



W.B.J.T. GIESEN
K. GIESEN
P.T. GIESEN
L.L. GOVERS
W. SUYKERBUYK
M.M. VAN KATWIJK

RADBOUD UNIVERSITEIT NIJMEGEN

voor:

PROJECTBUREAU ZEEWERINGEN
RIJKSWATERSTAAT &
PROVINCIE ZEELAND

NOVEMBER 2012

ZEEGRASMITIGATIES OOSTERSCHELDE

PROEVEN MET VERPLAATSEN VAN
KLEIN ZEEGRAS *ZOSTERA NOLTII* IN
DE OOSTERSCHELDE:
MITIGATIEMAATREGEL BIJ
TOEKOMSTIGE
DIJKWERKZAAMHEDEN
ZLD-6606A

EINDRAPPORT

**FASEN 6-8: MONITORING VAN
ZEEGRASMITIGATIES
UITGEVOERD IN 2007, 2008 &
2010 GEDURENDE 2010-2011**

Zeegrasmusmitigaties Oosterschelde

**Proeven met verplaatsen van Klein zeegras *Zostera noltii* in de Oosterschelde: mitigatiemaatregel bij toekomstige dijkwerkzaamheden
ZLD-6606A**

Eindrapport van Fasen 6-8: Monitoring van Zeegrasmusmitigaties uitgevoerd in 2007, 2008 & 2010 gedurende 2010-2011

30 november 2012

W.B.J.T. Giesen
K. Giesen
P.T. Giesen
L.L. Govers
W. Suykerbuyk
M.M. van Katwijk

Radboud Universiteit Nijmegen

voor:

**Projectbureau Zeeweringen
Rijkswaterstaat &
Provincie Zeeland**

Inhoudsopgave

Lijst van afkortingen	v
1 Inleiding	1
1.1 Achtergrondinformatie	1
1.2 Mitigatieproef in Oosterschelde	2
1.3 Rapportage tot heden.....	4
1.4 Huidige rapport.....	8
2 Monitoring- en analysemethodiek	9
2.1 Basisparameters voor monitoring.....	9
2.1.1 Monitoren van zeegras.....	10
2.1.2 Monitoring van het substraat	10
2.1.3 Monitoring van overige biologische factoren	11
2.1.4 Monitoring voor de succesanalyse RH08, DM08 & KN10b	12
2.2 Analyses van monsters	14
2.2.1 Meten van zetmeelgehalten in rhizomen	14
2.2.2 Omzetten van bedekkingspercentages	14
2.2.3 Analyse van sedimentmonsters	14
2.2.4 Analyse/metingen van porievocht.....	14
2.3 Statistische analyse.....	15
3 Resultaten & discussie van de monitoring.....	16
3.1 Ontwikkeling van het zeegras	16
3.1.1 Algemeen beeld zeegrasbedekking	16
3.1.2 Locatie & zeegrasontwikkeling	18
3.1.3 Wadpierbehandeling & zeegrasontwikkeling.....	19
3.1.4 Kansrijke versus Veilige aanplant & zeegrasontwikkeling	21
3.1.5 Beide behandelingen & zeegrasontwikkeling	21
3.1.6 Bedekking bij aanplant & zeegrasontwikkeling.....	23
3.1.7 Losse planten.....	24
3.1.8 Bloei van zeegras.....	25
3.1.9 Koolstof- en stikstofanalyses van bladeren (Tissue contents 1).....	25
3.1.10 Zetmeelanalyses (Tissue contents 2).....	27
3.2 Biologische parameters.....	30

3.2.1	Wadprierbehandeling	30
3.2.2	Wadpieren & wadprierreliëf	32
3.2.3	Wadprierreliëf	34
3.2.4	Zeegras in relatie tot wadpieren (-dichtheid en -reliëf)	36
3.2.5	Macroalgen	39
3.2.6	Ganzen & andere foeragerende vogels.....	40
3.2.7	Wadslakjes, alikruikken, strandkrabben	44
3.3	Fysisch-chemische parameters.....	46
3.3.1	Waterbedekking & zeegrasgroei	46
3.3.2	Chemie van het bodemvocht.....	47
3.3.3	Korrelgrootte van substraat	52
3.3.4	Sediment dynamiek /Succesanalyse.....	55
4	Conclusies.....	62
5	Aanbevelingen	66
6	Samenvatting	69
7	Vooruitblik.....	72
8	Referenties	73

Lijst van annexen

Annex 1	Monitoringsformulier	77
----------------	-----------------------------------	-----------

Lijst van tabellen

Tabel 1	Locaties en arealen van uitgevoerde transplantaties.....	4
Tabel 2	Datums van uitgevoerde monitoring	9
Tabel 3	Parameters voor monitoring plots in 2008-2012	12
Tabel 4	C:N verhoudingen zeegrasblad	26
Tabel 5	Diepte wadpierenbehandelingslaag.....	31
Tabel 6	Ontwikkeling adulte wadprierdichtheid.....	32
Tabel 7	Gemiddeld wadprierreliëf (cm).....	35
Tabel 8	Waarnemingen van sporen van ganzen	42
Tabel 9	Sulfide ($\mu\text{mol/l}$), ammonium, nitraat en fosfaatconcentraties (mmol/l) in het porievocht van de verschillende locaties van 2008-2011	51
Tabel 10	Sedimentkarakteristieken van natuurlijke zeegraspopulaties, monsters genomen binnen zeegrasbegroeid gebied.....	52

Tabel 11	Sedimentkarakteristieken gesplitst in binnen en buiten de zeegrasplag, niet differentiërend voor wadprierbehandeling	53
Tabel 12	Sedimentkarakteristieken buiten zeegrasplaggen opgesplitst naar wadprierbehandeling	54
Tabel 13	Sedimentkarakteristieken van de zeegrasplaggen opgesplitst naar wadprierbehandeling	54
Tabel 14	Intervallen metingen kleinschalige sedimentdynamiek	57

Lijst van figuren

Figuur 1	Kaart van Oosterschelde, met donor- en mitigatielocaties	5
Figuur 2	Aanplant: A. veilige plot (=V), B. kansrijke plot (=K), C. Open hart plot	6
Figuur 3	Indeling DM07: blauw = controles, geel = schelp	6
Figuur 4	Indeling KZ07: blauw = controles, geel = schelp, groen = net	6
Figuur 5	Indeling van de 16 plots voor mitigatielocaties DM08, KZ08 en RH08	7
Figuur 6	Indeling van plots op KN08	7
Figuur 7	Indeling van plots op KN10a	7
Figuur 8	Indeling van plots op KN10b	7
Figuur 9	Schematische weergave van kleinschalig sediment dynamiek methode	13
Figuur 10	Aantal scheuten per patch voor de 8 locaties 2009-2011	19
Figuur 11	Gemiddeld aantal scheuten per patch voor de verschillende behandelingen	20
Figuur 12	Gemiddeld aantal scheuten per patch K versus V	21
Figuur 13	Aantal scheuten per plot voor alle behandelingen & locaties	22
Figuur 14	Aantal scheuten per plot voor alle behandelingen & locaties behalve RH08	22
Figuur 15	# scheuten/patch bij aanplant & op hoogtepunt van ontwikkeling 2008-2012	23
Figuur 16	Ontwikkeling van losse plant plots op KN08	24
Figuur 17	Percentage bloeiende scheuten 2008-2009	25
Figuur 18	a) % C (koolstof) en b) % N (stikstof) in het blad van <i>Zostera noltii</i>	27
Figuur 19	Zetmeelconcentraties in rhizomen van <i>Zostera noltii</i> voor a) de natuurlijke populaties en b) transplantaties, 2009-2011	28
Figuur 20	Overzicht van de zetmeelgehaltes van alle locaties	29
Figuur 21	Volwassen wadpieraantallen, locatie en behandeling (alleen 2007 en 2008 aanplanten, behalve DM08)	33
Figuur 22	Juveniele wadpieraantallen, locatie en behandeling (alleen 2007 en 2008 aanplanten, behalve DM08)	33
Figuur 23	Gemiddeld wadprierreliëf per behandelingstype	35
Figuur 24	Relatie wadprierdichtheid per m ² en aantal scheuten per plot	37
Figuur 25	Relatie wadprierdichtheid per m ² en # scheuten per plot weergegeven per behandeling	37

Figuur 26	Wadpierreliëf vs aantal scheuten per plot, a) (boven) alle tijdstippen/alle locaties, en b) (onder) alleen aug 2011.	38
Figuur 27	Bedekkings% macroalgen per mitigatielocatie	39
Figuur 28	Aantallen wadslakjes/m ² per locatie 2007-2009	45
Figuur 29	Aantallen alikruiken/m ² per locatie 2007-2009.....	45
Figuur 30	Bedekking met water en # scheuten/plot (2009-2011)	46
Figuur 31	Bedekking met water en % bedekking met zeegras (2009-2011)	47
Figuur 32	Sulfide (a), ammonium (b), nitraat (c) en fosfaatconcentraties (d) van de treatments (schelpen vs. controle) in alle mitigatielocaties.....	50
Figuur 33	Gemiddelde hoogteligging van kansrijke plots over de tijd.....	55
Figuur 34	A) (boven) maximale en B) (onder) minimale hoogte (m tov NAP) van plaggen en omliggend sediment op de zeegrasplots in de tijd.....	56
Figuur 35	Standaardafwijking en variatie in hoogte.....	57
Figuur 36	Netto sedimenthoogteveranderingen over de gemeten intervallen per locatie (A, boven) en met behandeling (B, onder).....	58
Figuur 37	Dikte van de mixing laag over de gemeten intervallen per locatie (A, boven) en behandeling (B, onder)	59
Figuur 38	Maximale sedimentdynamiek over de gemeten intervallen per locatie (A, boven) en behandeling (B, onder)	61

