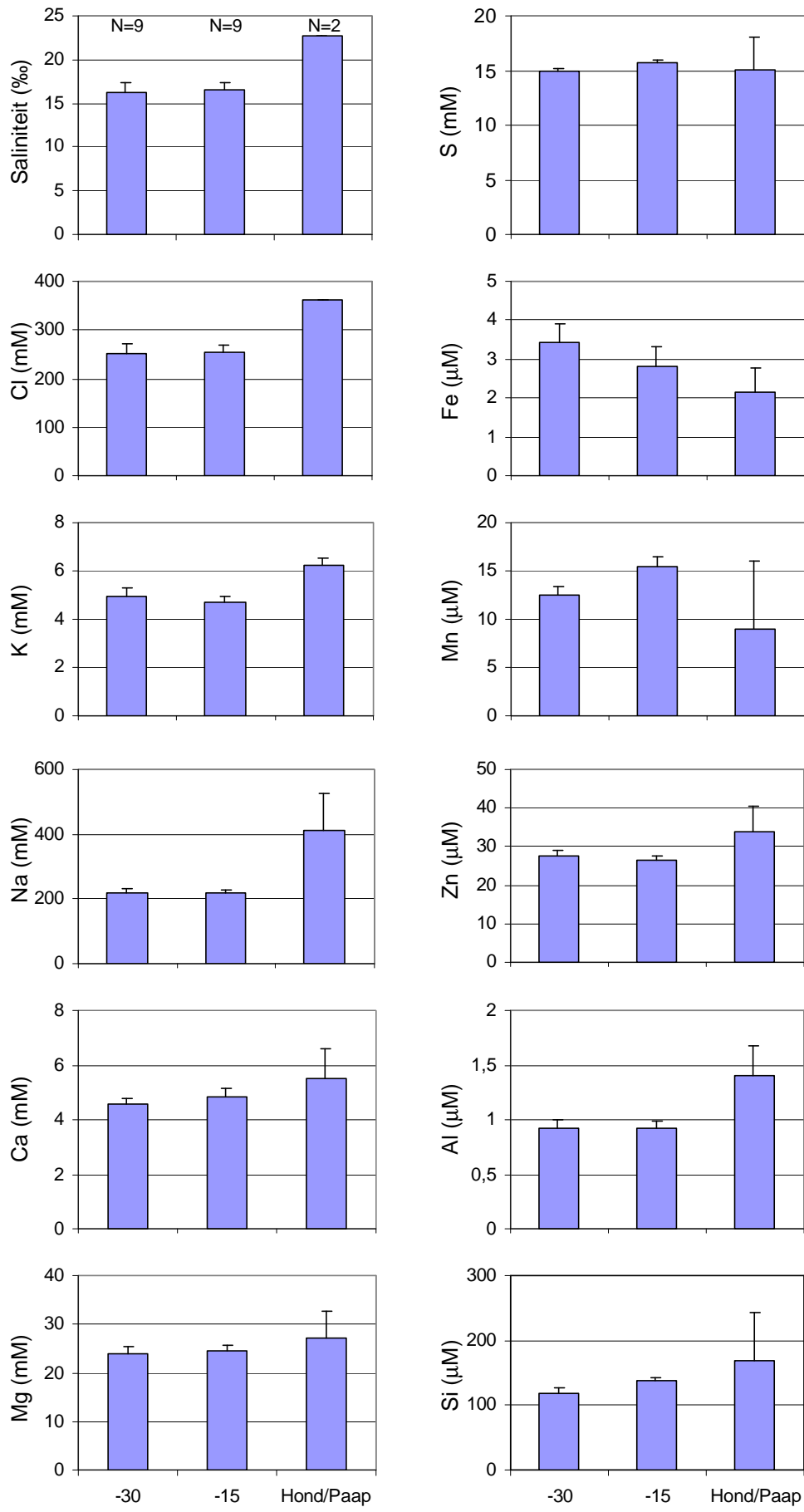
Figuur 3.17. Nutriëntensamenstelling van het bodemwater op twee locaties op het Balgzand (NAP – 30 en –15 cm, monstername 21 augustus) en in het donorzeegrasveld op de Hond/Paap (onbekende diepte, monstername 19 augustus).



Figuur 3.18. pH van het bodemwater op de locaties van de stabilisatietechnieken op het Balgzand (monstername 21 augustus).

Figuur 3.18 laat de pH van het bodemwater zien. Deze is alleen bepaald van het bodemwater op de locaties van de stabilisatietechnieken. De pH was zeer constant en licht basisch met een gemiddelde waarde van 7,83. Ook wat pH betreft verschilden de twee dieptes niet significant van elkaar.

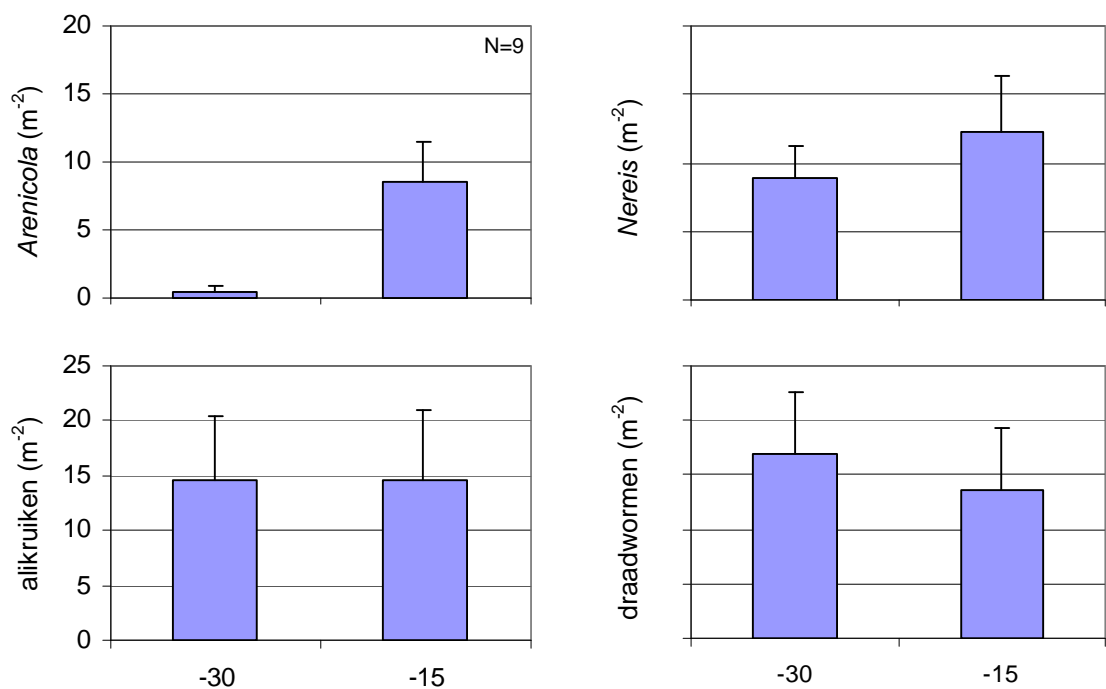
Figuur 3.19 geeft de ionensamenstelling weer van het bodemwater op de drie locaties. De verschillen tussen de twee locaties op het Balgzand onderling waren alleen significant wat betreft Mn-, Si- en S-gehalte (t-test, $P < 0,05$). Het verschil met de Hond/Paap in zowel Mn-, Si- als S-gehalte was echter voor beide Balgzand-locaties niet significant (t-test, $P > 0,05$). Opvallend is de lage saliniteit op alle locaties; deze was echter niet significant verschillend tussen Balgzand en Hond/Paap (t-test, $P > 0,05$). De lage saliniteit is ook terug te zien in het aan saliniteit gecorreleerde Na-gehalte. De aluminium-concentratie was op de Hond/Paap significant verschillend van het Balgzand (t-test, $P < 0,05$). Alle overige verschillen tussen Hond/Paap en Balgzand waren niet significant.



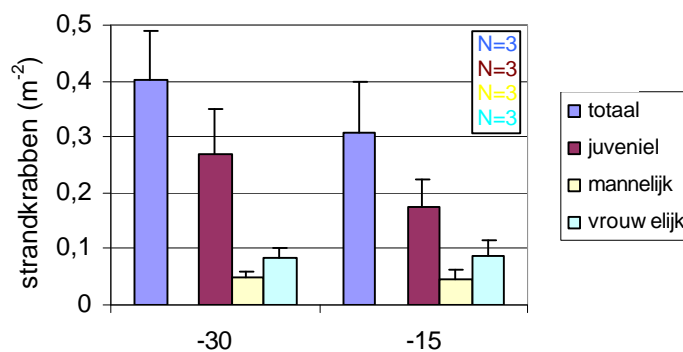
Figuur 3.19. Ionensamenstelling van het bodemwater. Locaties en data van monsternamen dezelfde als in Figuur 3.17 Gemiddeldes met standaardfout zijn weergegeven.

Macrofauna

In Figuur 3.20 staat de aanwezigheid weergegeven van de bodemmacrofauna in de sedimentmonsters die op 21 augustus zijn genomen op de locaties van de stabilisatietechnieken. Het aantal wadpieren op NAP -15 cm is significant groter dan dat op NAP -30 cm (t-test, $P < 0,05$). De verschillen bij de andere drie groepen bodemmacrofauna zijn echter niet significant (t-test, $P > 0,05$). Figuur 3.21 laat de krabbenaanwezigheid zien op dezelfde locaties, bij hoogwater. De eerste kolom laat het totale aantal zien, in de drie daaropvolgende is dit uitgesplitst in de groepen mannelijk, vrouwelijk en juveniel. Bij NAP -30 cm zijn er in totaal ongeveer 0,4 krabben aanwezig per vierkante meter, bij -15 is dit een kwart minder. Dit verschil is echter niet significant (t-test, $P > 0,05$). Ook de drie verschillende groepen verschilden niet significant tussen -30 en -15 (t-test, $P > 0,05$).



Figuur 3.20. Bodemmacrofauna-aanwezigheid in het sediment op de stabilisatielocaties. Met de klok mee: *Arenicola marina*, *Nereis diversicolor*, *Littorina littorea* en *Heteromastus filiformis*. Locaties zijn dezelfde als in Figuur 3.18. Gemiddelden met standaardfout zijn weergegeven.

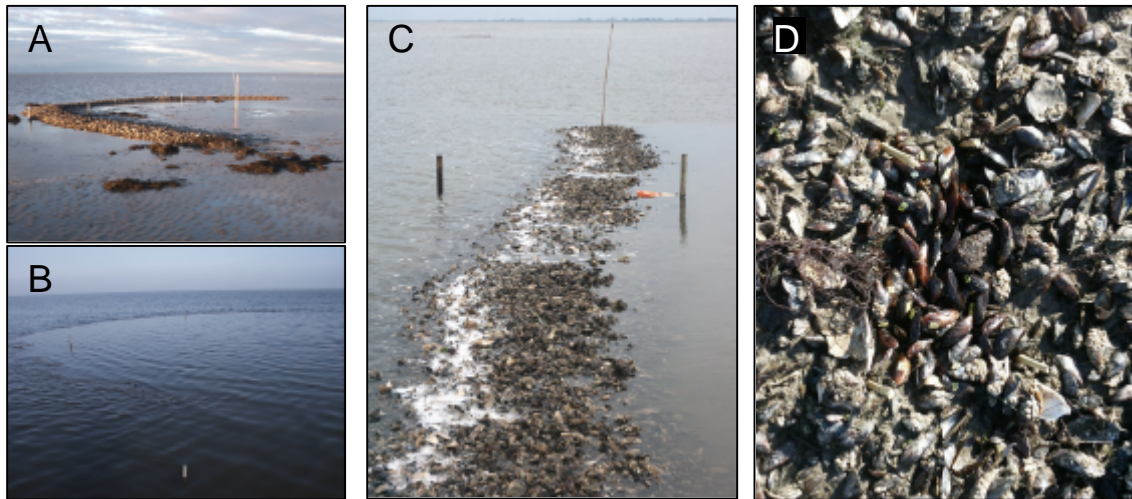


Figuur 3.21. Strandkrabben-aanwezigheid tijdens vloed. Locaties identiek aan 3.17. Gemiddelden met standaardfout.

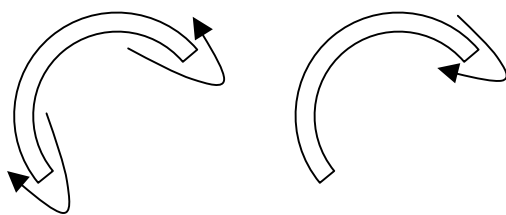
3.3.2 Algemene toestand stabilisatieconstructies

Mosselbanken

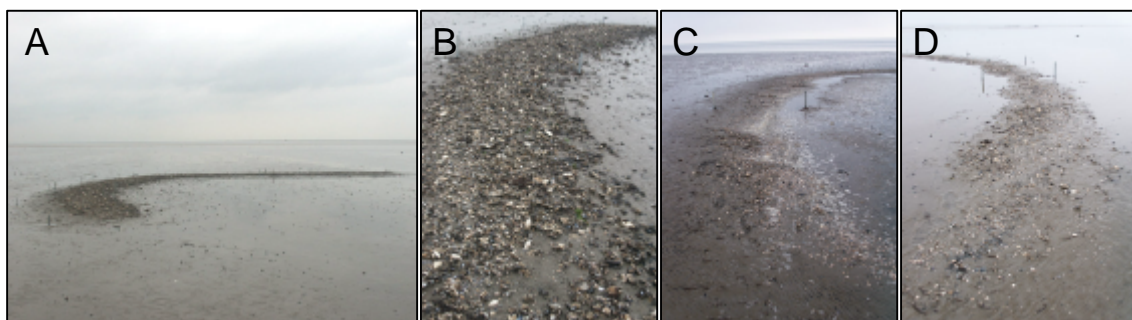
Op 24 september, ruim een week na aanleg, zagen de mosselbanken er goed uit, zoals te zien is op de foto's in Figuur 3.22. Ze waren alle zes nog intact en hadden een hoogte ten opzichte van het sediment die varieerde van 12-21 cm. De mosselen hadden zich stevig aan de kleischelpenlaag gehecht met hun byssusdraden. De mosselbedekking was 100% (Figuur A, C, D) en de hoeveelheid dode mosselen bedroeg minder dan 1%. De verwachting was dat de banken verder zouden groeien tot de gewenste hoogte van 30 cm boven het maaiveld. Te zien was dat er een duidelijke luwte ontstond direct achter de banken (B, C). Het water werd tijdens eb tegengehouden door de banken en bleef daardoor langer daarachter staan. Uiteindelijk stroomde dit ook weg, via de zijkanten, zoals weergegeven is in Figuur 3.23A. Daar ontstonden dan ook kleine geulen. Figuur 3.23B laat zien hoe het water bij vloed weer om de mosselbank stroomde. Dit was in principe omgekeerd aan het afstromen bij eb, al kwam het water nu eerst op langs de noordzijde en daarna pas via de zuidkant (waarneming 24 september en 4 november).



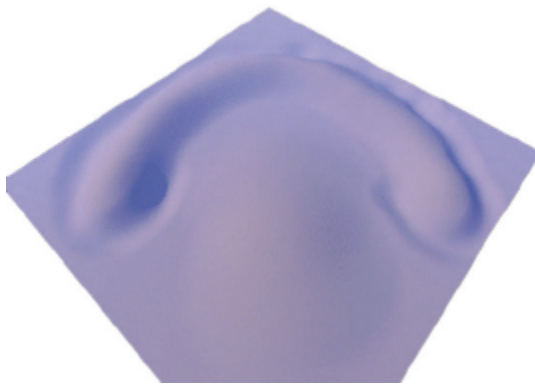
Figuur 3.22 Één van de aangelegde mosselbanken op het Balgzand, ruim een week na aanleg. A. Bij eb; B. Bij opkomend water; C. Bovenaanzicht van één uiteinde; D. Mosselbedekking op de bank.



Figuur 3.23. Stromingsgedrag van het water rond de mosselbanken. A. Tijdens afgaand water; B. Tijdens opkomend water.



Figuur 3.24 Verdwijning van de aangelegde mosselbanken op het Balgzand. A,B. Situatie 22 oktober; C,D. Situatie 4 november 2002.



Figuur 3.25 Schematische weergave van het geobserveerde sedimentatie- en erosiepatroon rond de mosselbanken. Een uitgebreidere analyse hiervan staat weergegeven in Figuur 3.23.

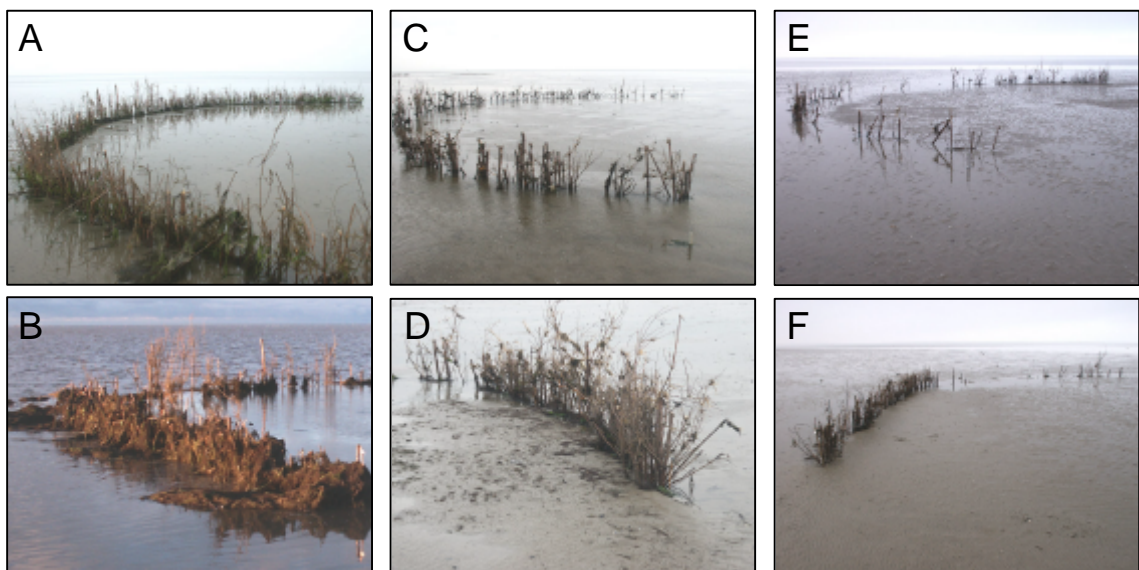
Bij sommige banken waren grote bulten *Gracilaria* aanwezig (zie Figuur 3.22A). Deze leken echter geen invloed te hebben op de mosselbanken.

Op 22 oktober, een maand na aanleg, was de mosselbedekking drastisch afgenomen (Figuur 3.24A en B); de mossellaag was grotendeels verdwenen. De diepste banken hadden de hoogste mosselbedekking, 10-15%, terwijl de banken op -15 cm een bedekking van minder dan 5% hadden; deze bedekking bestond voor ongeveer de helft uit levende mosselen en voor de helft uit lege mosselschelpen. Bij mosselbank 3 en 6 waren tevens delen van de structuur bijna geheel afgevlakt (respectievelijk op de zuid- en noordarm). Desondanks waren wel lichte erosie- en sedimentatiepatronen zichtbaar: vlak achter en in het midden achter de banken was sedimentatie opgetreden, terwijl daartussenin en rond de uiteindes van de banken juist geultjes waren ontstaan (ongeveer 5cm diepte). Vlak voor de banken (ten noordwesten) was sedimentatie opgetreden, terwijl juist iets verder er vanaf een geultje ontstond, ongeveer ter hoogte van de steigerbuizen. Dit is schematisch weergegeven in Figuur 3.25.

Op 4 november was alleen de kleischelpenlaag nog aanwezig (Figuur 3.24C en D), al was deze nog verder afgevlakt. Op een enkele grote na (>6cm) waren alle mosselen verdwenen. Ook waren er geen dode mosselen aanwezig.

Rijshouten schermen

Tijdens de aanleg van de laatste twee rijshouten schermen, twee weken na aanleg van de eerste vier, waren enkele van de vier die er al stonden licht beschadigd. Deze zijn toen hersteld met rijshout dat over was. In Figuur 3.22A en B zijn schermen te zien één week



Figuur 3.26 Toestand van de op het Balgzand aangelegde rijshouten schermen. A,B. Één week na aanleg; C,D Na zes weken; E,F; acht weken na aanleg.

na aanleg. Alle zes schermen waren toen nog grotendeels intact. Opvallend was de grote hoeveelheid macroalgen (*Ulva* en *Gracilaria*) die tegen de schermen aanlag (Figuur B). In tegenstelling tot bij de mosselbanken stroomde het water bij eb gewoon tussen de takken door af.

Op 22 oktober bleken grote delen van de schermen verdwenen (Figuur C), vooral de dunnere takken. Met name in het midden van de schermen waren veel takken verdwenen. De uiteindes waren over het algemeen het meest intact gebleven (Figuur D, F). Bij twee schermen echter waren de beschadigingen juist random verdeeld (Figuur C). Het sediment vlak om de takken heen was weggeërodeerd, waardoor het scherm in een soort gootje kwam te staan. Vooral de grote dikke takken hadden zich weten te handhaven, terwijl kleinere dunnere takken uitgespoeld waren, in sommige gevallen na eerst ook afgebroken te zijn ongeveer halverwege het bovengrondse deel.

Achter de schermen was sterke sedimentatie opgetreden, op het oog meer dan achter de mosselbanken (zie Figuur C, D en F). Twee weken later was nog slechts een fractie over van de oorspronkelijke aangebrachte takkendichtheid (Figuur E, F).

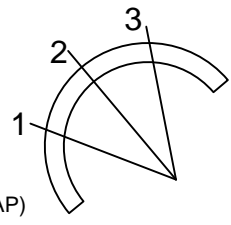
3.3.3 Kwantitatieve analyse

Nulmeting mosselbank

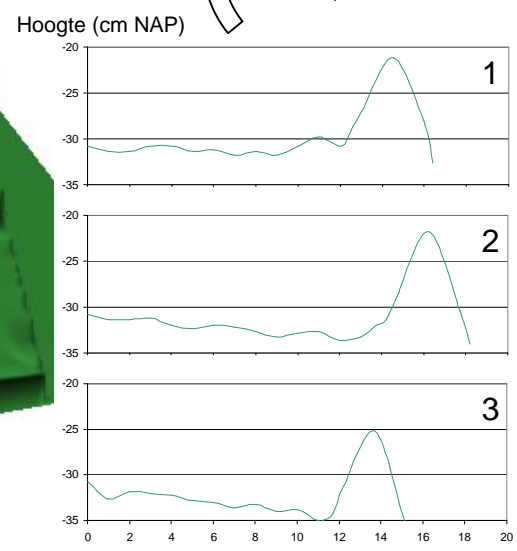
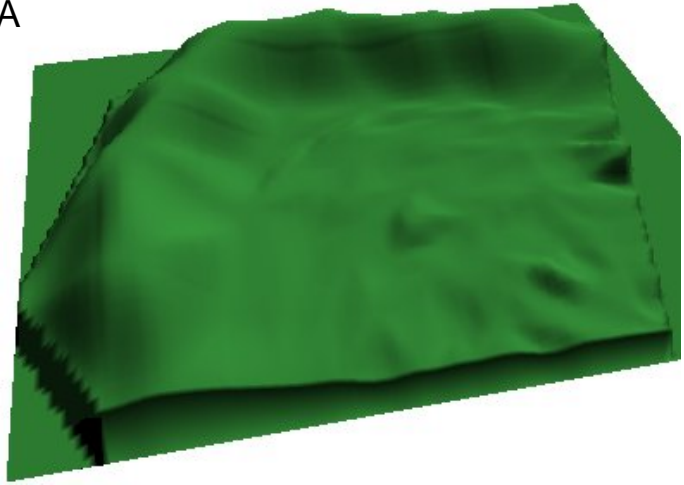
Op 20 september zijn metingen verricht aan en monsters verzameld op vier van de zes mosselbanken. De resultaten hiervan staan samengevat in Tabel 3.3. De mosselbanken verschilden niet van elkaar wat betreft grootteverdeling, dichtheid, hoogteprofiel, zeepokkenaan groei en byssusdraadmassa, met uitzondering van twee factoren. Ten eerste was de sliblaag significant dikker bij NAP -30 cm dan bij -15 cm. Daarnaast was de byssusdraadmassa significant hoger op de oost-west geöriënteerde dwarsraaien ('raai 1') dan op de noord-zuid geöriënteerde raaien ('raai 2').

Tabel 3.3 Nulsituatie-gegevens van vier van de zes op het Balgzand aangelegde mosselbanken (van Dijk en van Katwijk 2002).