Lijst van foto's

Foto 1	Darmwier in natuurlijke zeegraspopulatie Dortsman Noord, 10 juni 2011	40
Foto 2	Rotganzen foerageren in natuurlijke zeegraspopulatie Krabbenkreek Noord, 14 okt 2010.....	41
Foto 3	Rotganzen foerageren in de natuurlijke zeegraspopulatie Krabbenkreek Noord, 14 okt 2010 met op achtergrond de mitigatielocaties.....	43
Foto 4	Ganzenkuilen gefotografeerd van bovenaf (mbv een camera die aan een 4m lange paal is bevestigd).....	43

Lijst van afkortingen

Bft	Beaufort
BTL	Bureau voor Tuin- en Landschapsverzorging
dGPS	Differentiaal GPS
DM	Dortsman Noord
DMG	Dortsman Noord natuurlijke populatie nabij het Gemaal van St. Maartensdijk
DMN	Dortsman Noord natuurlijke populatie bij Stavenisse
GNSS	Global Navigation Satellite System
GPS	Global Positioning System
GS	Goese Sas (natuurlijke zeegraspopulatie)
IRGA	Infra Red Gas Analyzer
KA	Slikken van Kats (natuurlijke zeegraspopulatie)
KN	Krabbenkreek Noord
KNN	Krabbenkreek Noord, Noordelijke natuurlijke zeegraspopulatie
KNZ	Krabbenkreek Noord, Zuidelijke natuurlijke zeegraspopulatie
KZ	Krabbenkreek Zuid
NAP	Normaal Amsterdam's Peil
NIOO	Nederlands Instituut voor Oecologisch Onderzoek
NIOZ	Koninklijk Nederlands Instituut voor Zeeonderzoek
OD	Oostdijk (natuurlijke zeegraspopulatie)
RH	Roelshoek
RIKZ	Rijksinstituut voor Kust en Zee
RMS	Root Mean Square
RTK-dGPS	Real Time Kinematic – dGPS
RU	Radboud Universiteit Nijmegen
RWS	Rijkswaterstaat
stdev	standard deviation (=standaardafwijking)
sterror	standard error (=standaardfout)
VO	Viane Oost
VW	Viane West
ZK	Zandkreek (natuurlijke zeegraspopulatie)

1 Inleiding

1.1 Achtergrondinformatie

Vanaf 1997 worden taludbekledingen op de zeedijken in Zeeland vervangen of verbeterd in verband met de veiligheid. Deze werkzaamheden worden uitgevoerd onder leiding van Projectbureau Zeeweringen, dat een samenwerkingsverband is tussen Rijkswaterstaat Dienst Zeeland en de Zeeuwse Waterschappen. Aanvankelijk werd vooral in de Westerschelde gewerkt maar sinds 2006 ook in de Oosterschelde (voor meer informatie, zie de site <http://www.zeeweringen.nl>).

Tijdens voorbereidende werkzaamheden is gebleken dat op een aantal plaatsen waar de werkzaamheden plaats zullen vinden, klein zeegras *Zostera noltii* in populaties langs de dijk voorkomt. Ervan uitgaande dat in een zone van 8-15 meter breed vanaf de echte teen van de dijk zal worden gewerkt (dat is ca 20-25m uit de zichtbare dijkteen), zal in totaal ongeveer 3,000 m² aan klein zeegras moeten wijken.

Klein zeegras is een in Europees verband beschermde soort die het goed doet in de Waddenzee het laatste decennium (Reise & Kohlus, 2008), ook na aanplant (van Katwijk *et al.*, 2009), maar in Zeeland sterk is afgenomen. Voor constructie en sluiting van de Stormvloedkering in 1986 kwam ongeveer 1200 ha klein zeegras voor in de Zeeuwse wateren, maar tegenwoordig resteert daarvan nog maar 75 ha (zie www.rijkswaterstaat.nl/water/natuur_en_milieu/zeegras). Voornaamste reden van de achteruitgang is waarschijnlijk een toegenomen zoutgehalte (de Jong *et al.* 2005), maar ook andere invloeden zoals een paar strenge winters in de jaren tachtig en negentig van de vorige eeuw, of gewijzigde factoren onder invloed van de stormvloedkering, kunnen een rol hebben gespeeld. Buiten de Zeeuwse kustwateren komt de soort in Nederland alleen nog voor op enkele plekken in de Waddenzee (voor meer informatie, zie de site www.rijkswaterstaat.nl/water/natuur_en_milieu/zeegras).

Bij de dijkwerkzaamheden wordt mitigatie¹ beoogd omdat ingrepen volgens EU-regelgeving geen significant effect mogen hebben op zeegrasvelden. In voorbereidende plannen voor de dijkwerkzaamheden heeft Projectbureau Zeeweringen zich gericht op geen netto verlies aan zeegrasareaal. De opdrachtgever wil mitigatiemaatregelen nemen om aan de veilige kant te blijven, en te zorgen dat de gevolgen in elk geval gering blijven. Om de effecten van de werkzaamheden voor de zeegraspopulatie zo gering mogelijk te houden werd besloten om zeegras te transplanteren vanuit de dijktrajecten waar de werkzaamheden zullen plaatsvinden, naar geschikt geachte locaties elders in de Oosterschelde.

In Nederland bestaat ruime ervaring met het transplanteren van zeegras. Klein zeegras is succesvol geïntroduceerd in de westelijke Waddenzee, en heeft zich in de loop van 14 jaar langzaam maar gestaag uitgebreid. Daarna is het weer verdwenen om onbekende redenen. Groot zeegrasaanplanten bleken daar goed aan te slaan, maar hebben moeite met overwintering op de hydrodynamisch geëxponeerde plekken, terwijl ze op de beschutte plekken veel last van verstikking door macroalgen (zoals *Ulva* en *Chaetomorpha*) hebben in de meeste jaren. De aanplanten waren altijd kleinschalig;

¹ Onder mitigatie wordt verstaan het voorkomen of reduceren van de negatieve gevolgen van een ingreep.

de enige wat grootschaliger aanplant van groot zeegras heeft 8 jaar standgehouden. Dit, en diverse terugkoppelingsmechanismen die inmiddels bekend zijn van zeegras, doen vermoeden dat een grotere aanplantschaal meer succesvol zou kunnen zijn voor groot zeegras (van Keulen *et al.* 2003; Bos & van Katwijk 2007; Bos *et al.* 2007; van der Heide *et al.* 2007, 2008; van Katwijk *et al.*, 2009, 2012).

In de meeste gevallen wordt bij zeegrastransplantaties uitgegaan van losse scheuten, 'plugs' of sedimentvrije zoden (Fonseca *et al.* 1998, Paling *et al.* 2009, Giesen & van Katwijk, 2011, van Katwijk *et al.*, 2012), maar uit proeven blijkt dat transplantatie van zeegrasplaggen de beste resultaten kan geven, zeker waar de waterdynamiek geprononceerd is of waar erosie parten kan spelen (Phillips 1980, Fonseca *et al.* 1998).

1.2 Mitigatieproef in Oosterschelde

Mitigaties in 2007

In opdracht van Projectbureau Zeeweringen werd begin 2007 een onderzoeksplan opgesteld door medewerkers van de Radboud Universiteit in Nijmegen (RU), samen met onderzoekers van het Nederlands Instituut voor Oecologisch Onderzoek (NIOO²), Rijkswaterstaat (RWS) en het Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ³). In dit onderzoeksplan werd een verkennend onderzoek beschreven hoe deze mitigatie van klein zeegras in de Oosterschelde kan worden uitgevoerd. Centraal stond een transplantatieproef met klein zeegras dat was bedoeld om inzicht te krijgen in hoe zeegrasplaggen het best kunnen worden getransplanteerd.

Wadpieren gaan niet goed samen met klein zeegras, vooral daar waar de wadpieren een sterk reliëf vormen (persoonlijke observatie D.J. de Jong in de Oosterschelde; zie ook Philippart, 1994)⁴, en een anti-wadpiederbehandeling vooraf op de mitigatielocaties werd daarom noodzakelijk geacht. Er werd gekozen voor behandelingen met een schelpenlaag⁵ of net, plus een aantal onbehandelde controles ter vergelijking. Bij de proef, uitgevoerd in juni 2007 door BTL uit Bruinisse, werden zeegrasplaggen gerooid bij een van tevoren geselecteerde donorlocatie op Schouwen-Duiveland (westelijke gedeelte van de Slikken van Viane), en vervolgens gelegd op twee mitigatielocaties op het eiland Tholen (Krabbenkreek Zuid en Slikken van de Dortsman Noord; zie Figuur 1). Plots werden aangelegd in een 'veilige' of 'kansrijke' indeling (Figuur 2), met 12 plots bij Dortsman Noord (Figuur 3) en 24 plots bij Krabbenkreek Zuid (Figuur 4).

Direct na de transplantaties in juni 2007 is een nulmeting uitgevoerd, en is een monitoringsprogramma opgezet om de resultaten van de transplantatie te toetsen. Monitoringen zijn uitgevoerd 2007 en 2008, en de resultaten en analyses hiervan zijn weergegeven in tussenrapportage voor Fase 3 (december 2008).

² Met ingang van 1 januari 2012 is het Centrum voor Estuariene en Mariene Ecologie (CEME) in Yerseke, tot dan onderdeel van het Nederlands Instituut voor Ecologie (NIOO-KNAW), onderdeel van het Koninklijk Nederlands Instituut voor Zeeonderzoek (NIOZ), gevestigd op Texel.

³ Het RIKZ viel onder Rijkswaterstaat en adviseerde het Ministerie van Verkeer en Waterstaat op het gebied van vraagstukken rond kust en zee. Het beheer van de zeeën en kusten heeft altijd een belangrijke plaats ingenomen bij Rijkswaterstaat. Sinds najaar 2007 is een deel van het RIKZ opgenomen in de nieuwe Waterdienst. Deze dienst van Rijkswaterstaat is opgericht om een betere integratie van beheer van zee en binnenwateren te bereiken. Een ander deel van het RIKZ is opgegaan in Deltares.

⁴ Vóór de aanleg van de Oosterscheldekering was dit verband niet aanwezig (pers. obs. D.J. de Jong)

⁵ Dit werd getest in een proef vooraf in april 2007, waarbij de invloed van een 10 cm dikke schelpenlaag op de wadpiederichtheid werd getoetst. Zie verslag Schelpenproef: Verlagen van het aantal wadpieren m.b.v. een aangebrachte schelpenlaag, Wim Giesen & Paul Giesen, 20 mei 2007. Ministerie van Verkeer & Waterstaat - Nr. ZLD-6476.

Mitigaties in 2008

In december 2007 werden twee nieuwe locaties – Roelshoek (Zuid Beveland) en Krabbenkreek Noord (St. Philipsland) – geselecteerd en toegevoegd aan de bestaande mitigatielocaties Krabbenkreek Zuid en Dortsman Noord voor zeegrastransplantaties in 2008 (Figuur 1). In mei 2008 werden locaties Viane Oost en Viane West geselecteerd als donorlocatie voor 2008 (Figuur 1). De aanplantwerkzaamheden zijn uitgevoerd van 27 mei tot en met 24 juni 2008, uitgaande van donormateriaal van Viane Oost (27 mei – 16 juni) en Viane West (17 – 24 juni). Volgorde van aanleg op de mitigatielocaties is: KN08, RH08, KZ08 en DM08.

De aanplant is beschreven in de tussenrapportage voor Fase 4, augustus 2008. Per locatie zijn 112 zoden (252 m²) geplaatst in 16 plots (zie Figuur 5), waarbij 8 plots zijn behandeld met een schelpenlaag en 8 onbehandelde plots dienen als controles. Tevens zijn per behandeling 4 plots aangelegd in een 'veilige' opstelling met 9 patches (van ieder 1,5 bij 1,5 m) en 4 plots in een 'kansrijke' opstelling met 5 patches (zie Figuur 2). Op de mitigatielocatie Krabbenkreek Noord zijn 8 additionele plots van 5 bij 5 meter (4x met schelpenbehandeling, 4 controle) aangelegd waarin losse planten zijn gepoot (225 per plot); zie Figuur 6.

De zeegrasmusmitigaties zoals aangelegd in 2008 werden gedurende 2008 en 2009 gemonitord, en rapportage hiervan wordt beschreven in het verslag van Fase 5 (april 2010).

Mitigaties in 2010

In 2009 werden geen transplantaties uitgevoerd, maar in 2010 werd zeegras getransplanteerd in twee rondes. Op 1-16 maart 2010 werd zeegras vanaf Viane Oost getransplanteerd naar mitigatielocatie Krabbenkreek Noord (code KN10a), nadat eerst was getracht dit te transplanteren bij Roelshoek (zie verslag nr. 16, van 6 april 2010). Op KN10a zijn 24 plots aangelegd (zie Figuur 7), waarbij 18 plots een gewone schelpenbehandeling hadden gehad en waarbij 6 plots een ingefreesde schelpenlaag kregen. De helft van deze plots kreeg een kansrijke indeling, de andere helft een open hart indeling. Deze transplantatie werd zo vroeg in het seizoen uitgevoerd omdat per 1 april dijkwerkzaamheden bij Viane begonnen, en het zeegras voor die datum gerooid moest zijn. Nadeel was dat er amper zeegras in de pluggen te zien was bij de transplantatie, al was dit aan het einde van het 2009 seizoen ingemeten met behulp van d-GPS.

In de eerste week van juni 2010 werd een tweede transplantatie uitgevoerd, met Krabbenkreek Noord als donor- en mitigatielocatie (code KN10b). Hierbij zijn in totaal 8 plots aangelegd, allemaal op een schelpenlaag en met een open hart indeling (zie Figuur 8).

Mitigaties in 2011-2012

In juni 2011 is er zeegras getransplanteerd vanaf donorlocatie Goesse Sas naar Roelshoek (code RH11), waarbij gebruik werd gemaakt van pontons en schotten, om problemen met wegzakken van materieel te voorkomen. Hierbij zijn in totaal 33 plots aangelegd, allemaal op een schelpenlaag, met 15 in een kansrijke indeling en 18 met een open hart indeling (zie verslag nr. 22 van 14 juni 2011). Van 11-14 juni 2012 is zeegras getransplanteerd vanaf donorlocatie Krabbenkreek Noord naar Viane Oost (code VO12), nadat de slikken bij Viane Oost eerst waren geëgaliseerd en verlaagd in de weken daarvoor (zie verslag nr. 28 van 23 juni 2012). In totaal zijn er 16 plots aangelegd, allemaal in een kansrijke indeling, en zonder een schelpenlaag omdat er weinig volwassen wadpieren op deze locatie voorkwamen. De plots die in 2011 en 2012 zijn aangelegd worden in een volgend verslag behandeld, en worden verder niet besproken in dit verslag van fasen 6-8. In totaal is in 2007-2012 een kleine 3,000 m² zeegras getransplanteerd en zijn in totaal 189 plots aangelegd (Tabel 1).

Tabel 1 Locaties en arealen van uitgevoerde transplantaties

Jaar	Donorlocaties	Getransplanteerd (m ²)	Mitigatielocaties	Plot nummers
2007	Viane West	189	DM07	1-12
	Viane West	378	KZ07	1-24
2008	Viane Oost	257.5	KN08	1-24
	Viane Oost	257.5	RH08	1-16
	Viane Oost (& West)	257.5	KZ08	1-16
	Viane West	257.5	DM08	1-16
2010	Viane Oost	351	KN10a	25-48
	Krabbenkreek Noord	144	KN10b	49-56
2011	Goesse Sas	510	RH11	17-49
2012	Krabbenkreek Noord	180	VO12	1-16
		2782 m²	Totaal:	189

1.3 Rapportage tot heden

Tot op heden zijn de volgende rapporten verschenen:

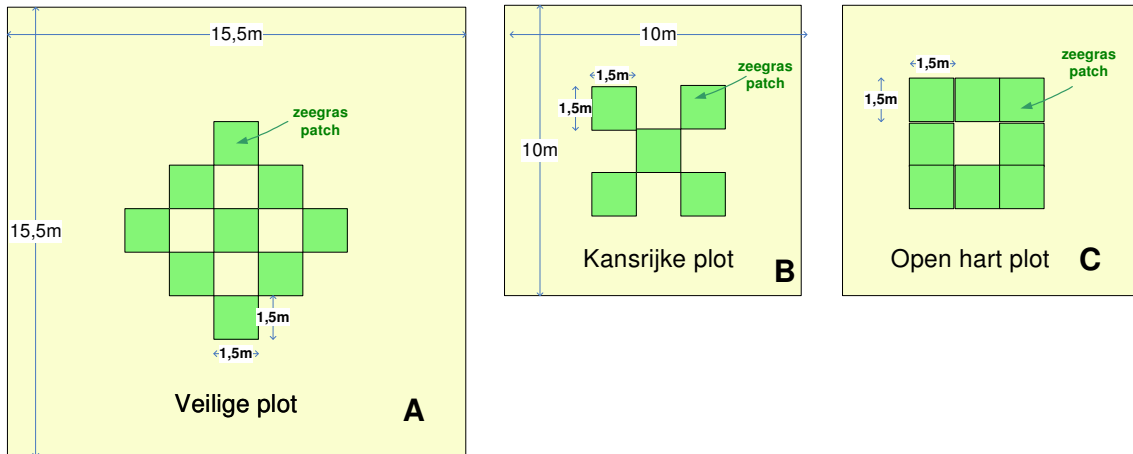
- Schelpenproef: Verlagen van het aantal wadpieren m.b.v. een aangebrachte schelpenlaag. 18 juni 2007 (herziene versie)
- Zeegrasmusmitigaties Oosterschelde. Proeven met verplaatsen van klein zeegras *Zostera noltii* in de Oosterschelde: mitigatiemaatregel bij toekomstige dijk werkzaamheden. ZLD – 6476 Tussenrapportage. Herziene versie, 1 augustus 2007. Fase 2 tussenrapportage.
- Zeegrasmusmitigaties Oosterschelde. Proeven met verplaatsen van klein zeegras *Zostera noltii* in de Oosterschelde: mitigatiemaatregel bij toekomstige dijkwerkzaamheden. ZLD – 6470. **Fase 2** Eindrapportage. Herziene versie 22 maart 2008.
- Conditie van klein zeegras in mitigatielocaties (aangelegd in 2007) en natuurlijke populaties. 7 juni 2008.
- Zeegrasmusmitigaties Oosterschelde. Proeven met verplaatsen van klein zeegras *Zostera noltii* in de Oosterschelde: mitigatiemaatregel bij toekomstige dijk werkzaamheden. ZLD – 6606. Tussenrapportage voor **Fase 4**: Begeleiding zeegrasmusmitigaties mei-juni 2008. Herziene versie, 25 augustus 2008.
- **Fase 3**: Monitoring van zeegrasplots aangelegd in 2007. Proeven met verplaatsen van klein zeegras *Zostera noltii* in de Oosterschelde: Mitigatiemaatregel bij toekomstige dijkwerkzaamheden ZLD-6606. Tussenrapportage 4 december 2008.
- **Fase 5**: Monitoring van Zeegrasmusmitigaties uitgevoerd in 2008 gedurende 2008 en 2009. Eindrapportage 3 april 2010.