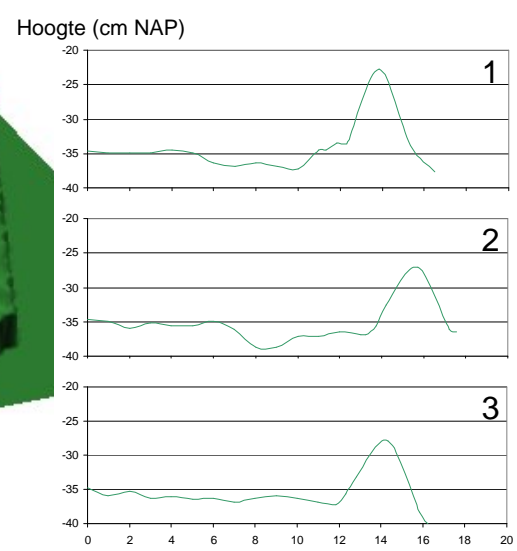
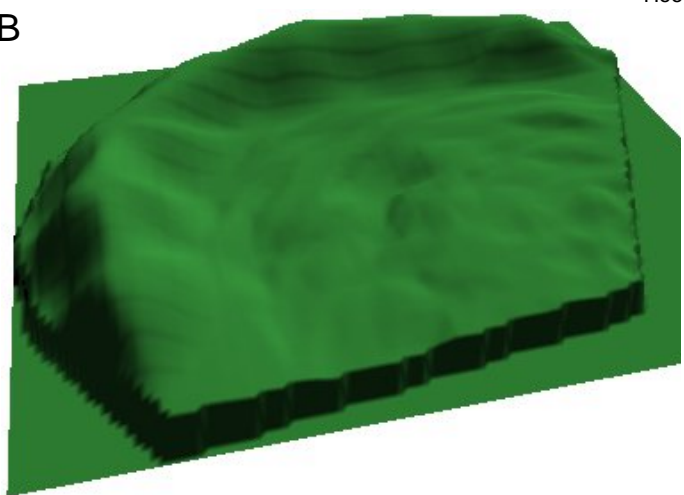
Mosselen	
Mediane lengte schelp	41,71 cm
Gemiddelde lengte schelp	40,61 cm (SD 6,93)
Aandeel mosselbroed (0,5-2 mm)	0 %
Aandeel juvenielen (2-20 mm)	3,41 %
Gemiddelde hoeveelheid pokken/mossel	0,20 g DW/mossel (SD 0,04)
Gemiddelde hoeveelheid byssus/mossel	0,015 g DW/mossel (SD 0,003)
Hoogteprofiel	
Gemiddelde dikte kleischelpenlaag	6,15 cm (SD 1,82)
Gemiddelde dikte sliblaag	2,42 cm (SD 1,49)
Gemiddelde dikte mossellaag (incl. slib)	7,21 cm (SD 2,26)
Maximale hoogtes mosselbank op dwarsraaien	
Mosselbank 1 raai 1	15,6 cm
Mosselbank 1 raai 2	16,4 cm
Mosselbank 2 raai 1	16,8 cm
Mosselbank 2 raai 2	20,9 cm
Mosselbank 4 raai 1	17,1 cm
Mosselbank 4 raai 2	11,6 cm
Mosselbank 5 raai 1	14,7 cm
Mosselbank 5 raai 2	11,5 cm



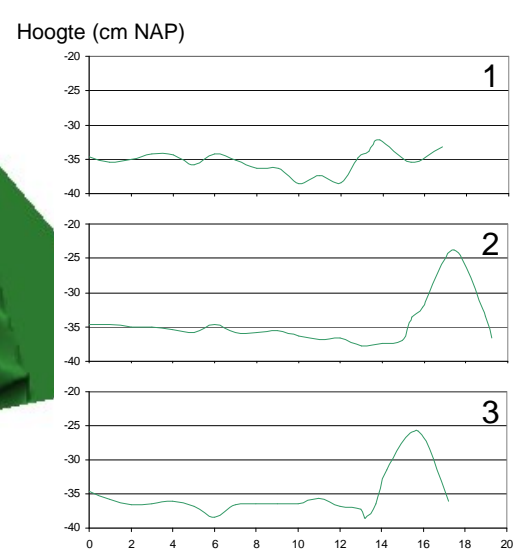
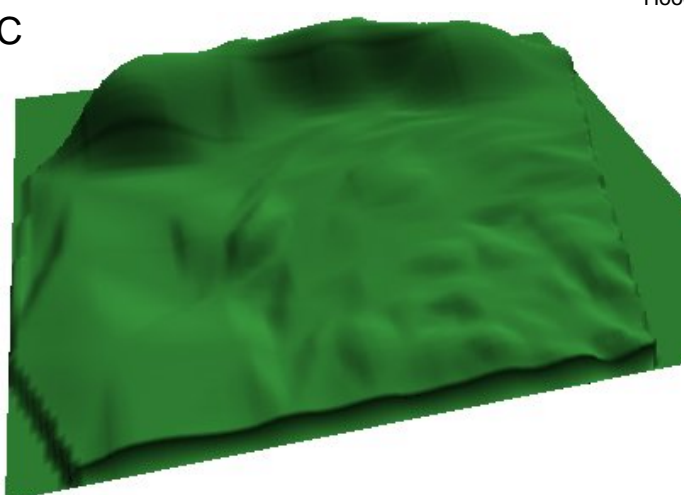
A

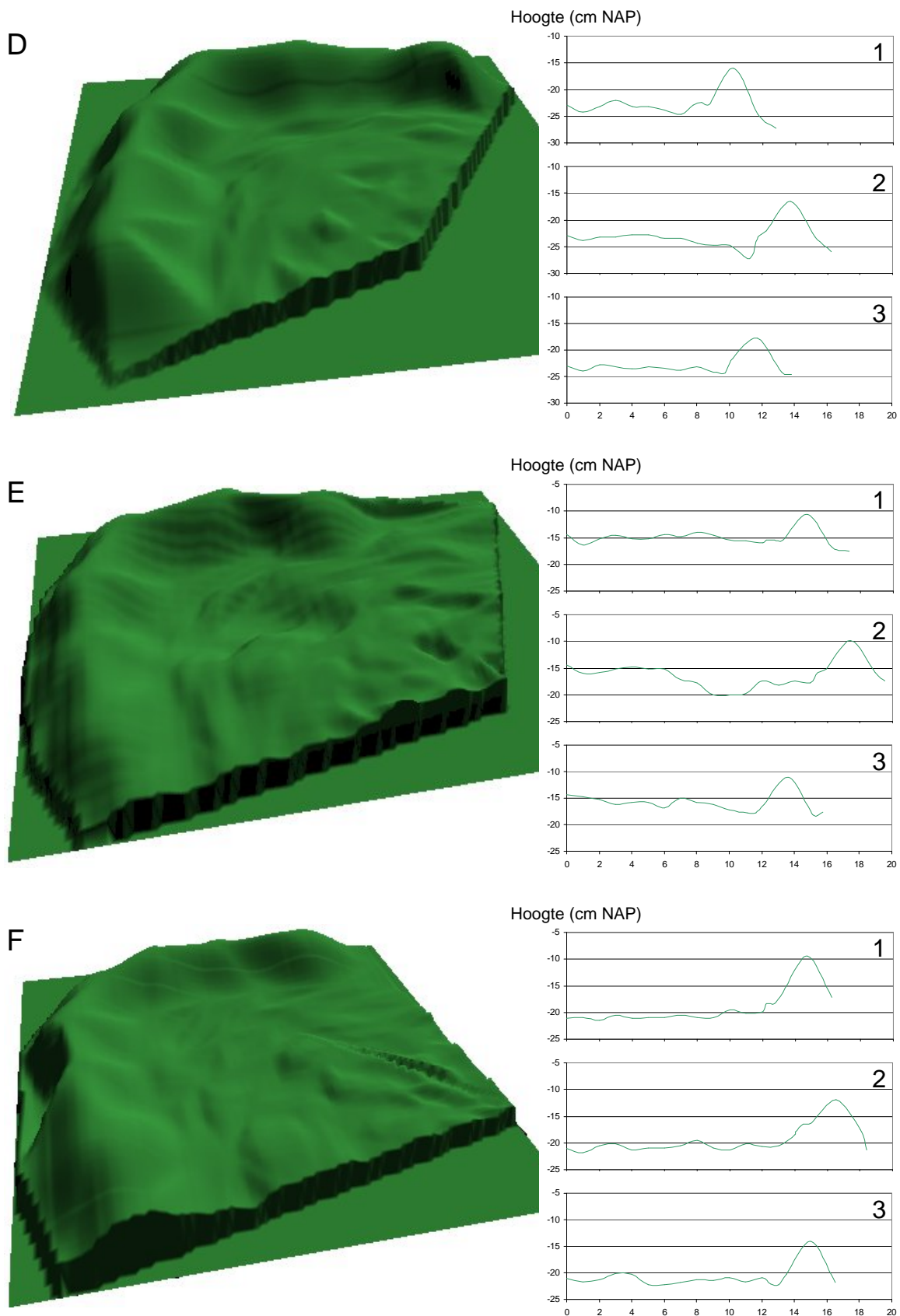


B



C





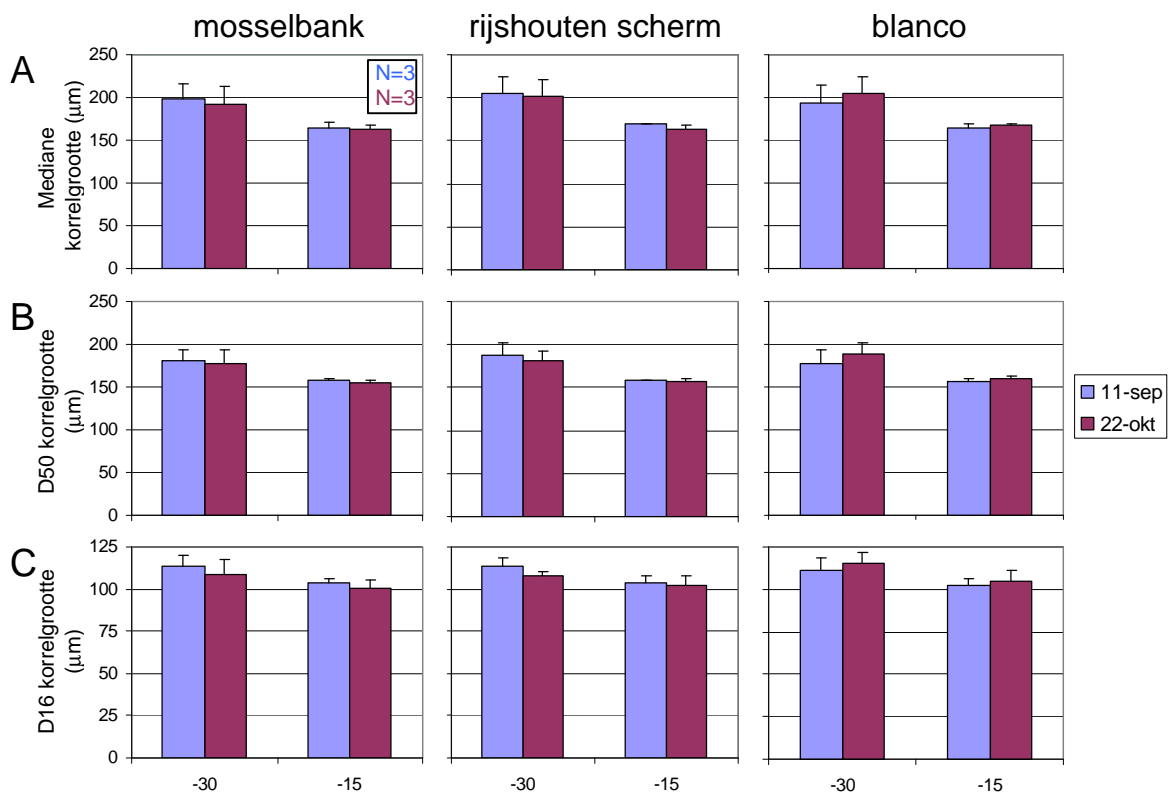
Figuur 3.27 Kwantitatieve analyse van de sedimentatie- en erosiepatronen achter de mosselbanken. Links is steeds een 3D-model weergegeven op basis van alle meetpunten (hoogte 5x versterkt ten opzichte van lengte en breedte). Rechts staan absolute hoogtewaarden weergegeven zoals gemeten op de dwarsraaien 3,5 en 7 (zie overzicht bovenaan en Figuur 2.8). A t/m F komen overeen met mosselbank 1 t/m 6.

Hoogteprofiel mosselbank

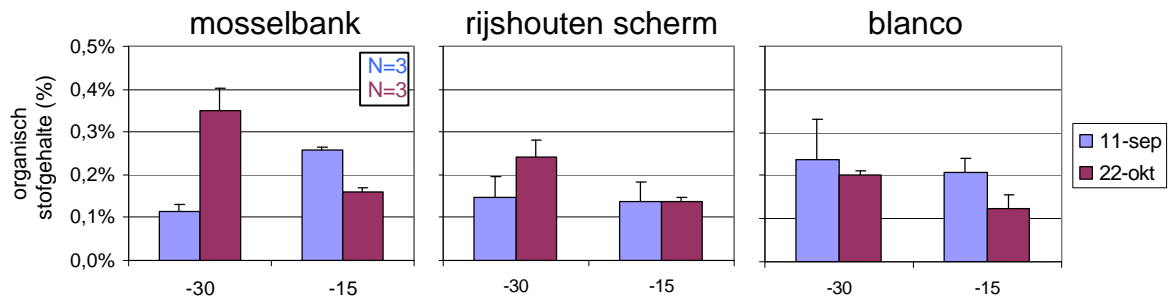
In Figuur 3.27 staan de hoogteprofielen weergegeven van alle 6 mosselbanken zoals gemeten op 21 oktober 2002. Deze monitoring is slechts één maal uitgevoerd, aangezien de mosselbanken op dat moment al sterk achteruit waren gegaan en later nog verder wegerodeerden en dus niet meer bruikbaar waren voor de experimenten. Links staat steeds het gemodelleerde 3D-profiel, rechts drie grafieken met gemeten absolute hoogtes op de raaien 3, 5 en 7 (1, 2 en 3 in het schema bovenaan Figuur 3.27). De hoogtes in het reliëf zijn 5x versterkt ten opzichte van de lengte en breedte, om de verschillen duidelijker naar voren te laten komen. Bij alle banken is de lichte ophoging zichtbaar rond het centrum van de halve mosselbank-cirkel, met name bij de banken 1, 2, 4 en 5. Ook uit de begeleidende grafieken valt dit af te leiden. Bij mosselbank 3 (Figuur C) is aan de zuidzijde voor een groot gedeelte afgevlakt, bij mosselbank 5 (Figuur E) is dit aan de noordkant het geval. De relatief diepe gaten in het midden achter bank 2 en 5 werden veroorzaakt door de daar aanwezige meetframes van de Informatiedienst Water van Rijkswaterstaat Directie Noord-Holland. Deze veroorzaakten namelijk lokaal erosie van het sediment.