Verder zijn er 28 korte verslagen verschenen van werkbezoeken, in 2007 (3x), 2008 (6x), 2009 (5x), 2010 (4x), 2011 (7x) en 2012 (3 tot dusver).

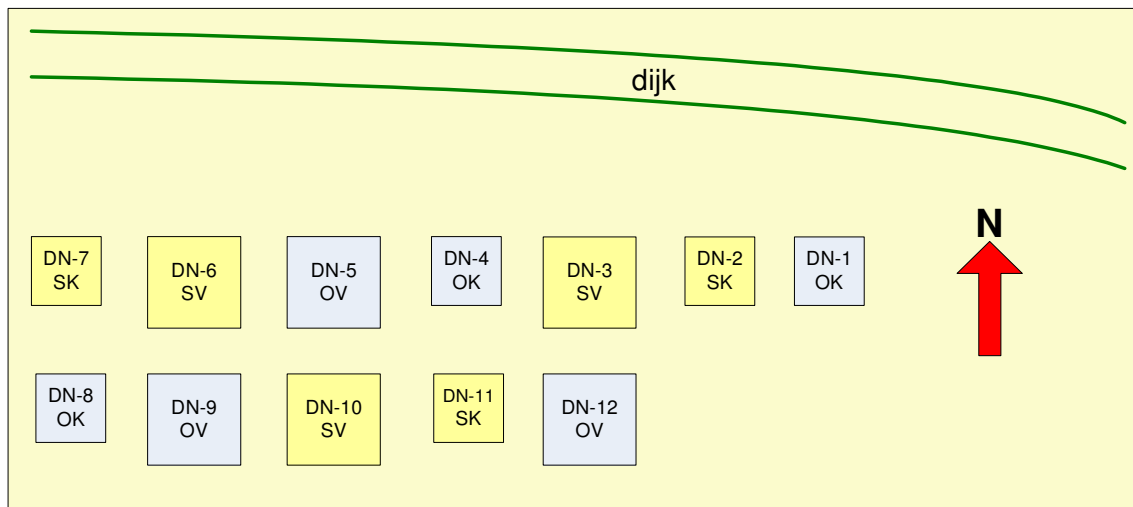


Figuur 1 Kaart van Oosterschelde, met donor- en mitigatielocaties

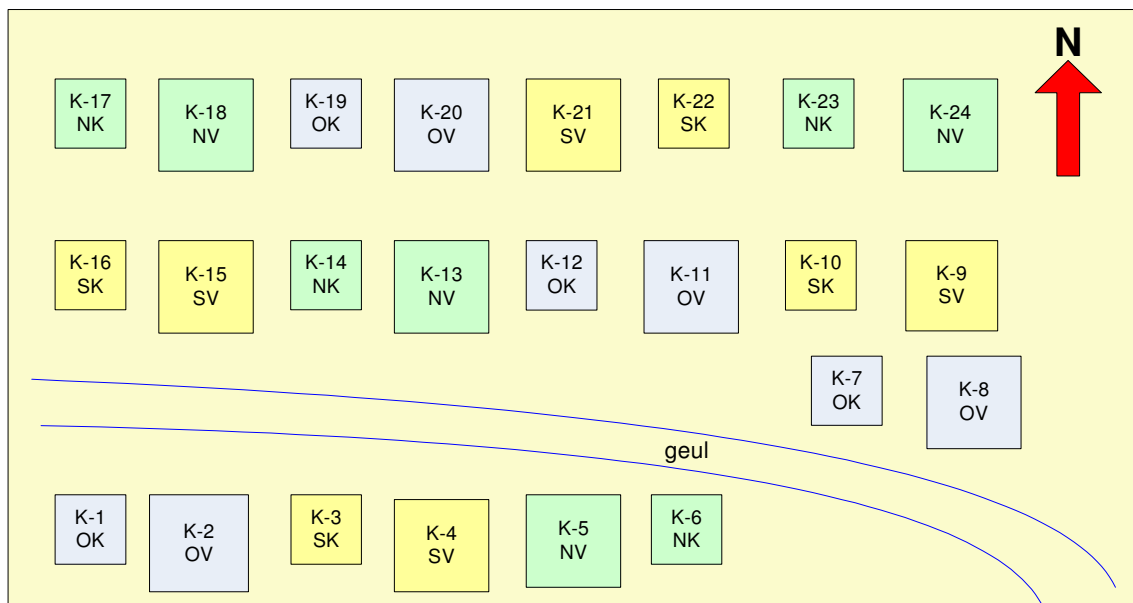
Bron: Google Earth



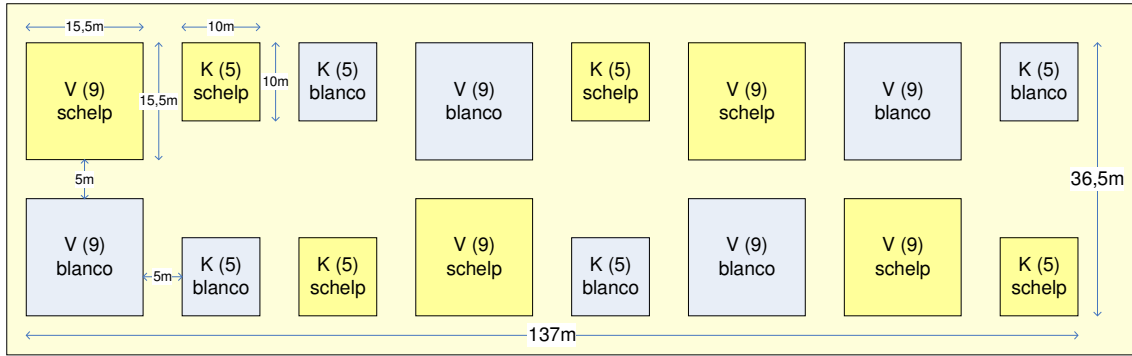
Figuur 2 Aanplant: A. veilige plot (=V), B. kansrijke plot (=K), C. Open hart plot



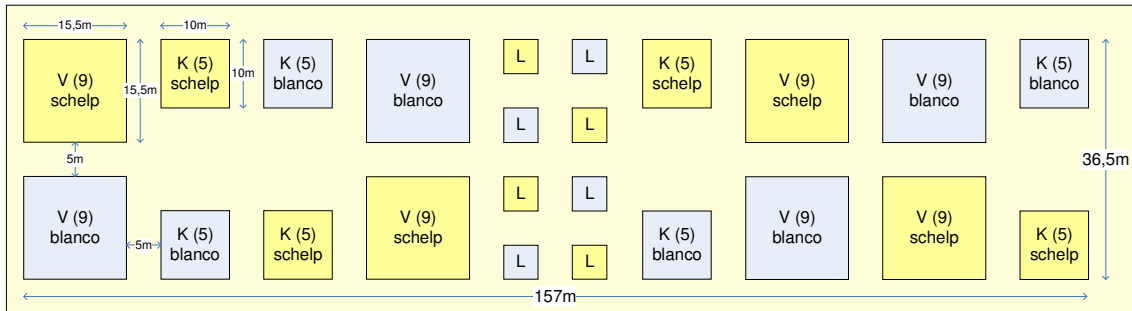
Figuur 3 Indeling DM07: blauw = controles, geel = schelp



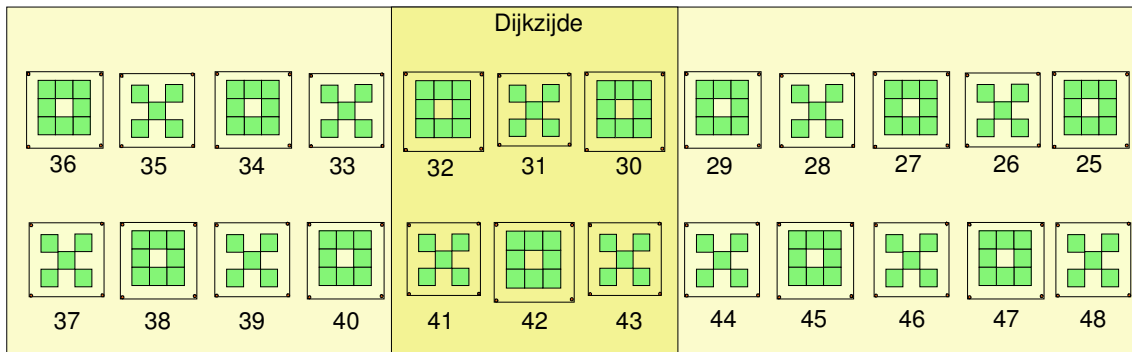
Figuur 4 Indeling KZ07: blauw = controles, geel = schelp, groen = net



Figuur 5 Indeling van de 16 plots voor mitigatielocaties DM08, KZ08 en RH08

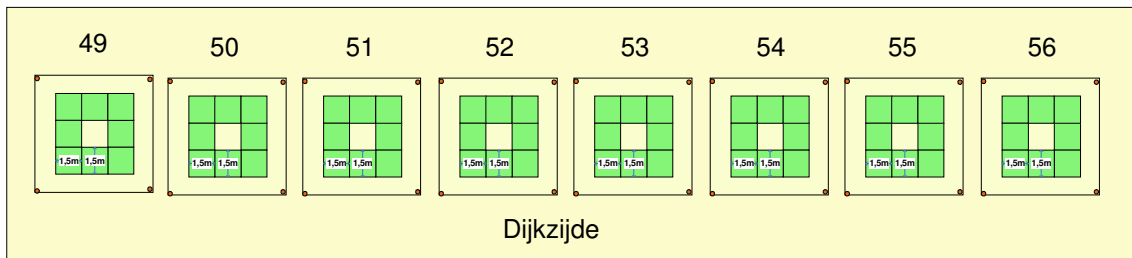


Figuur 6 Indeling van plots op KN08



Figuur 7 Indeling van plots op KN10a

Donker = gefreesde schelpenlaag, lichter = klassieke schelpenlaag; opstelling is voor helft 'Kansrijk' met vijf patches, voor de andere helft 'Open-hart' met acht patches.