Korrelgrootte en organisch stofgehalte achter stabilisatietechnieken

Figuur 3.28 laat de korrelgrootte zien van het sediment achter de mosselbanken, rijshouten schermen en blanco's voor de twee dieptes en twee meetdata. Zowel op 11 september als op 22 oktober was de mediane korrelgrootte op -30 groter dan op -15 (t-test $P < 0,01$). Te zien is dat de korrelgrootte van het sediment achter de stabilisatieconstructies bij de tweede meting af is genomen, terwijl deze bij de blanco juist is toegenomen. De regressie van de correlatie tussen de eerste en tweede meting



Figuur 3.28 Korrelgrootte van het sediment achter de stabilisatieconstructies, op moment van aanleggen (blauw), en na 40 dagen (bordeauxrood). A. Mediane korrelgrootte; B. D50, waarde ten opzichte waarvan de korrelgrootte van de helft van het sediment kleiner is; C. D16, waarde ten opzichte waarvan de korrelgrootte van 16% van het sediment kleiner is. Gemiddeldes met standaardfout.



Figuur 3.29 organisch stofgehalte van het sediment achter de stabilisatieconstructies, op moment van aanleggen (blauw), en na 40 dagen (bordeauxrood). Gemiddeldes staan weergegeven, met standaardfout.

achter de stabilisatieconstructies was significant ($R^2=0,960$; $P<0,001$; $N=12$), evenals die tussen de eerste en tweede meting op de blanco's ($R^2=0,704$; $P<0,05$; $N=6$).

In Figuur 3.29 staat het organisch stofgehalte van dezelfde sedimentmonsters weergegeven. Achter de beschermingsconstructies is op -30 al een duidelijke toename te zien van het organisch stofgehalte, terwijl deze bij de blanco, en bij -15 in alle gevallen, juist afneemt. De verschillen zijn echter alleen significant bij de mosselbanken (t-test, $P<0,01$).

4. Discussie

4.1 Zeegrasaanplant

4.1.1 Juni

De aanplant van juni 2002 is hoogstwaarschijnlijk verdwenen omdat deze te diep was uitgezet ten gevolge van een meetfout van de Informatiedienst Water, namelijk op gemiddeld NAP -22 cm in plaats van -5 cm. Hoe dieper zeegrasplanten staan, hoe langer ze blootgesteld worden aan golfdynamiek (van Katwijk & Hermus 2000). Eerdere veldexperimenten met beschermende kooien vormden een duidelijke aanwijzing voor de samenhang tussen diepte van de aanplant, waterdynamiek en overlevingskans van een aanplant. Uit veldexperimenten zonder beschermende maatregelen bleek dat de zone waarin aanplant succesvol kan zijn ca. NAP +15 tot -20 cm (van Katwijk & Schmitz 1993, Hermus 1995) terwijl Groot zeegras qua lichtlimitatie moet kunnen groeien in de range tot NAP -105 cm (van Katwijk & Hermus 2000). Groot zeegras bleek zich met bescherming wel uit te kunnen breiden tot een diepte van NAP -105 cm. De kooien bleken vooral een dempend effect op de waterdynamiek te hebben. Het aanplanten van zeegras vanaf -20 cm NAP heeft dus waarschijnlijk alleen zin met een bescherming die enkele jaren in stand blijft tot een gezond en dichtbegroeid zeegrasveld is ontstaan. In een groot veld beschermen de planten elkaar namelijk onderling tegen waterdynamiek.

4.1.2 Juli

De aanplant van juli had niet alleen een slechte overleving qua aantal, ook de kwaliteit van de overlevende planten was onder de maat. De hoeveelheid bloeistengels en zaden was erg laag, lager dan bijvoorbeeld de donorpopulatie op de Hond/Paap.

De oorzaak hiervan ligt waarschijnlijk *niet* in de volgende factoren:

- (Macro)algengroei
Bij uitbundige groei kunnen macroalgen soms hele vlakken sediment bedekken – met eventueel zeegras – dat daardoor anoxisch wordt (den Hartog 1994, Hauxwell *et al.* 2001). Dit seizoen echter was er sprake van slechts een kleine hoeveelheid macroalgen in vergelijking met voorgaande jaren (pers. comm. M. van Katwijk, N. Dankers). De maximale bedekking van macroalgen op de aanplantlocatie was 5%. Ook op de 1999-locatie was deze bedekking zo laag, terwijl dit in voorgaande jaren soms zo groot was dat de zeegrasplanten bijna niet terug te vinden waren (pers. obs. M. van Katwijk).
- Macrofauna
De enige aanwezige macrofauna waren wadpieren en strandkrabben. Deze kunnen als bioturbator optreden en zeegras omwoelen. Dit effect is bekend van Klein zeegrastransplantaties (Philippart 1994), maar niet gevonden bij Groot zeegras (van Katwijk *et al.* 2000b). Het aantal wadpieren bij de aanplant van 2002 viel binnen de range zoals waargenomen in natuurlijke zeegrasvelden (van Katwijk *et al.* 2000b), en zal hoogstwaarschijnlijk dan ook geen negatief effect hebben gehad op de overleving van de planten. Alikruiken en wadslakjes waren geheel afwezig; deze grazen epifyten van het zeegras af (Philippart 1995, Schanz *et al.* 2000). Het aantal bij laagwater aanwezige strandkrabben was maximaal 0,3 per plot, oftewel minder dan 0,1 m⁻². Vanaf een dichtheid van 1 per m² wordt de aanwezigheid van strandkrabben echter pas schadelijk geacht (Davis *et al.* 1998).

De slechte overleving van het zeegras van de juli-aanplant wordt waarschijnlijk veroorzaakt door een combinatie van de weersomstandigheden vlak na de aanplant, het tijdstip van aanplanten en de locatie (zie ook van Pelt & van Katwijk 2003):

- Weersomstandigheden.
Toevallige klimatologische omstandigheden kunnen grote invloed hebben op het succes van zeegrastransplantaties (Hermus 1995, den Hartog 1996, van Katwijk & Hermus 2000). Gedurende de eerste periode na de transplantatie, waarin de planten nog zeer kwetsbaar zijn, is er sprake geweest van een aanhoudende noordenwind in de Waddenzee, namelijk tussen de 3^e en de 10^e dag (zie van Pelt & van Katwijk 2003). Het noorden is de meest geëxponeerde hoek van het Balgzand. Een noordenwind zorgt voor een opstuwing van het water in de Balgzand-baai, vanwaaruit geen afstroming mogelijk is in zuidelijke, zuidwestelijke of –oostelijke richting. Dit verklaart de veldwaarneming op 17 juli dat er slechts zeer weinig water afstroomde bij eb. Dit komt niet altijd tot uiting in de waterstanden zoals die bij Den Helder en Den Oever gemeten worden (van Pelt & van Katwijk 2003). Een gemeten verhoging of verlaging bij Den Helder dan wel Den Oever betekent dus niet automatisch hetzelfde voor het Balgzand. Vanwege de expositie naar het noorden, kan een noordenwind meer grip krijgen op het water. Bij afstromend water in tegengestelde richting levert dit turbulentie op indien de waterlaag slechts 1-1,5 dm diep is (pers. comm. D. de Jong). In het veld werd dit op 31 juli waargenomen als een soort branding. Deze grote waterkracht kan een desastreus effect hebben op pas aangeplante zeegrasplanten die daar aan blootstaan. Daarnaast wordt hierdoor de troebelheid van het water verhoogd, vanwege opwervend sediment. Hierdoor worden de planten ook nog eens sterk beperkt in hun fotosynthese. Dit gebeurt niet alleen direct (hogere k-waarde), maar ook indirect, aangezien het slib weer neerslaat op de planten als het water rustiger wordt. Ook het feit dat de overleving van de *controle*-aanplant in juli op de juni-locatie na circa 3 weken een stuk lager is (0%) dan de juni-aanplant zelf na eenzelfde periode (34%) pleit voor bovengenoemde verklaringen.
- Ongunstig tijdstip.
Biologisch gezien is mei waarschijnlijk de meest gunstige maand om een zeegras-transplantatie uit te voeren. De planten zijn dan groot en sterk genoeg om zich te kunnen her-vestigen. Doorgaans worden aanplanten echter pas in juni uitgevoerd in verband met aanwezigheid van Rotganzen tot begin juni. Juli is een risicovolle periode aangezien de planten zich dan midden in hun groeifase bevinden. Veel energie wordt gestoken in het produceren van bloeistengels en bladgroei. Er is dus relatief minder beschikbaar om opnieuw te kunnen wortelen na een transplantatie. Bovendien zijn de bovengrondse delen relatief groter, waardoor er relatief en absoluut meer kracht op de wortels wordt uitgeoefend ten gevolge van de waterdynamiek. Echter, in het verleden hebben wel succesvolle aanplanten in juli plaatsgevonden (Hermus 1995).
- Ongeschiktheid locatie
Naast bovenstaande verklaringen is waarschijnlijk ook de locatie van aanplanten van grote invloed geweest op de overleving, zowel in juli als in juni:
 - Op de locaties B1 en B2 is sprake van een groot achterliggend afstromend gebied, namelijk de zuidhoek van het Balgzand (zie Figuur 2.1). Daardoor blijft nog lange tijd na het theoretische laagwatertijdstip water afstromen. Hierdoor treedt er gedurende langere tijd waterkrachtwerking op, dan op een locatie op vergelijkbare diepte vlak aan de dijk. Succesvolle aanplanten in het verleden op het Balgzand – zoals bijvoorbeeld in 1993 (Hermus 1995) – stonden veel dichter

bij de dijk dan dit seizoen (50-700 m i.p.v. 1300-1400 m) en waren tevens verder richting het noordwesten uitgezet. Ook de 1999-locatie staat zeer dicht bij de dijk, en valt per laagwaterperiode ongeveer 30-60 minuten langer droog dan B1 en B2 (pers. obs. S. van Pelt.) op eenzelfde hoogte ten opzichte van NAP.

- In vergelijking met de locaties van de (succesvolle) aanplanten in 1993 en 1999 is het sediment bij B1 en B2 harder (vergelijk Figuur 3.15 en 3.28). Dit is een direct gevolg van de waterdynamiek. Groot zeegras heeft juist baat bij een fijn sediment. In principe kan het zich echter ook op zandigere plekken handhaven (van Katwijk *et al.* 2002). De sedimenthardheid op B1 en B2 zou ook de afwezigheid van wadslakjes kunnen verklaren. Deze zijn namelijk vooral aanwezig op beschut gelegen locaties, met een slikkig sediment (Reise 1985, Schanz *et al.* 2002).

De donorpopulatie op de Hond/Paap stond op een slikkigere ondergrond; ook waren hier wel wadslakjes aanwezig.

- In juli werd waargenomen dat de overlevende planten een hoge epifytenbedekking hadden. Dit heeft een groot negatief effect op de fotosynthese. Er waren ook geen wadslakjes of andere grazers aanwezig, die deze epifyten zouden kunnen consumeren. Deze zijn wel dicht bij de dijk te vinden, onder andere op en nabij de 1999-populatie en de daar aanwezige macroalgen. Wadslakjes hebben geen probleem om verder gelegen locaties te bereiken (pers. comm. D. de Jong), dus hun afwezigheid is inderdaad mogelijk te wijten aan een minder beschutte ligging. De hoge epifytenbedekking is waarschijnlijk echter eerder een gevolg van de uitgebleven groei van de bladeren dan een oorzaak. De planten die in september nog aanwezig waren hadden echter een lagere epifytenbedekking, slechts 10-20%.

4.1.3 Reciproke aanplant

De reciproke aanplanten op de Hond/Paap waren zowel in juni en juli succesvoller dan de aanplanten op het Balgzand. Dit geeft aan dat de transplantatiemethode geen cruciale factor is voor de overleving, ofschoon de planten voor de reciproke aanplant geen transport hebben hoeven ondergaan. In het verleden (Hermus 1995) is deze transplantatiemethode ook al succesvol gebleken.

4.1.4 Oude aanplant

De aanplant van 1999 lijkt een stabiele vestiging te vormen op het Balgzand. De grote patches in het noordelijke deel van deze populatie zijn mogelijk meerjarig, aangezien meerjarige planten sneller een groter oppervlakte kunnen bestrijken dan éénjarige planten. De lokale omstandigheden lijken ook erg gunstig voor groot zeegras: het sediment is slikkig en heeft een korrelgrootte en organisch stofgehalte die in het midden van de range vallen van bestaande natuurlijke velden (van Katwijk *et al.* 2000b). Een slikkig sediment is ook gunstig voor de kieming van zaden (van Katwijk & Wijggers 2000). Daarnaast is de droogvalduur optimaal omdat de planten zich rond NAP bevinden en de waterafstroming bij eb snel verloopt, waardoor de planten geheel droog komen te liggen; waarschijnlijk worden ze tijdens de laagwaterperiodes voldoende vochtig gehouden door het vochtige slikkige sediment. Bovendien biedt de ligging in het noordwesten en dicht tegen de dijk extra beschutting en is het risico van opgestuwd water kleiner dan op B1 en B2. Tenslotte zijn er ook veel wadslakjes aanwezig.

Het risico dat deze locatie met zich meebrengt is echter uitbundige aanspoeling van macroalgen, aangezien deze zich met name concentreert in de strook vlak aan de dijk, en minder op plekken verder het wad op. Daarnaast is het mogelijk dat de saliniteit

lager is dan op de 1993 en B1-locaties, door de nabijheid van de spuisluis Oostoever en mogelijke zoete kwel vanuit de dijk. In 2002 zijn echter geen saliniteitsmetingen uitgevoerd op de 1999-locaties. In december 1998 is dit wel gebeurd. Toen werd een saliniteit van 15‰ gemeten, iets lager dus dan op de locaties van de stabilisatietechnieken in 2002. Een lage saliniteit vergroot de kans op bevrozing van het water en sediment. Dit ijs kan vervolgens gaan schuiven. Koude winters en ijsgang zijn in het verleden vaak samengegaan met een afname van zeegrasarealen (Davis & Short 1997, Morelissen 2000). Anderzijds is een lage saliniteit gunstig voor Groot Zeegras (Kamermans *et al.* 1999, van Katwijk *et al.* 1999). Tijdens de monitoring van 21 december was er veel ijs aanwezig aan de dijk, en ook op het wad waren sporen aanwezig die op schuiven van ijs duiden. Dit was ook zichtbaar op de 1999-locatie, maar desondanks waren nog wel planten aanwezig.

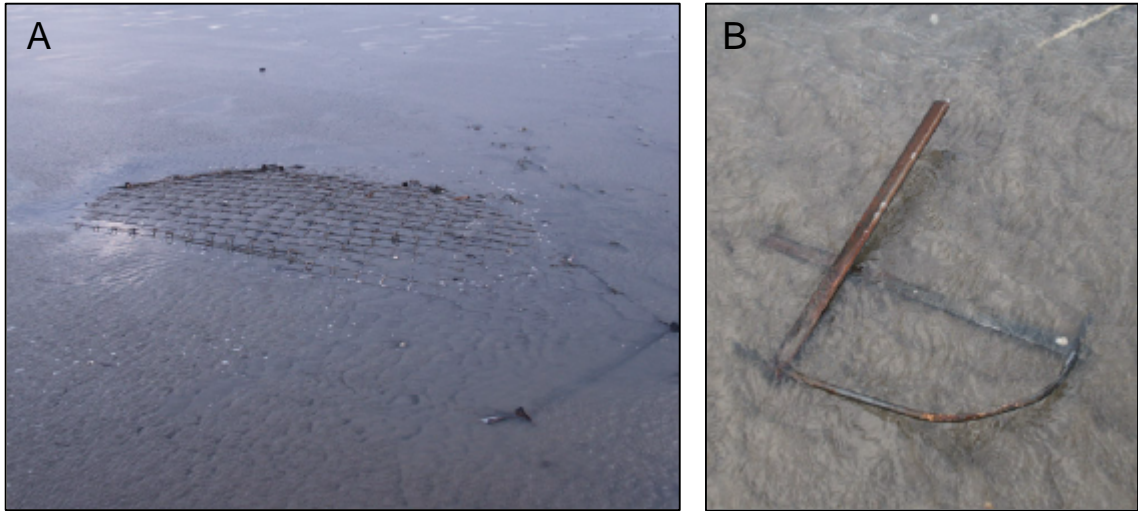
Er lijkt geen sprake te zijn van uitbreiding van het '1999'-veld; slechts de individuele planten nemen toe in areaal gedurende het seizoen. Mogelijk is het wegspoelen van de zaadstengels hier een belangrijke oorzaak van. Daarnaast is het mogelijk dat er überhaupt slechts weinig zaden gevormd zijn, omdat er maar een kleine kans is op kruisbestuiving aangezien de planten tamelijk ver uit elkaar staan en klein in aantal zijn. Veel van de gevormde zaden zullen dan ook uit zelfbestuiving zijn voortgekomen, wat kan leiden tot inteeltdepressie (Reusch 2001). Een mogelijke oplossing hiervoor zou kunnen zijn om extra *Z. marinae* uit te zetten vlakbij de 1999-planten. Hierdoor kan zowel meer kruisbestuiving als onderlinge bescherming plaatsvinden.

4.2 Zaadbehoudstechnieken

4.2.1 Netten

De netten leken geen sterk sedimentatiebevorderend effect te hebben op de plots. Onder de netten was hooguit één centimeter extra sediment terechtgekomen. Daarnaast lag per net slechts maximaal 30% van de mazen onder het sediment. Ook de oktoberstorm, en de hierdoor veroorzaakte verhoogde waterstand lijkt geen negatieve invloed te hebben gehad. Desondanks is het mogelijk dat er toch een verandering van waterdynamiek (bijvoorbeeld lichte turbulentie) optreedt rond de mazen wanneer het water er langs stroomt, al is dit als zodanig nooit door ons waargenomen. Ook is het mogelijk dat macroalgen een probleem zouden kunnen vormen in de zomer van jaren dat ze uitbundiger voorkomen dan in 2002. Deze waren binnen de netten namelijk meer aanwezig dan daarbuiten. Met name aan de randen van de plots hoopten deze zich op. Vooral *Gracilaria* blijft makkelijk in de netten zitten.

Noot: De gegevens van de zaadbehoudmonitoring van 3 februari 2003 vallen niet onder de onderhavige resultatenrapportage en zijn dan ook niet gepresenteerd, maar ze worden wel relevant geacht voor de discussie. Tijdens deze monitoring namelijk bleek de sedimentatie op de netten op alle locaties, maar met name op 1993, toegenomen. Ten opzichte van de omgeving waren de plekken echter niet veel opgehoogd (maximaal 1-2 cm). Daarnaast waren bij één net (1993-A) 10 van de 12 rekken geheel uit het sediment losgekomen en deels verbogen (zie Figuur 4.1), waarschijnlijk als gevolg van ijsgang. Ijsgang is op grote schaal opgetreden in de winter van 2002-2003 (pers. comm. N. Dankers). Een goede illustratie hiervan is tevens de verdwijning van bamboe-markeringsstokjes, zelfs op de 1999-locatie, waar ze al jaren aanwezig waren (pers. obs. auteurs). Een effect als hierboven beschreven van omgevingsfactoren op de zaadbehoudnetten kan voorkomen worden door de netten al eerder te verwijderen. Bij het



Figuur 4.1 Toestand zaadbehoudstechnieken op 3 februari 2003. De netten op 1993 zijn deels ondergeslibd (A) of losgekomen door vervorming van de rekken (B).

verwijderen wordt het sediment echter wel verstoord, waardoor het risico van vrijspoelen of juist verder de grond intrappen van zaden groter wordt. In 2002 was er dan ook voor gekozen om de netten te laten zitten, aangezien ze tot aan het begin van de winter slechts weinig gesedimenteerd waren.

4.2.2 Ingraven

Na het ingraven van de zaden zag het sediment er hetzelfde uit als zijn omgeving. Dat er geen erosie of sedimentatie opgetreden is is niet zo verwonderlijk aangezien de locaties maar éénmalig, zeer kort en zeer minimaal verstoord zijn. Hierdoor lijkt dit de techniek met de grootste succesverwachting voor zaadbehoud. Het werkelijke succes van deze variant ten opzichte van de netten-methode kan echter pas bepaald worden in de lente, wanneer de zaailingen opkomen.

Toepassing van deze techniek op hele planten (bijvoorbeeld op de aanplant van 2003) door deze in te graven, zal als negatief gevolg kunnen hebben dat de bovengrondse delen van de ingraven planten zullen afsterven. Deze sterfte zal vermoedelijk echter geen effect hebben op de zaden. Het afsterven van de scheuten kan voorkomen worden door alleen de bloeistengels in te graven. Dit is echter wel arbeidsintensiever.

4.2.3 Verschil locaties

Waterlaag

Op alle plots stroomde op beide monitoringsdata continu afgaand water langs, ook op de voorspelde laagwatertijdstippen. Deze waterlaag was het grootst op 1993, namelijk 3-5 cm. Op B1 was dit een stuk minder, 1-2 cm. Van B1 was bekend dat er sprake was van een lange afstromingsduur van het water (zie paragraaf 4.1.2), bij 1993 was dit niet verwacht, aangezien deze locatie dicht bij de dijk ligt (± 700 m) en in het verleden succesvol bleek voor zeegrastransplantaties. Bij de selectie ervan ten behoeve van de zaadbehoudstechnieken was deze waterlaag niet opvallend aanwezig. Deze locatie bevindt zich lokaal op het diepste punt (zie § 2.5.5) en heeft waarschijnlijk hierdoor een waterafvoerfunctie bij eb. Dit veroorzaakt een verhoogde waterdynamiek: er ontstaan wind-geïnduceerde golfjes die gedurende de gehele laagwaterperiode op de planten inwerken. Met name de lange duur van blootstelling aan golfslag is desastreus voor zeegras (van Katwijk & Hermus 2000). Deze hogere waterdynamiek kan een verklaring zijn voor de grotere sedimentatie van de netten op 1993. Opvriezing van deze laag en

vervolgens verplaatsing van het gevormde ijs door water en wind kan het vrijkomen en vervormen van de ijzeren rekken veroorzaakt hebben. Mogelijk zal deze waterlaag tevens een negatieve uitwerking hebben op eventueel opkomende zaailingen, aangezien deze ook op deze locatie langer bloot zullen staan aan waterdynamiek dan op wel droogvallende plekken. In het verleden is deze plek echter wel gunstig gebleken, al lag deze toen nog lager t.o.v. NAP (pers. comm. K. Hermus). Ook zaailingonderzoek wees uit dat een laagje (stilstaand) water gunstig kan zijn (van Katwijk & Wijgergangs 2000). Op B1-10, welke het hoogste ligt, is het effect van de waterdynamiek waarschijnlijk het kleinst van de drie locaties, aangezien de waterlaag het kleinst is, en deze de hoogste ligging heeft. Qua slikgigheid lijken alle drie locaties geschikt voor een zeegrasaanplant. De mediane korrelgrootte is met een gemiddelde van 137 μm tamelijk groot, maar valt binnen de range van 45-145 μm , waarvan bekend is dat er in Nederland Groot zeegras voorkomt (Van Katwijk *et al.* 2000b). Het organisch stofgehalte van de bodem is wel lager dan gemeten in natuurlijke velden. Ook is deze lager dan op de 1999-locatie.

Fauna

Op de 1993-locatie was de hoeveelheid macrofauna (voor zover gemonitord) het grootst. *Hydrobia ulvae* was veelvuldig aanwezig tijdens de eerste monitoring en ook *Arenicola marina* was wat betreft faeces dominant op 1993. De eerste soort heeft een positief effect op de ontwikkeling van de eventuele zaailingen doordat deze epifyten begraast (Schanz *et al.* 2000), en is daarnaast een aanwijzing voor een beschutte ligging van de locatie (Reise 1985, Schanz *et al.* 2002). In september waren dit er zelfs meer dan uit een eerdere studie van bestaande zeegrasvelden bekend was (van Katwijk *et al.* 2000b). Op de zaadbehoud-locaties op het Balgzand waren echter minder wadslakjes aanwezig dan op de gemonitorde locatie op de Hond/Paap.

De grotere dichtheid van wadpierenhoopjes op 1993 ten opzichte van B1 en B2 komt overeen met resultaten van een eerdere wadpierenstudie (Beukema & de Vlas, 1979). Hierin is een dichtheidskaart van *Arenicola* op het Balgzand opgesteld, waaruit afgeleid kan worden dat de hoeveelheid wadpieren op de zeegrasaanplantlocaties (op B1) en 1993 met elkaar vergelijkbaar is, en dat deze groter is dan op de zaadbehoudlocaties op B1. De aantallen op alle locaties komen overeen met die in natuurlijke zeegrasvelden (van Katwijk *et al.* 2000b). *Arenicola* heeft bij de aangetroffen dichtheden waarschijnlijk geen effect op de overleving van Groot zeegras (van Katwijk *et al.* 2000b).

Op basis van het bovenstaande is de verwachting dat op B1-10 de opkomst van zaailingen het grootst zal zijn. De duur en kracht van de waterdynamiek worden hierbij als belangrijkste factoren beschouwd. Lag de 1993-plek wat verder naar de dijk (buiten de waterafvoerende geul), dan was de zaailingopkomst daar vermoedelijk het grootst geweest.