Figuur 8 Indeling van plots op KN10b

Alles plots hebben een Open-hart indeling met ieder acht patches, plus een schelpenbehandeling.

1.4 Huidige rapport

Het huidige rapport dient als eindrapportage ter afsluiting van Fasen 6, 7 en 8: Monitoring van Zeegrasmusmitigaties uitgevoerd in 2007, 2008 & 2010 gedurende 2010-2011. Deze fasen zijn hieronder afzonderlijk beschreven. Volgens contract zou de opleverdatum voor de rapportage van Fase 8 15 juni 2012 zijn, maar dit is volgens wijzigingsovereenkomst ZLD 6606:120 gewijzigd in 30 november 2012.

Fase 6: Monitoren vanaf april 2010 tot en met april 2011 van de zeegrasmusmitigaties zoals uitgevoerd in 2007 en 2008, analyseren en rapporteren van de resultaten conform de gevraagde tussenrapportage in contract.

Fase 7: Fulltime begeleiden zeegrasmusmitigaties in maart 2010 en in mei / juni 2010 inclusief het uitvoeren van een nulmeting en rapporteren van de resultaten en bevindingen conform de gevraagde tussenrapportage in contract. Daarnaast het begeleiden van het aanbrengen van extra schelpen buiten de werkstrook in Viane Oost begin oktober 2010.

Fase 8: Monitoren in juli, augustus, september, oktober 2010 en januari, mei, juni, juli, augustus, september 2011 en analyseren en rapporteren van de resultaten conform gevraagde eindrapportage in contract.

Concreet gaat het om rapportage over monitoring gedurende 2010-2011 van de zeegrasmusmitigaties zoals uitgevoerd in 2007, 2008 en 2010 op de mitigatielocaties Krabbenkreek Noord (KN08), Krabbenkreek Zuid (KZ07, KZ08), Dortsman Noord (DM07, DM08) en Roelshoek (RH08).

De aanplantmethodologie is uitgebreid gerapporteerd in de tussenrapportage voor Fase 4 Begeleiding Zeegrasmusmitigaties mei-juni 2008 van 25 augustus 2008 en zal hier niet verder worden besproken. Doel van het huidige rapport is om aan de hand van de aanplanten van 2007, 2008 en 2010 inzicht te krijgen in de sturende factoren die bepalen of zeegrastransplantaties een succes worden of mislukken. De rapportage richt zich in de analyse op factoren zoals i) de ontwikkeling van het zeegras, ii) geassocieerde biologische parameters, iii) fysisch-chemische parameters, en iv) succesanalyse van locatie Roelshoek.

2 Monitoring- en analysemethodiek

2.1 Basisparameters voor monitoring

Voor de nulmeting en monitoring van de zeegrasmusmitigaties van 2007, 2008 en 2010 werd door RU medewerkers een formulier ontwikkeld dat voor beide kon worden gebruikt. Dit werd oorspronkelijk ontwikkeld voor beschrijvingen per plot (Fase 3 rapport van 4 december 2008), maar is later aangepast voor beschrijving per patch/plag (zie Fase 5 rapport van 3 april 2010 en Annex 1). Er is in 2007-2011 29 maal gemonitord, en datums van monitoringsronden staan in Tabel 2. Alle gemeten parameters zijn samengevat in Tabel 3, en de methodologie wordt hieronder verder beschreven. Monitoringsronden waarbij volledige metingen zijn verricht, zijn uitgevoerd zoals aangegeven in Tabel 3). Naast deze volledige monitoringen zijn korte werkbezoeken uitgevoerd door RU medewerkers (zie 1.3).

Tabel 2 Datums van uitgevoerde monitoring

Tijdstip	Beginnend op	Eindigend op	Type monitoring
0	8 juni 2007	23 juni 2007	Nulmeting 2007
1	11 juli 2007	17 juli 2007	1 ^e monitoring 2007
2	20 augustus 2007	24 augustus 2007	2 ^e monitoring 2007
3	11 september 2007	12 september 2007	3 ^e monitoring 2007
4	1 november 2007	1 november 2007	4 ^e monitoring 2007
5	26 mei 2008	5 juni 2009	Nulmeting / 1 ^e monitoring 2008
6	6 juli 2008	30 juli 2008	2 ^e monitoring 2008
7	31 juli 2008	6 september 2008	3 ^e monitoring 2008
8	22 september 2008	7 oktober 2008	4 ^e monitoring 2008
9	3 november 2008	6 november 2008	5 ^e monitoring 2008
10	2 december 2008	3 december 2008	6 ^e monitoring 2008
11	25 mei 2009	29 mei 2009	1 ^e monitoring 2009
12	29 juni 2009	2 juli 2009	2 ^e monitoring 2009
13	3 augustus 2009	6 augustus 2009	3 ^e monitoring 2009
14	31 augustus 2009	2 september 2009	4 ^e monitoring 2009
15	5 oktober 2009	7 oktober 2009	5 ^e monitoring 2009
16	27 november 2009	29 november 2009	6 ^e monitoring 2009
17	23 maart 2010	24 maart 2010	Nulmeting / 1 ^e monitoring 2010
18	31 mei 2010	4 juni 2010	2 ^e monitoring 2010
19	15 juni 2010	23 juni 2010	Nulmeting / 3 ^e monitoring 2010
20	19 juli 2010	20 juli 2010	4 ^e monitoring 2010
21	23 augustus 2010	26 augustus 2010	5 ^e monitoring 2010
22	10 oktober 2010	13 oktober 2010	6 ^e monitoring 2010
23	18 maart 2011	20 maart 2011	1 ^e monitoring 2011
24	26 april 2011	28 april 2011	2 ^e monitoring 2011
25	6 mei 2011	7 mei 2011	3 ^e monitoring 2011
26	12 juni 2011	16 juni 2011	4 ^e monitoring 2011
27	22 augustus 2011	25 augustus 2011	5 ^e monitoring 2011

De monitoringsgegevens zijn in eerste instantie op de papieren formulieren genoteerd, of in het geval van de kartering, tijdelijk opgeslagen in de d-GPS. Vervolgens zijn alle gegevens opgenomen in een Microsoft Office Excel 2003 SP3 database, later in een Microsoft Office Access 2003 database.

2.1.1 Monitoren van zeegras

Bepalen van oppervlaktes

In 2008 bleek dat in veel plots de patches aangelegd in 2007 niet als zodanig meer te herkennen waren, en daarom werd besloten oppervlakte van het zeegras in te schatten m.b.v. een raamwerk van 40 bij 40 cm (grid; zie Eindrapportage Fase 5, 3 april 2010); dit werd uitgevoerd in alle monitoringsronden in 2008, en 2009 op RH08. Daarnaast werd gedetailleerde kartering van het zeegras uitgevoerd met behulp van een d-GPS⁶, waarbij een nauwkeurigheid van enkele centimeters (x- en y-as) werd bereikt. Dit is 2x uitgevoerd in 2008, 3x in 2009, 3x in 2010 en 2x in 2011.

Bedekkingen & aantal scheuten

Oorspronkelijk werd uitgegaan van het schatten van bedekkingspercentages in aangelegde plagen, omdat aantallen scheuten te hoog waren om direct te tellen. Daarnaast werd de relatie bedekkingspercentage en aantal scheuten per m² bepaald per locatie en in de loop van de tijd. In 2009 bleek dat op de meeste mitigatielocaties het aantal scheuten laag was en oorspronkelijke patches veelal slecht terug te zien waren. Daarom werd besloten over te gaan op een directe telling van het aantal scheuten per plot. Uitzondering was RH08, waar de bedekking met zeegras hoog was in 2009 en de indirecte methode via bedekkingspercentages werd dat jaar voortgezet.

Overige

In alle monitoringsronden is een schatting gemaakt van het aantal bloeiende scheuten en bloeistadium. Daarnaast is er tijdens nulmetingen een schatting gemaakt van het percentage bruinzwart verkleurde bladeren.