4.3 Stabilisatietechnieken

4.3.1 Referentiemetingen

Bodemwater

Nutriënten- en ionenconcentraties van het bodemwater verschillen zeer sterk tussen natuurlijke zeegras-locaties (van Katwijk *et al.* 2000b), waaruit afgeleid kan worden dat zeegras zich in een grote variëteit aan bodemwatersamenstellingen kan handhaven. Groot zeegras is aangepast aan lage nutriëntenconcentraties (o.a. Hemminga *et al.* 1991, Pedersen & Borum 1992). De nutriënten- en ionenconcentraties van het bodemwater op

de locaties van de stabilisatieconstructies vallen grotendeels binnen de range van waardes zoals gemeten in bestaande (Nederlandse) zeegrasvelden (van Katwijk *et al.* 2000b). Een aantal waardes wijken echter af: ten eerste is de saliniteit lager dan in bestaande velden, waarschijnlijk door grote zoetwaterinvloed op het Balgzand. Dit lage zoutgehalte valt echter nog binnen de tolerantiegrenzen van *Zostera marina* (Tutin 1938, Luther 1951, Wium-Andersen & Borum 1984). Tevens is een laag zoutgehalte gunstig voor de kieming en productiviteit van *Z. marina* (Hootsmans *et al.* 1987, Kamermans *et al.* 1999). Daarnaast vergroot het de tolerantie voor eutrofiëring (van Katwijk *et al.* 1999). De saliniteit kan echter zowel spatieel als temporeel sterk fluctueren en zou daarom dan ook vaker gemeten dienen te worden. De concentratie nitraat is laag ten opzichte van natuurlijke velden, maar wel significant hoger dan gemeten op de Hond/Paap; daarnaast is de concentratie van de spoorelementen Zn en Al lager dan in bestaande velden, en Mn juist hoger (van Katwijk *et al.* 2000b). Uit het bovenstaande kan geconcludeerd worden dat het bodemwater op de stabilisatielocaties aanwezigheid van Groot zeegras toestaat.

Fauna

Het aantal strandkrabben bij hoogwater is dusdanig laag (minder dan 1 m⁻²), dat geen negatief effect verwacht kan worden op een daar aanwezig zeegrasveld (Davis *et al.* 1998). Ook *Arenicola* (zie paragraaf 4.1.2) en *Nereis* hebben waarschijnlijk geen negatief effect op Groot zeegras. Van *Nereis* is bekend dat ze zaden van *Zostera noltii* eten (Reise 1985, Hughes *et al.* 2000). Het effect op *Zostera marina* is niet onderzocht. Vermoedelijk is dit effect kleiner dan op *Z. noltii*, aangezien *Nereis* voornamelijk op hoger gelegen delen van het wad aanwezig is dan waar *Z. marina* groeit. De totale afwezigheid van wadslakjes en alikruiken op deze locaties zou enerzijds een negatieve invloed kunnen hebben gehad op een zeegrasaanplant omdat deze epifytengroei tegengaan (zie paragraaf 4.2.3). Anderzijds is hun afwezigheid ook een aanwijzing voor een minder beschutte ligging. Op alle onderzochte zeegrasvelden in de studie van van Katwijk *et al.* (2000b) waren wel grazers aanwezig.

4.3.2 Mosselbankontwikkeling

Meteen na aanleg was de beschermende werking van de mosselbanken al zichtbaar aan de afwezigheid van golven op het wateroppervlak achter de banken (zie Figuur 3.18). Ook was de korrelgrootte van het sediment achter de constructies na vijf weken al significant afgenomen ten opzichte van de blanco's. Ook het organisch stofgehalte, dat negatief gecorreleerd is aan de korrelgrootte, liet al een toename zien ten opzichte van de blanco's in sommige gevallen. De korrelgrootte en het organisch stofgehalte waren op dat moment respectievelijk groter en kleiner dan gemeten in bestaande Nederlands zeegrasvelden (van Katwijk *et al.* 2000b). Het zou dus kunnen dat het sediment op dat moment nog te zandig was voor Groot zeegras. In zeegrasvelden in het buitenland is *Zostera marina* echter ook waargenomen op zandigere plekken dan in Nederland. Ook was de verwachting dat indien de stabilisatieconstructies zich zouden hebben gehandhaafd de zandigheid achter deze structuren nog verder zou afnemen. Zeegrasaanplant achter beschermingsconstructies (natuurlijk dan wel kunstmatig) is dus waarschijnlijk een goede mogelijkheid om gebieden te koloniseren die relatief lang blootstaan aan waterdynamiek. De meest geschikte plekken voor een zeegrasaanplant achter de mosselbanken voor zeegrasaanplant zouden pas met zekerheid vastgesteld hebben kunnen worden na meerdere sedimentatiemetingen (waarmee de exacte hoogteverschillen gevolgd konden worden in de tijd) en een langere monitoringsperiode. Door het verdwijnen van de mosselen was dit helaas niet mogelijk.

Na raadpleging van diverse mosselexperts is de conclusie getrokken dat het verdwijnen van de aangelegde mosselbank zeer waarschijnlijk aan vogelpredatie (met name meeuwen en scholeksters) te wijten is (pers. comm. N. Dankers). De hechting van de mosselen met byssusdraden is namelijk wel goed verlopen. De eerste grote storm (27 oktober) kwam pas nadat het grootste deel van de mosselen verdwenen was. Ook kan vogelpredatie de aanvankelijk betere overleving op NAP –30 cm verklaren, deze heeft immers een kortere droogvalduur. Door G. Nehls en M. Ruth zijn in 1998 ook littorale mosselbanken (40-60 ton) aangelegd, bij Pellworm (oostelijke Waddenzee). Deze verdwenen ook binnen enkele weken, vermoedelijk door vogelvraat. Bij Schiermonnikoog en het Oort zijn echter wel succesvol mosselruggen neergelegd door respectievelijk de RUG en LNV (pers. comm. J. de Vlas). Aanleg van een mosselbank zou waarschijnlijk een grotere kans van slagen hebben – maar nog steeds risicovol zijn – in de buurt van een bestaande mosselbank, omdat de predatiedruk dan over een groter oppervlak verdeeld wordt. Een goed alternatief is om gebruik te maken van al aanwezige mosselbanken. Deze bevinden zich zowel op het Balgzand, als in de beschutte Mokbaai (Texel). Toepassing van kuikengas, in het oorspronkelijke plan was beschreven als optie om het substraat bijeen te houden, zou vogelpredatie niet kunnen hebben verhinderd.

4.3.3 Rijshouten schermen

De schermen, aangelegd in 2002, zijn te kwetsbaar gebleken. Dit werd mogelijk veroorzaakt door een combinatie van niet voldoende duurzaam/sterk materiaal (sparrenhout) en de geringe diepte waarmee ze in het sediment zijn gestoken. Ook de ingevangen macroalgen kunnen aan de afbraak van de schermen hebben bijgedragen. Ondanks de snelle beschadiging en verdwijning van de constructies ging ook hier een beschuttende werking van uit, af te leiden uit de afgenomen korrelgrootte achter de schermen. Wel trad er tamelijk veel sedimentatie op achter de constructies; de verwachting was echter dat dit zich na verloop van tijd zou stabiliseren. Door steviger materiaal te gebruiken, en deze (machinaal) tenminste voor 3/5 deel in het wad te steken zouden misschien wel relatief duurzame schermen verkregen kunnen worden. Het aanleggen van rijshouten dammen – dennenhouten paaltjes in een enkele of dubbele rij met een open vlechtwerk van (dennen)takken, zoals toegepast wordt bij de Groninger kwelderwerken – is ook een mogelijkheid, maar dit kan turbulente wervelingen veroorzaken, en biedt daardoor ook geen zekerheid van slagen. Bij het experiment bij Stryp, Terschelling (zie § 2.6.2) is gebruik gemaakt van wilgentenen. Dit materiaal is waarschijnlijk sterker en duurzamer dan het sparrenhout dat bij de huidige rijshouten schermen gebruikt is.

5 Conclusies & Aanbevelingen

5.1 Samenvatting ervaringen 2002

Hieronder staan de ervaringen van 2002 kort samengevat:

- zowel een aanplant in juni als in juli verdwenen binnen enkele weken, waarschijnlijk als gevolg van respectievelijk het uitzetten op een verkeerde diepte en ongunstige weersomstandigheden (zie van Pelt & van Katwijk 2003). Daarnaast heerste op de geselecteerde locaties mogelijk een te sterke waterdynamiek.
- op een locatie in het noordwesten van het Balgzand zijn 26 *Zostera marina* planten gevonden die afkomstig zijn van experimenten uit eind 1998 en begin 1999.
- Acht van de negen als zaadbehoudstechniek aangelegde netten bleven goed liggen gedurende tenminste zes maanden en werden niet sterk beïnvloed door hun omgeving wat betreft sedimentatie. Één van de netten is echter beschadigd en grotendeels losgekomen, waarschijnlijk ten gevolge van ijsgang in de winter.
- Zes aangelegde mosselbanken verdwenen binnen twee maanden, waarschijnlijk als gevolg van vogelvraat
- Zes rijshouten schermen verdwenen eveneens binnen twee maanden, waarschijnlijk als gevolg van niet voldoende duurzaam gebleken materiaal

Aan de hand van de ervaringen die in 2002 opgedaan zijn kunnen de onderstaande conclusies getrokken worden en een aantal aanbevelingen voor het verdere traject gemaakt worden:

5.2 Algemeen

1. de bevindingen in 2002 bevestigen nog eens het belang van risicospreiding in ruimte en tijd en het belang van zorgvuldige selectie van locaties. Dit is ook de kern van het Plan van Aanpak (van Katwijk *et al.* 2002).

Aanbeveling 1: *Blijf alle activiteiten zoveel mogelijk in zowel ruimte (meerdere locaties, dieptes en aanplantdichtheden) als tijd (meerdere jaren) spreiden.*

5.3 Aanplant

2. Delen van het Balgzand bieden geschikte omstandigheden voor aanplanten van Groot zee gras: bodemwater- en sedimentsamenstelling, evenals macrofauna- en macroalgaanwezigheid zijn op bepaalde plekken gunstig. Daarnaast houdt een *Zostera marina* populatie in het noordwesten van het gebied al stand sinds 1999. Ook zijn *Ruppia maritima* en *Zostera noltii* aanwezig.
3. Locaties B1 en B2 binnen het Balgzand zijn mogelijk te dynamisch voor *Z. marina* aanplant. Ze zijn relatief dynamisch ten opzichte van hun hoogteligging door de trage afwatering bij eb. Ook zijn deze locaties mogelijk te zandig, hoewel binnen de range die in natuurlijke zee gras velden wordt aangetroffen.

Aanbeveling 2: *Plant Groot zee gras aan in de buurt van de succesvolle 1999-populatie. Kies daarnaast een tweede locatie, bijvoorbeeld in de buurt van de Klein zee gras standplaatsen ten zuidwesten van de 1993-locatie*

Aanbeveling 3: *Richt bij de locatieselectie, naast de gebruikelijke selectiekenmerken zoals beschreven in §2.1.2 en in van Katwijk et al. 2002, extra aandacht op een goede afwatering bij eb. Een laagje water dat bij laagwater blijft staan is weliswaar gunstig voor de ontwikkeling van zeegras, maar het mag geen afwateringsgebied zijn of een watervlakte die zo groot is dat er zich golfdynamiek kan ontwikkelen.*

Aanbeveling 4: *Monitor de 1999-populatie uitgebreider om kenmerken (meerjarigheid, individuele groei, zaadvorming) en standplaatsvoorwaarden nog beter in kaart te brengen.*

5.4 Zaadbehoudtechnieken

4. Het succes van de zaadbehoudtechnieken kan pas in het voorjaar bepaald worden.
5. De in 2002 gebruikte netten hebben geen sterke sedimentatiebevorderende invloed in vergelijking met hun omgeving.
6. In de winter is er kans op beschadiging van de constructies door ijsgang. In de praktijk is dit bij één van de negen netten opgetreden. Dit valt mee gezien de op grote schaal opgetreden ijsgang in de winter van 2002-2003 (pers. comm. N. Dankers, K. Hermus).
7. Ingraven van zaden en zaadstengels oefent geen invloed uit op de omgeving.

Aanbeveling 5: *Indien netten als techniek succesvol blijken, verwijder ze dan bij een volgend gebruik vóór aanvang van de winter om het risico op beschadiging door ijsgang te beperken.*

Aanbeveling 6: *Monitor de kieming van Groot zeegras op de zaadbehoud- én de 1999-locaties, om succes- en faalfactoren voor het opkomen van zeegras in het voorjaar uitgebreider vast te stellen.*

5.5 Stabilisatietechnieken

8. (Aangelegde) mosselbanken hebben een beschuttende werking op het achterliggende gebied.
9. Bij aanleg van een mosselbank dient vogelpredatie voorkomen te worden.
10. Rijshouten beschermingsconstructies brengen veel onzekerheden met zich mee. Wilgentenen zijn waarschijnlijk duurzamer dan sparrenhouten takken.

Aanbeveling 7: *Leg geen nieuwe beschermingsconstructies aan, tenzij het risico op vogelpredatie voorkomen of sterk verminderd kan worden, bijvoorbeeld door ze aan te leggen nabij bestaande mosselbanken.*

Aanbeveling 8: *Maak gebruik van al aanwezige, natuurlijke structuren op het Balgzand en in de Mokbaai als alternatieve beschermingsconstructie.*

Alle aanbevelingen zijn verwerkt in de opzet en voorbereidingen van het vervolgtraject (zie product H). In 2003 zullen nieuwe aanplantlocaties geselecteerd worden, namelijk bij bovengenoemde 1999-locatie en in de buurt van een aantal Klein zeegras-vindplaatsen op het Balgzand. De locaties met *Zostera noltii* waren namelijk tevens de plek van eerdere Groot en Klein zeegrasaanplanten die in het verleden succesvol waren gedurende één groeiseizoen. Bovendien komen *Zostera noltii* en *Z. marina* vaak bij elkaar voor in noordwest Europa en komen hun standplaatsvoorwaarden deels overeen (de Jong en de Jonge 1989). Tevens zal de beschermende werking van natuurlijke mosselbanken op een zeegrasaanplant onderzocht worden op het Balgzand en in de Mokbaai. Daarnaast zal de beste zaadbehoudstechniek vastgesteld worden en toegepast worden op de aanplant van 2003.

6 Dankwoord

Veel dank gaat uit naar alle vrijwilligers wier grote inzet, in het veld en in het lab, er voor gezorgd heeft dat alle activiteiten voorspoedig zijn verlopen en de sfeer altijd gezellig was, ook na afloop van de werkzaamheden: Horst Wolter, Olga Meulenbroek, Edwin Geven, Inge Mutsaers, Lennart de Nooijer, Gijs Doeglas, Geertje de Kort, Claudia van Zoelen, Mieke Jansen, Camilla Roos, Gabi Osenhauser, Aukje Olthuis, Rinus van Pelt, Ellis Schipper, Lourdes Valverde, Robbert Thijssen, Jan Kuiper, Maartje Schillings, Tim van Pelt, Gertjan Geerling, Hanneke van Dijk, Rogier van Viegen, Ilse, Ko en Paul. Daarnaast willen we Piet-Wim van Leeuwen en André Meijboom van Alterra Texel bedanken voor hun bijdrage aan het aanleggen en monitoren van de stabilisatietechnieken. Ook zijn we dank verschuldigd aan Klaas Groenveld en Roland Koolhaas (Informatiedienst Water RWS DNH) voor de (vele) hoogtemetingen op het Balgzand. Dank ook aan Germa Verheggen-Kleinheerenbrink (KUN) en Joop Nieuwenhuize (NIOO-CEME) voor de assistentie bij het uitvoeren van de bodemwateranalyses, en aan Henk van der Veer en Hans Witte (NIOZ) voor het uitvoeren van de krabbentellingen bij hoogwater. Graag willen we ook de bemanning van de Phoca (LNV), Omdraai (Alterra Texel), Zilvervis (NIOZ), Regulus en Capella (RWS DNN) bedanken voor het essentiële vervoer over water en de goede verzorging onderweg met koffie en thee. Alles zou niet mogelijk zijn geweest zonder de medewerking van Stichting Noord-Hollands Landschap: Meindert Otter voor het steeds verschaffen van toegang tot het Balgzand en Ron van 't Veer voor de coördinaten van de snavelruppia-standplaatsen. Vanuit de KUN zijn alle activiteiten continu ondersteund door het 'zeegras-team': Karin Hermus, Dirk Hilbers, Sandra van Dijk en Martin Versteeg.

Tenslotte willen we de stuurgroep van het huidige project – Zwanette Jager (RIKZ), Gert Jan Rotmensen (RIKZ), Marco van Wieringen (RWS DNH), Ruud Bout (KUN) en Adelbert Smal (KUN) – bedanken voor hun bijdragen aan dit project in 2002 (zowel tijdens vergaderingen als op het wad) en voor hun verbeteringen van en aanvullingen op een eerdere versie van dit rapport, evenals de begeleidingscommissie – Dick de Jong (RIKZ), Jaap de Vlas (RIKZ), Karel Essink (RIKZ), Sietze Braaksma (LNV Directie Noord) en Aante Nicolai (RWS DNN).

7 Literatuurreferenties

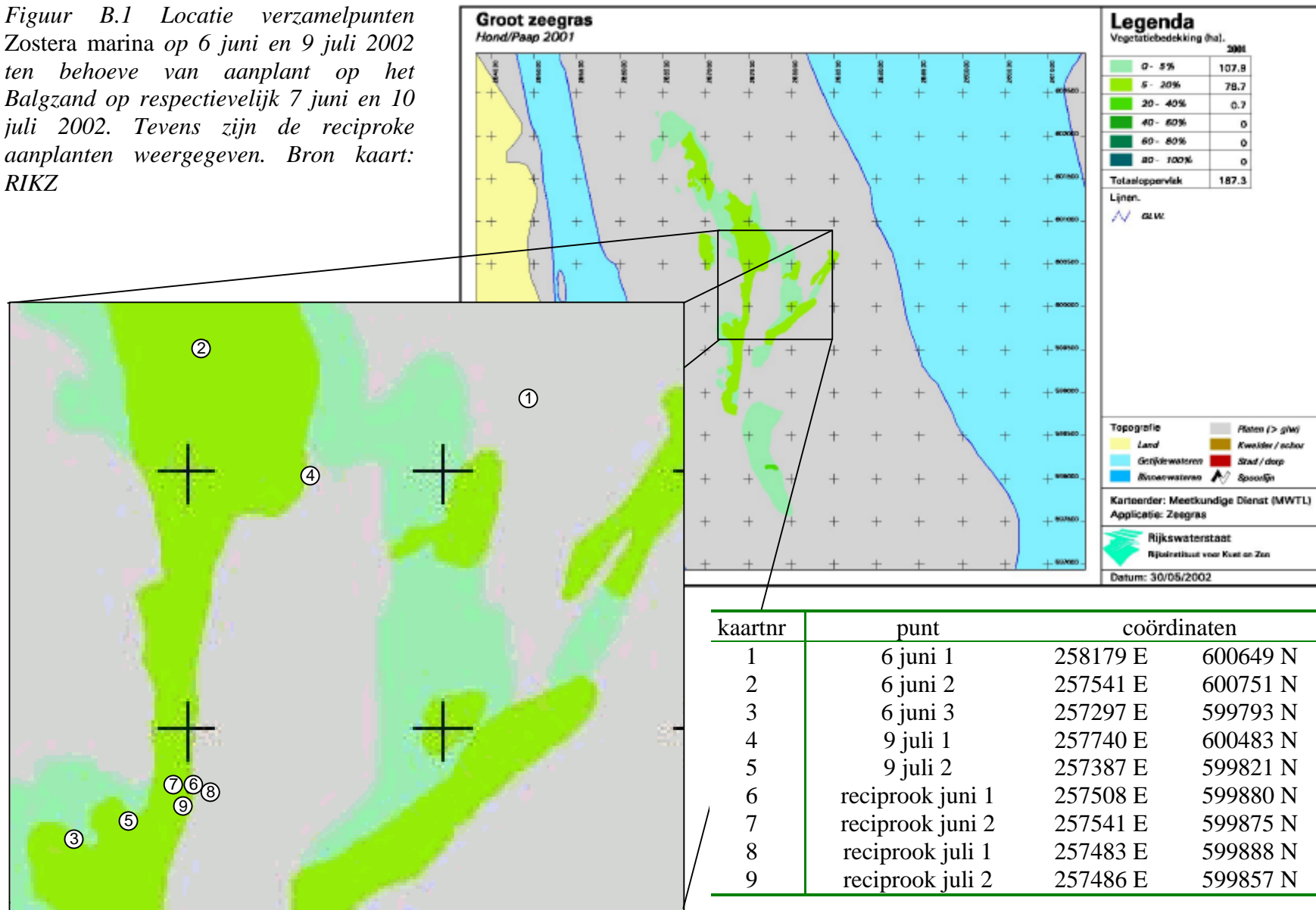
- BEUKEMA JJ & DE VLAS J (1979) Population parameters of the lugworm, *Arenicola marina*, living on tidal flats in the Dutch Wadden Sea. *Neth J Sea Res* 13 (3/4):331-353
- DAVIS RC & SHORT FT (1997) Restoring eelgrass, *Zostera marina* L., habitat using a new transplanting technique: The horizontal rhizome method. *Aquat Bot* 59:1-15
- DAVIS RC, SHORT FT & BURDICK DM (1998) Quantifying the effects of green crab damage to eelgrass transplants. *Rest Ecol* 6:297-302
- DE JONG DJ & DE JONGE VN (1989) Zeegras *Zostera marina* L., *Zostera noltii* Hornem.. Een ecologisch profiel en het voorkomen in Nederland. *Nota GWAO-89-1003 Rijkwaterstaat Tidal Waters Division, The Netherlands*
- DE JONGE VN (1990) Schade door kokkelvisserij en mosselzaadvisserij aan restanten van zeegrasvoorkomens in Waddenzee en Eems estuarium. *Notitie GWWS-90.12062 Rijkwaterstaat Tidal Waters Division, The Netherlands*
- DE JONGE VN & DE JONG (1992) Role of tide, light and fisheries in the decline of *Zostera marina* L. in the Dutch Wadden Sea. *Neth.Inst.Sea Res.Publ.Ser.* 20:161-176
- DEN HARTOG C (1994) Suffocation of a littoral *Zostera* bed by *Enteromorpha radiata* . *Aquat Bot* 47:21-28
- DEN HARTOG C (1996) Sudden declines of seagrass beds: "wasting disease" and other disasters. In: *Kuo J, Phillips RC, Walker DI, Kirkman H (eds) Seagrass Biology: Proceedings of an International Workshop. Rottneest Island, Western Australia, 25-29 January 1996.* University of Western Australia, Nedlands, p 307-314
- DEN HARTOG C & POLDERMAN PJG (1975) Changes in the seagrass populations of the Dutch Waddenzee. *Aquat Bot* 47:21-28
- GIESEN WBJT, VAN KATWIJK MM, DEN HARTOG C (1990a) Temperature, salinity, insolation and wasting disease of eelgrass (*Zostera marina* L.) in the Dutch Wadden Sea in the 1930's. *Neth J Sea Res* 25:395-404
- GIESEN WBJT, VAN KATWIJK MM, DEN HARTOG C (1990b) Eelgrass condition and turbidity in the Dutch Wadden Sea. *Aquat Bot* 37:71-85
- HAUXWELL J, CEBRIAN J, FURLONG C, VALIELA I (2001) Macroalgal canopies contribute to eelgrass (*Zostera marina*) decline in temperate estuarine ecosystems. *Ecology* 82:1007-1022
- HEMMINGA MM & DUARTE C (2000) Seagrass Ecology. *Cambridge University Press*, 298 pp

- HENRIKSEN A (1965) An automated method for determining low level concentration of phosphate in fresh and saline waters. *The Analyst* 90:29-34
- HEMMINGA MA, HARRISON PG & VAN LENT F (1991) The balance of nutrient losses and gains in seagrass meadows. *Mar Ecol Prog Ser* 71:85-96
- HERMUS DCR (1995) Herintroductie van zeegras in de Waddenzee. het verloop van de beplantingen in 1992-1994 & zaadexperimenten. *Department of Aquatic Ecology and Environmental Biology, University of Nijmegen*
- HOOTSMANS MJM, VERMAAT JE, VAN VIERSSEN W (1987) Seed-bank development, germination and early seedling survival of two seagrass species from the Netherlands: *Zostera marina* L and *Z. noltii* Hornemann. *Aquat Bot* 28:275-285
- HUGHES RG, LLOYD D, BALL L & EMSON D (2000) The effects of the polychaete *Nereis diversicolor* on the distribution and transplanting success of *Zostera noltii*. *Helgol Mar Res* 54:129-136
- KAMERMANS P, HEMMINGA MA & DE JONG DJ (1999) Significance of salinity and silicon levels for growth of a formerly estuarine eelgrass (*Zostera marina*) population (Lake Grevelingen, the Netherlands). *Mar Biol* 133:527-539
- KROM M (1980) Spectrophotometric determination of ammonia; a study of modified Berthelot reaction using salicylate and dichloroisocyanurate. *The Analyst* 105:305-316
- LUTHER H (1951) Verbreitung und Oekologie der höheren Wasserpflanzen im Brackwasser der Ekenäs-Gegend in Südfinnland. *Acta Bot Fenn* 50:1-72
- MOORE KA, ORTH RJ & NOWAK JF (1993) Environmental regulation of seed germination in *Zostera marina* L. (eelgrass) in Chesapeake Bay: effects of light, oxygen and sediment burial. *Aquat Bot* 45: 79-91
- MORELISSSEN B (2002) De ontwikkelingen van zeegras in de Nederlandse Waddenzee. *Middelburg, Rijksinstituut voor Kust en Zee, 50 pp.*
- NAVONE R (1964) Proposed method for nitrate in potable waters. *Amer J Waterworks Ass* 56:781
- O'BRIEN J (1962) An automated analysis of chlorides in sewage wastes. *Eng* 33:670-672
- PEDERSEN MF, BORUM J (1992) Nitrogen dynamics of eelgrass *Zostera marina* during a late summer period of high growth and low nutrient availability. *Mar Ecol Prog Ser* 80:65-73
- PHILIPPART CJM (1994) Interactions between *Arenicola marina* and *Zostera noltii* on a tidal flat in the Wadden Sea. *Mar Ecol Prog Ser* 111:251-257