2.1.2 Monitoring van het substraat

Reliëf

Wadpierreliëf (=het verschil in hoogte tussen wadpierhoopje en zichtbare, bijbehorende inzuigtrechter) werd gemeten met behulp van een waterpas en meetlat (zie Eindrapportage Fase 5, april 2010). Per plot werd 5-10x het hoogteverschil per hoop/kuil paar, zowel buiten als binnen het zeegras gemeten. Daarnaast werd microreliëf gemeten met behulp van een d-GPS. Eind april 2009 werd begonnen met gedetailleerde hoogtemetingen op KN08, KZ08, DM08 en RH08 van de helft van alle kansrijke plots (d.w.z. 4 plots per mitigatielocatie). Per plot werd 1000+ punten gemeten, en deze zijn later uitgewerkt tot een hoogtekaart van iedere kansrijke plot. Dit is 6x in 2010 en 3x in 2011 uitgevoerd.

Poriewater samples

Porievocht werd bemonsterd met behulp van 5 cm lange 'rhizons' (sippers), die aan een spuit zitten die wordt uitgetrokken tot er 50 ml vacuüm ontstaat (zie bijv. Nayar *et al.*, 2005). Door het vacuüm wordt poriënwater langzaam naar binnen gezogen. Gemiddeld is er op deze manier 30 ml porievocht per monsternamen verzameld, en per monsterpunt zijn twee monsters gepooled. Per plot zijn monsters genomen (net) buiten de plot, in het zeegras, en buiten het zeegras maar in de plot (voor zowel controle als schelpenplot). Watermonsters zijn koel bewaard tot de eerste analyse (binnen 6 uur, zie 2.2) waarna ze vervolgens zijn overgeheveld en ingevroren in monsterpotjes voor verdere analyse. 1 ml sample werd koel bewaard en hiervan werd binnen twee weken het totaal anorganische koolstof bepaald. In totaal is er van 2008-2011 op 2-8 tijdstippen monsters genomen op mitigatielocaties en op 2-3 tijdstippen in de

⁶ Differential Global Positioning System.

natuurlijke populaties. Naast de mitigatielocaties is er ook gesampled in een aantal natuurlijke zeegrasvelden, namelijk op Krabbenkreek Noord, Viane Oost, Viane West, Goesse Sas, Oostdijk, Zandkreek, Slikken van Kats, Slikken van Dortsman Zuid/het Gemaal.

Sedimentmonsters

Sedimentmonsters: Monsters zijn van 2007-2011 tijdens de augustus-september monitoring 'at random' genomen op alle locaties en enkele natuurlijke populaties, zowel binnen als buiten de plots. In 2008 zijn van de 2008 aanplanten gedurende het groeiseizoen ook extra monsters genomen. In 2007 en 2008 zijn de sedimentmonsters nog opgesplitst in de laag 0-1cm en 1-5cm. Vanaf 2009 gebeurde dit niet meer en werd alleen de bovenste 5cm gesampled. De locaties KN10A en KN10B zijn enkel gesampled buiten de zeegrasplag, net als DM07.

Diepte van wadprierbehandeling

Wadprierbehandeling: de diepte van de wadprierbehandelingslaag is gemeten door een duimstok de bodem in te drukken totdat deze niet meer verder gedrukt kan worden. In geval van een plots met een wadprierbehandelingslaag wordt de diepte hiervan gemeten. In geval van een onbehandelde plot wordt een natuurlijk ondoordringbare laag gemeten of het uitblijven hiervan. De diepte van de wadprierbehandelingslaag wordt gemeten tijdens elke monitoring vanaf september 2008, m.u.v. de monitoring van september 2010.

Overige

De diepte van de behandelingslaag⁷ of andere ondoordringbare lagen werd voor het eerst gemeten aan het einde van het 2008 seizoen, maar werd daarna bij iedere monitoringsronde meegenomen. Tijdens de eerste monitoring in 2007 en 2008 werd de bedekkingspercentage aan schelpen geschat, omdat dit mogelijke aanhechtingsplaatsen zou bieden voor macroalgen. Dit is later geschrapt omdat het weinig informatie opleverde, en weinig consistent was. Vanaf 2008 is ook genoteerd of een patch wel/niet droogvallend was; in 2009 werd het percentage bedekking met water op het tijdstip van de monitoring genoteerd in categorieën 0-25%, 25-50%, 50-75% en 75-100%.

2.1.3 Monitoring van overige biologische factoren

Tijdens de monitoring zijn de volgende biologische parameters gemeten:

Volwassen en juveniele wadprieren: aantallen per vierkante meter. Wadprierhoopjes worden als proxy gebruikt voor wadpieraantallen geteld op vierkante meter of een subdeel daarvan, meerdere malen binnen de plot, zowel binnen de patches als buiten het zeegras. Differentiatie in adulte en juveniele gebeurt op dikte van het wadprierhoopje: >1mm = adult.

Macroalgen: de bedekkingspercentage en soortensamenstelling per plot. Het bedekkingspercentage werd geschat per plot, waarbij ook de algensoorten werden genoteerd. Algen zijn niet meegenomen als parameter in de plagen tijdens de nulmeting in juni 2008 (omdat ze waren verwijderd), maar wel buiten de plot gemeten.

Wadslakjes: het aantal wadslakjes/m² werd geteld met behulp van een grid van 10 bij 10 cm (nulmeting), later met behulp van een 25 bij 25 cm grid.

Alikruiken: het aantal alikruiken/m²: het aantal alikruiken werd geteld per patch (later per plot).

Strandkrabben: het aantal (strand-)krabben/m²: aantal per patch genoteerd.

Epifyten: de bedekkingspercentage aan epifyten werd bepaald; hierbij werd het gemiddelde bedekkingspercentage geschat van vier meegenomen zeegrasscheuten.

⁷ Dit is in de meeste gevallen de aangebrachte schelpenlaag; een uitzondering is KZ07 waar in 8 plots een net werd aangebracht als alternatief voor schelpen.

Ganzenkuilen: in oktober 2008 werd het totale aantal kuilen genoteerd per plot voor KN08, DM08 en RH08. In november 2009 zijn ganzenkuilen ingemeten met behulp van een RTK-dGPS. In 2010-2011 zijn 'plantcams' (eenvoudige camera's die automatisch foto's nemen) opgesteld op een aantal mitigatielocaties om ganzen te volgen. Daarnaast is op Roelshoek een proef uitgevoerd om methoden te testen om ganzen buiten de plots te houden (zgn. ganzen 'exclosure' proef).

Tabel 3 Parameters voor monitoring plots in 2008-2012

Parameter	Methode	Nulmeting	Monitoring
Algemeen	Fotografisch vastleggen van patches/plot	+	+
Zeegras	Schatting van bedekkingspercentage	+	+(2008)
	Schatting van uitbreiding		+
	Schatting van het aantal bloeiende scheuten & bloeistadium	+	+
	Schatting van % zwarte/bruine bladeren	+	±
	Oppervlakte inschatten m.b.v. grid		+
	Karteren m.b.v., RTK-GPS	±	+
Substraat*	Schatting % bedekking schelpen	+	+
	Waterbedekkings%	+	+
	Hoogte wadpierhoopjes (gem. van adulte, cm)	±	+
	Microreliëf m.b.v. RTK-GPS		+
	Poriewater samples		+
	Sedimentmonsters		+
	Diepte van behandelingslaag		+
Overige biologische factoren*	Aantal wadpieren/m ² (volwassen)	+	+
	Aantal wadpieren/m ² (juvenile)	±	+
	Bedekkingspercentage macroalgen + soorten		+
	Aantal wadslakjes/m ²	+	+
	Aantal alikruiken/m ²	+	+
	Aantal (strand-)krabben/m ²	±	+
	Epifyten bedekkings% (gem. v. 4 scheuten)		+
	Ganzenkuilen		+

2.1.4 Monitoring voor de succesanalyse RH08, DM08 & KN10b

Doel van de succesanalyse was om de dynamiek van de zeegraspatches te relateren aan sediment dynamiek op verschillende schalen.

Methode verwerking grootschalig sedimentdynamiek

Het reliëf van het zeegras is op DM08, RH08 en KN10b met een regelmatig interval gemeten met behulp van Global Navigation Satellite System (GNSS⁸) met een correctiesignaal. De output van de GNSS zijn tekstbestanden met coördinaten en hoogte, en deze zijn omgezet naar ARCGIS shape punt bestanden zodat deze bruikbaar zijn in een GIS ter omzetting naar een raster.

Een plotdekkende raster is gecreëerd door de shape punt bestanden te interpoleren en een uitsnede te maken van deze interpolatie door deze te extraheren met de plot. De interpolatiemethode is bepaald door

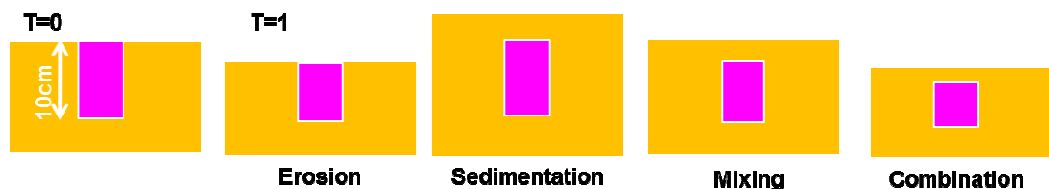
⁸ Naast het Amerikaanse GPS systeem maakt het gebruikte systeem ook gebruik van GLONAS.

te bepalen welke methode de laagste RMS⁹ heeft; dit is gedaan door de interpolaties eerst uit te voeren met alle punten en daarna dezelfde interpolaties uit te voeren zonder een aantal punten. De RMS is bepaald door de originele waarden te vergelijken met de nieuwe waarden, met behulp van de volgende formule: $\sqrt{((\bar{z}_1 - z_1 + \bar{z}_2 - z_2 + \bar{z}_n - z_n)^2)/n}$, waarbij 'z' de hoogte is. Uit de berekening bleek Kriging (een kleinste kwadratenmethode) met 5 bekende punten (kunnen gezien worden als lineaire vergelijkingen) de beste interpolatiemethode te zijn. Alle tijdstippen en locaties zijn geïnterpoleerd en geëxtraheerd, en van de ontstane rasters zijn de standaardafwijking, variantie, minimum en maximum (allen in meters) omschreven, samen met het aantal cellen.

De zeegras contouren zijn gedigitaliseerd in een polygoon formaat. Dit betekent dat de randen niet over een zullen komen met de rasters van het reliëf. Om een vergelijking te kunnen maken tussen de sedimentdynamiek en het zeegras zijn deze polygonen omgezet naar een raster. Deze rasters hebben hetzelfde formaat gekregen als de rasters van het reliëf om een eerlijke vergelijking te kunnen maken. Wanneer dit niet gedaan wordt zal er gekeken worden naar of de grootste of het kleinste raster, de rasters (bij het kleinste formaat) krijgen hierbij een geïnterpoleerde waarde toegewezen, omdat er geen controle is welke interpolatiemethode uitgevoerd wordt en of deze methode wel geschikt is, is er gekozen voor het gelijke raster formaat. Het reliëf binnen het zeegras is bepaald door uit de reliëfrasters de zeegras contouren te knippen. Hierdoor ontstaat er een raster met de vorm van de zeegras contouren, maar inclusief het reliëf. Het reliëf buiten het zeegras is bepaald door middel van enkele stappen, de eerste stap is van de reliëfrasters in het zeegras negatieve rasters te maken. Dit betekent dat een waarde van bijvoorbeeld 0,35m nu -0,35m wordt. De tweede stap is het optellen van deze negatieve zeegras reliëf rasters met de totale reliëfrasters van hetzelfde tijdstip, hierdoor worden alle waarden binnen het zeegras "0". Als laatste stap zijn de rasters met waarde "0" weggelaten uit de analyse, dit is gedaan door deze te deselecteren. Van de zeegras reliëf raster, buiten zeegras reliëf raster en de reliëf raster van de totale plot zijn de standaardafwijking, variantie, minimum, maximum en het aantal cellen bepaald.

Methode verwerking kleinschalig sediment dynamiek

De kleinschalige sediment dynamiek werd in kaart gebracht door middel van een methode beschreven in Mahaut & Graf (1987). Hierbij wordt een sedimenttracerstaafje (lokaal sediment vermengd met fluorescerende tracers) in de bodem wordt gebracht waarna na 6-8 weken bepaald wordt wat er van het oorspronkelijke tracer staafje van 10 cm nog terug te vinden is. De mate en patroon van terugvinden van de tracer geeft een indicatie voor de kleine / fijne schaal processen in het sediment (Figuur 9). Deze metingen zijn verricht verspreid binnen alle kansrijke plots van de locaties KN10B, RH08 en DM08, vanaf de zomer van 2010 tot de zomer van 2011.



Figuur 9 Schematische weergave van kleinschalig sediment dynamiek methode.

Dwarsdoorsnede door sediment met 10cm test sediment staafje (roze) op T0 en de mogelijke uitkomsten op T1

⁹ Root Mean Square

2.2 Analyses van monsters

2.2.1 Meten van zetmeelgehaltes in rhizomen

Zetmeelgehaltes zijn geanalyseerd in de rhizomen (wortelstokken) van *Zostera noltii*. Hiervoor zijn rhizomen geoogst op verschillende locaties (natuurlijke populaties en mitigatielocaties) vóór het groeiseizoen, na de winter (april) en aan het einde van het groeiseizoen, vóór de winter (november). Vers plantenmateriaal is opgesplitst, ingevroren en gevriesdroogd. De analyses zijn gebaseerd op een protocol van Yemm en Flokes (1954), waarbij zetmeel wordt onttrokken met behulp van natronloog, gekookt en aangekleurd met een anthron reagens, en spectrofotometrisch gemeten bij 640 nm. Resultaten worden weergegeven in milligram per gram gevriesdroogd materiaal.

2.2.2 Omzetten van bedekkingspercentages

Om bedekkingspercentages zeegras te kunnen omzetten in aantal scheuten per vierkante meter is per mitigatielocatie in 2008 de relatie tussen bedekkingspercentage en scheuten bepaald tijdens de 1^e, 2^e en 4^e monitoringsronden. Deze relaties zijn per locatie uitgezet en vervolgens gebruikt voor de conversie van bedekkingspercentages van 2008 naar aantallen scheuten per vierkante meter (zie Eindrapportage Fase 5, april 2010). Na 2009 zijn scheutaantallen rechtstreeks geteld, en is deze omrekening niet meer nodig geweest.

2.2.3 Analyse van sedimentmonsters

Korrelgrootte werd in het NIOZ laboratorium te Yerseke bepaald met behulp van een zogenaamde 'Malvern' analysator, een laserapparaat dat speciaal is ontwikkeld voor automatische bepaling van korrelgroottes van sedimenten (zie www.malvern.co.uk). Naast bepaling van het percentage sediment binnen een bepaalde sedimentklasse, zijn ook de 10%, 50% en 90% percentielen berekend; bij een percentiel van 10% (i.e. de D10) heeft 10% van het sediment een korrelgrootte, dat kleiner is dan de aangegeven diameter (in μm). De monsters zijn eerst gevriesdroogd, en daarna gezeefd om grove delen (>1mm) zoals stukjes schelp en wortels eruit te halen. Per monster is uiteindelijk een paar gram sediment gebruikt voor de analyse met de Malvern.

2.2.4 Analyse/metingen van porievocht

Een aantal analyses en metingen zijn ter plekke of nog dezelfde dag uitgevoerd m.b.v. een Yellow Springs Instruments YSI 556MPS multiprobe sampler: dit zijn sulfide, pH, redox potentiaal en saliniteit:

- Sulfide: M.b.v. een sulfide antioxidant buffer (pH14) wordt alle H_2S en HS^- omgezet naar S^{2-} , wat vervolgens m.b.v. een ion-specifieke zilversulfide elektrode wordt gemeten.
- pH is direct gemeten m.b.v. een pH-meter.
- Redox potentiaal: Wordt direct gemeten in een anaëroob gehouden monster m.b.v. een platina elektrode.
- Saliniteit: Dit wordt gemeten aan de hand van de geleidingscoëfficiënt van het water.

Alkaliniteit werd middels titratie bepaald:

- Alkaliniteit: 10 ml porievocht aangebracht in een 25 ml bekersglas. De pH wordt gemeten en vervolgens wordt druppelsgewijs 0,01 M HCl (zoutzuur) toegevoegd totdat de pH 4,2 is. Alle buffers zijn dan verbruikt. Belangrijke buffers in porievocht van zeewaterbodems zijn normaliter sulfide, fosfaat en bicarbonaat. <n.b. ammonium vormt geen buffer omdat het pH van ammonium hoger ligt dan de pH van het vocht.>

Metingen aan het poriënwater uitgevoerd in het NIOZ laboratorium: ammonium en orthofosfaat en nitraat:

- Ammonium (NH_4^+): spectrofotometrisch gemeten met behulp van hypochloriet (gebaseerd op reactie van Berthelot) op een QuAAtro analysesysteem. De oplossing kleurt groen wanneer ammonium aanwezig is in de oplossing, en kleurintensiteit is een maat voor het ammoniumgehalte.
- Orthofosfaat (o-PO_4^{3+}): spectrofotometrisch gemeten met behulp van ammoniummolybdaat op een QuAAtro analysesysteem. De oplossing kleurt blauw wanneer orthofosfaat aanwezig is in de oplossing, en kleurintensiteit is een maat voor het orthofosfaatgehalte.
- Nitraat (NO_3^-): gebufferd en gereduceerd monster wordt spectrofotometrisch gemeten met behulp van α -naphthyleendiaminedihydrochloride. De oplossing kleurt rood wanneer nitraat aanwezig is in de oplossing, en kleurintensiteit is een maat voor het nitraatgehalte. Nitraat (NO_3^-) is niet gemeten indien monsters (ruikbaar) sulfide bevatten; sulfide wordt alleen gevormd (uit sulfaat) als de meer gunstige elektronenacceptoren (zuurstof en vervolgens nitraat) zijn verbruikt.

Metingen aan het poriënwater uitgevoerd in het RU laboratorium: TIC, Natrium, Kalium, Chloride en overige elementen (ICP):

- Totaal anorganisch koolstof: absorptie gemeten op ABB Advance Optima Infrared Gas Analyzer (IRGA). Anorganisch koolstof komt vrij door aanzuring van het monster, waarna het door stikstofgas door de IRGA wordt geleid. De mate van verandering van absorptie van een infrarood licht is een maat voor het totale anorganisch koolstof in het sample.
- Natrium, kalium en chloride: Vlamfotometrisch (Na, Ka) en colorimetrisch (Cl) gemeten met Bran&Luebbe autoanalyzer III.
- Overige elementen: Trace elementen (Fe, Mg, Ca, Al, Mn, etc.) van aangezuurde monsters zijn spectrometrisch bepaald met Thermo Fisher Scientific Iris Interpid II "inductively coupled plasma optical emission spectroscopy".