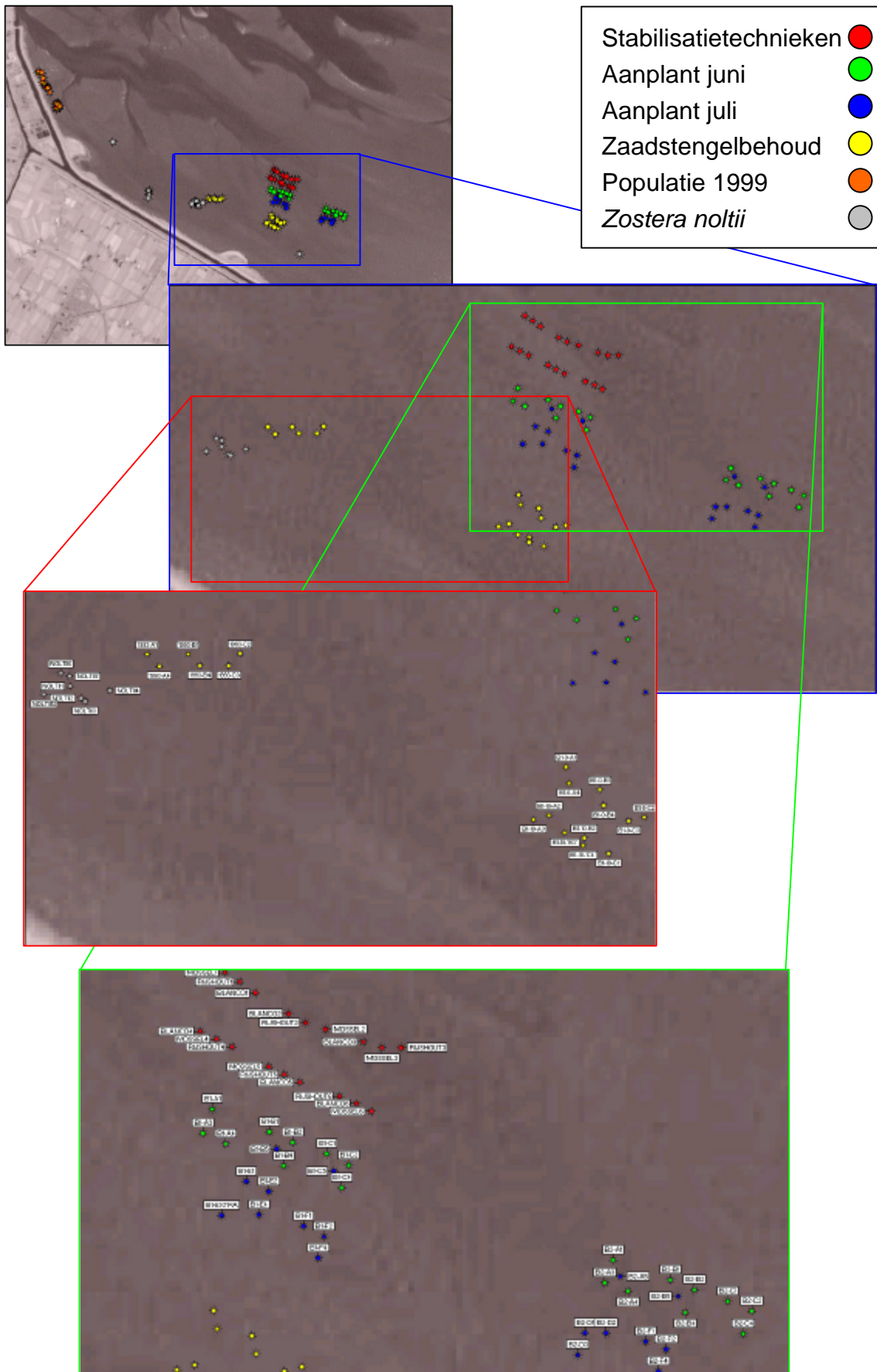
- PHILIPPART CJM (1995) Effects of shading on growth, biomass and population maintenance of the intertidal seagrass *Zostera noltii* Hornem in the Dutch Wadden Sea. *J Exp Mar Biol Ecol* 188:199-213
- REISE K (1985) Tidal Flat Ecology. An Experimental Approach to Species Interactions. *Ecological Studies* 54, Springer-Verlag Berlin
- REUSCH TBH (2001) Fitness-consequences of geitonogamous selfing in a clonal marine angiosperm (*Zostera marina*). *J Evol Biol* 14:129-138
- SCHANZ A, POLTE P, ASMUS H & ASMUS R (2000) Currents and turbulence as a top-down regulator in intertidal seagrass communities. *Biol Mar Medit* 7:278-281
- SCHANZ A, POLTE P & ASMUS H (2002) Cascading effects of hydrodynamics on an epiphyte-grazer system in intertidal seagrass beds of the Wadden Sea. *Mar Biol* 141:287-297
- STUMM W & MORGAN JJ (1981) Aquatic Chemistry. An introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters. *John Wiley & Sons, New York*
- TUTIN TG (1938) The autecology of *Zostera marina* in relation to its wasting disease. *New Phytol* 37:50-71
- VAN DIJK S & VAN KATWIJK MM (2002) Aanleg en nulsituatie van mosselbanken op Balgzand 2002. *Department of Environmental Studies, University of Nijmegen*
- VAN GOOR ACJ (1919) Het zeegras (*Zostera marina* L.) en zijn beteekenis voor het leven der visschen. *Rapp Verh Rijksinst Visscherij* I(4):415-498
- VAN KATWIJK MM (1992) Herintroductie van zeegras in de Waddenzee. 1. Mesocosmexperimenten met Groot zeegras (*Zostera marina* L.). *Department of Aquatic Ecology and Environmental Biology, University of Nijmegen*
- VAN KATWIJK MM, VERGEER LHT, SCHMITZ GHW & ROELOFS JGM (1997) Ammonium toxicity in eelgrass *Zostera marina*. *Mar Ecol Prog Ser* 157:159-173
- VAN KATWIJK MM, SCHMITZ GHW, GASSELING AM & VAN AVESAATH PH (1999) The effects of salinity and nutrient load and their interaction on *Zostera marina* L. *Mar Ecol Prog Ser* 190:155-165
- VAN KATWIJK MM (2000) Possibilities for restoration of *Zostera marina* beds in the Dutch Wadden Sea. *PhD thesis University, Nijmegen*
- VAN KATWIJK MM & HERMUS DCR (2000) Effects of water dynamics on *Zostera marina*: transplantation experiments in the intertidal Dutch Wadden Sea. *Mar Ecol Prog Ser* 208:107-118
- VAN KATWIJK MM EN WIJGERGANGS LJM (2000) Enkele voorwaarden voor kieming en zaailingontwikkeling van Groot zeegras (*Zostera marina*). *Department of Aquatic Ecology and Environmental Biology, University of Nijmegen*

- VAN KATWIJK MM, HERMUS DCR, DE JONG DJ, ASMUS RM, DE JONGE VN (2000a)
Habitat suitability of the Wadden Sea for restoration of *Zostera marina* beds. *Helgol Mar Res* 54:117-128
- VAN KATWIJK MM, WIJGERGANGS LJM & HERMUS DCR (2000b)
Standplaatsonderzoek Groot zeegras (*Zostera marina* L.). Vergelijking van vier Nederlandse zeegrasvelden. *Department of Aquatic Ecology and Environmental Biology, University of Nijmegen*
- VAN KATWIJK MM, VAN PELT S & DANKERS N (2002) Herintroductie van Groot zeegras in de westelijke Waddenzee (2002-2006) – Inventarisatie van bestaande kennis, selectie van locaties en plan van aanpak. *Department of Environmental studies, University of Nijmegen. Werkdocument RIKZ/OS/2002.609x*
- VAN PELT S & VAN KATWIJK MM (2003) Herintroductie van Groot zeegras in de westelijke Waddenzee (2002-2006) – Aanplant Groot zeegras op het Balgzand, juli 2002. *Department of Environmental studies, University of Nijmegen.*
- WIUM-ANDERSEN S & BORUM J (1984) Biomass variation and autotrophic production of an epiphyte-macrophyte community in a coastal Danish area: I eelgrass (*Zostera marina* L.) biomass and net production. *Ophelia* 23:33-46

Figuur B.1 Locatie verzamelpunten Zostera marina op 6 juni en 9 juli 2002 ten behoeve van aanplant op het Balgzand op respectievelijk 7 juni en 10 juli 2002. Tevens zijn de reciproke aanplanten weergegeven. Bron kaart: RIKZ



Bijlage 2 Ligging en naamgeving locaties activiteiten 2002



Bijlage 3 Coördinaten van alle locaties

Coördinaatstelsel: Rijksdriehoeksmeting

locatie	naam	E	N	locatie	naam	E	N	
aanplant juni	B1-A1	119310,02	546977,62	1999	8	115490,87	548697,15	
	B1-A3	119289,86	546930,57		9	115539	548688	
	B1-A4	119339,29	546911,25		10	115549	548670	
	B1-B1	119447,93	546935,84		11	115510,18	548664,28	
	B1-B2	119499,90	546901,91		12	115568	548597	
	B1-B4	119473,55	546849,44		13	115706	548432	
	B1-C1	119574,37	546885,57		14	115676	548410	
	B1-C2	119624,05	546853,08		15	115709	548409	
	B1-C4	119587,96	546838,43		16	115709	548405	
	B2-A1	120228	546637		17	115698	548393	
	B2-A3	120208	546585		18	115712	548380	
	B2-A4	120261	546565		19	115745	548371	
	B2-B1	120358	546591		20	115715	548369	
	B2-B2	120413	546568		21	115715	548369	
	B2-B4	120392	546516		22	115718	548358	
	B2-C1	120489	546541		23	115677	548356	
	B2-C2	120544	546519		24	115722	548329	
	B2-C4	120527,93	546442,63		25	115688	548324	
	aanplant juli	B1-B5	119461,67		546891,65	26	115693	548316
		B1-E1	119387		546818	stab. constr	mossel 1	119346,31
B1-E2		119440	546797		mossel 2		119573,05	547151,06
B1-Extra		119331	546743		mossel 3		119702,94	547111,68
B1-E4		119416	546744		mossel 4		119315,34	547136,81
B1-C5		119589	546841		mossel 5		119415,41	547090,80
B1-F1		119518	546717		rijshout 1		119667,68	546992,91
B1-F2		119565	546694		rijshout 2		119373,75	547266,50
B1-F4		119553	546645	rijshout 3	119525,80		547169,62	
B2-A5		120244	546600	rijshout 4	119745,60		547113,26	
B2-D1		120162	546472	rijshout 5	119353,41		547118,62	
B2-D2		120211	546472	rijshout 6	119475,79		547058,38	
B2-D3		120145	546423	blanco 1	119605,18		547007,65	
B2-B5		120376	546553	blanco 2	119399,27		547235,79	
B2-E1		120301	546453	blanco 3	119487,91		547189,83	
B2-E2		120348	546435	blanco 4	119652,63		547123,65	
B2-E4	120330	546385	blanco 5	119282,32	547160,63			
<i>Zostera noltii</i>	Noltii1	118029	546745	blanco 6	119515,45	547037,44		
	Noltii2	118056	546713	zaadbeh techniek	1993-A1	118227,14	546826,31	
	Noltii3	118067	546706		1993-A4	118260,48	546794,73	
	Noltii4	118131	546732		1993-B1	118334,88	546823,34	
	Noltii5	119775	545879		1993-B4	118364,06	546792,50	
	Noltii6	118005	546777		1993-C2	118468,75	546815,40	
	Noltii7	118027	546770		1993-C3	118436,87	546789,49	
	Noltii8	117246	546961		B1-0-A1	119306,18	546527,95	
	Noltii9	117236	546953		B1-0-A4	119316,80	546486,66	
	Noltii10	117235	546888		B1-0-B1	119397,71	546476,17	
	Noltii11	117220	546830		B1-0-B4	119414,27	546430,28	
	Noltii12	117960	546724		B1-0-C2	119508,74	546398,78	
	Noltii13	116623	547756		B1-0-C3	119469,44	546383,23	
1999	1	115387	548949		B1-10-A2	119262,36	546407,71	
	2	115437	548929	B1-10-A3	119223,50	546398,02		
	3	115376	548915	B1-10-B2	119350,09	546350,93		
	4	115458	548845	B1-10-'B3'	119303,83	546360,50		
	5	115442,96	548768,26	B1-10-C1	119416,43	546309,44		
	6	115458,79	548753,01	B1-10-'C4'	119351,92	546330,08		
	7	115485,46	548723,26					