2.3 Statistische analyse

Waar relevant, zijn standaarddeviaties (stdev) en standaardafwijkingen (sterror) bepaald met behulp van het standaardprogramma binnen Microsoft Office 2003 Excel.

3 Resultaten & discussie van de monitoring

3.1 Ontwikkeling van het zeegras

In 2008 zijn bedekkingspercentages van het zeegras geschat per patch, omdat in vrijwel alle gevallen de patches duidelijk zichtbaar bleven gedurende het jaar en deze methode ook in 2007 werd toegepast. Wel is er per mitigatielocatie de correlatie tussen bedekkingspercentage en aantal scheuten per vierkante meter berekend op een drietal tijdstippen in het groeiseizoen.

In 2009 is besloten het totale aantal scheuten per plot te monitoren in plaats van bedekkingspercentages per patch. Dit werd besloten omdat de patches niet meer goed te herkennen of waren. Bovendien waren de scheutdichtheden heel laag op alle locaties behalve RH08. Om een vergelijking mogelijk te maken zijn de bedekkingspercentages van 2008 omgezet in aantal scheuten per plot, gebruik makend van de correlatie bepaald in 2008. Voor de veilige plots is een omrekeningsfactor $\times 5/9$ gebruikt om te corrigeren voor verschillen in aantal patches bij aanleg.

In 2010 en 2011 is de monitoring van het zeegras uitgevoerd zoals in 2009, en zijn het totale aantal scheuten per plot geteld. Bij de aanplant van 2010 op Krabbenkreek Noord, en met name de mitigaties van mei-juni 2010 (KN10b), is bedekkingspercentage in 2010 direct omgerekend naar aantallen scheuten. In 2011 is dezelfde aanpak gebruikt bij de nieuwe aanplant op Roelshoek (RH11).

3.1.1 Algemeen beeld zeegrasbedekking

Ontwikkeling in 2008

Het donormateriaal dat in 2008 werd gebruikt had een lager bedekkingspercentage dan dat van 2007 (respectievelijk 11.3 % en 30.4 %). Dit verschil heeft twee oorzaken. Ten eerste, ongeveer driekwart van het donormateriaal kwam in 2008 van donorlocatie Viane Oost, dat van nature een lager bedekkingspercentage heeft dan Viane West, dat in 2007 uitsluitend werd gebruikt. Ten tweede, in het voorjaar van 2008 kwam de groei van het zeegras pas laat op gang, zowel in de natuurlijke populaties als in de mitigatielocaties van 2007. Een lange, strenge winter en relatief koud voorjaar kan hieraan ten grondslag hebben gelegen (zie werkbezoek verslag van 7 juni 2008).

Mitigatielocaties DM08 en KZ08 doen het direct vanaf de transplantatie in juni 2008 relatief slecht. Op DM08 blijven de bedekkingspercentages laag (1-2%, maximaal 5%) en zien de planten er ongezond (klein, veel bruine bladeren) uit, zelfs in augustus wanneer de groei een maximum bereikt. KZ08 doet het iets beter dan DM08, maar relatief veel slechter dan de natuurlijke populaties en de overige twee mitigatielocaties. KN08 en RH08 doen het beide goed in 2008, met gezond ogende planten en bedekkingspercentages die in augustus toenemen naar 10-30% (soms >50%), en op RH08 in september zelfs naar gemiddeld 30-40%, waarbij vaak 60-80% bereikt wordt. Bloeipercentages blijven laag (1-2%) vergeleken met de natuurlijke populaties (vaak >10%). Foeragerende vogels (vooral rotganzen) zijn eind september actief op DM08 en KZ08, en in oktober ook op KN08 en RH08, en laten sporen achter in de vorm van ondiepe kuilen waarin het zeegras is verdwenen. In het najaar 2008 wordt het reliëf van KN08 erg grillig, ten gevolge van een aantal stormachtige dagen.

De winter van 2008-2009 is relatief streng, en zowel eind december 2008 als in januari 2009 is er sprake van veel ijs op de slikken, inclusief op de mitigatielocaties. Door ijsgang op Roelshoek gaan ongeveer eenderde van de markeringspalen verloren; deze worden later in het jaar vervangen.

Ontwikkeling in 2009

Aantallen scheuten zijn in het voorjaar (eind april 2009) nog laag, en opvallend is dat deze op KN08 hoger zijn dan op RH08, en veel hoger dan op KZ08 en DM08. Eind juni was dit beeld flink veranderd, want op KN was er amper sprake van toename sinds eind april, terwijl de plots van Roelshoek een enorme inhaalslag lijken te maken. De overige twee mitigatielocaties blijven achter.

In de zomer van 2009 blijft deze trend doorzetten, en terwijl het zeegras op RH08 flink toeneemt in oppervlakte en dichtheid blijven de overige drie mitigatielocaties van 2008 ver achter. Patches zijn op de meeste locaties niet meer goed te herkennen, en bij de monitoring wordt gebruik gemaakt van tellingen van scheuten in plaats van dichtheden. 2009 lijkt een uitstekend jaar te zijn voor zeegrasgroei en de natuurlijke populaties (bijv. Krabbenkreek Noord, Dortsman Noord, Gemaal St. Maartensdijk, Goesse Sas, Zandkreek) doen het goed, op een enkele uitzondering na¹⁰. Bedekkingspercentages in deze natuurlijke populaties zijn hoog, en de planten zien er gezond uit. De groei van het zeegras op RH08 lijkt op dat van de natuurlijke populaties, maar de overige mitigatielocaties blijven in alle opzichten ver achter. De plots met losse planten op KN08 doen het allemaal slecht en hierin verdwijnt het zeegras.

Eind augustus/begin september 2009 is er op RH08 duidelijk sprake van uitbreiding buiten de plots. 18 plukken zeegras (sommige vele dm², enkele tot m² groot) worden gevonden op afstanden van 5-200 meter vanaf de plots, in verschillende richtingen, en er lijkt sprake te zijn van spontane kolonisatie vanuit de aangelegde plots. Een natuurlijke populatie ligt op meer dan 750m afstand en lijkt onwaarschijnlijk als mogelijke bron, ook gezien de spreiding van deze uitzaaiingen.

In het najaar worden alle mitigatielocaties bezocht door foeragerende vogels (vooral rotganzen, maar ook bergeenden), die hiervan sporen achterlaten (ondiepe kuilen waarin het zeegras verdwenen is).

Ontwikkeling in 2010

In maart zijn er transplantaties uitgevoerd vanuit Viane Oost – eerst naar Roelshoek, maar nadat er problemen ontstonden met het materieel¹¹ zijn de activiteiten verplaatst naar Krabbenkreek Noord (KN10a), waar 24 plots worden aangelegd (figuur 7). Zeegrasvelden waren in het najaar ingemeten op Viane Oost met behulp van d-GPS omdat er in maart weinig zeegras bovengronds aanwezig zou zijn. Het aantal scheuten bij aanleg ligt op 190 per plot, ver boven dat van de overige plots (gem. 10/plot), behalve RH08 (81/plot) en DM07 (35/plot).

Zeegrasgroei in het voorjaar van 2010 valt tegen, en eind mei-begin juni was op alle locaties het zeegras nog amper toegenomen ten opzichte van eind maart 2010. Eind mei-begin juni wordt er voor de tweede keer zeegras getransplanteerd in 2010, en nu vanaf Krabbenkreek Noord (noordelijke natuurlijke

¹⁰ Een uitzondering is de zuidelijke natuurlijke populatie van Krabbenkreek Noord. In juni 2008 was deze erg florissant, met een gemiddelde zeegrasbedekking van meer dan 60%. In september 2008 werd het bezocht door foeragerende rotganzen en daalden de bedekking tot minder dan 1-2%. In 2009 is de bedekking laag gebleven en gemiddeld niet meer boven de 1-2% (plaatselijk 5%) uitgekomen.

¹¹ Zie werkbezoek verslag 16 van 6 april 2010; een rupsdumper en een kraantje zijn verloren gegaan nadat ze bleven vastzitten in zacht slib op Roelshoek.

populatie) naar KN10b, waar 8 'open hart' plots worden aangelegd (figuur 8). Zeegrasdichtheden zijn goed in de nieuwe plots.

In de zomer van 2010 komt de omslag qua groei en eind augustus is het zeegras op veel locaties flink toegenomen. Echter, op KN08, KZ07 en KZ08 is er amper sprake van toename, en ook RH08 – de sterlocatie van 2008 en 2009 – valt behoorlijk tegen qua dichtheden. Daarentegen doen beide mitigatielocaties op Dortsman Noord het goed, en is DM08 zelfs gemiddeld genomen de beste locatie qua zeegrasgroei. In de natuurlijke populaties en de aanplanten op KN10b worden in 2010 redelijke tot goede zeegrasbedekkingen aangetroffen, en het uitblijven van dergelijke dichtheden op overige aanplantlocaties zou mede het gevolg kunnen zijn van zeegrasverlies gedurende de winter (2009-2010). Gemiddeld staat er in 2010 op de mitigatielocaties slechts één derde van het zeegras in 2009.

Ontwikkeling in 2011

Vergeleken met 2009 en 2010 lijkt het een minder goed groei-jaar te zijn voor zeegras. In het voorjaar en de vroege zomer was de groei matig, met lage bedekkingen. Dit herstelde zich in de meeste natuurlijke zeegraspopulaties, behalve bij het Gemaal van St. Maartensdijk, waar het totale zeegrasareaal aanzienlijk is afgenomen en de bedekkingen laag zijn gebleven.

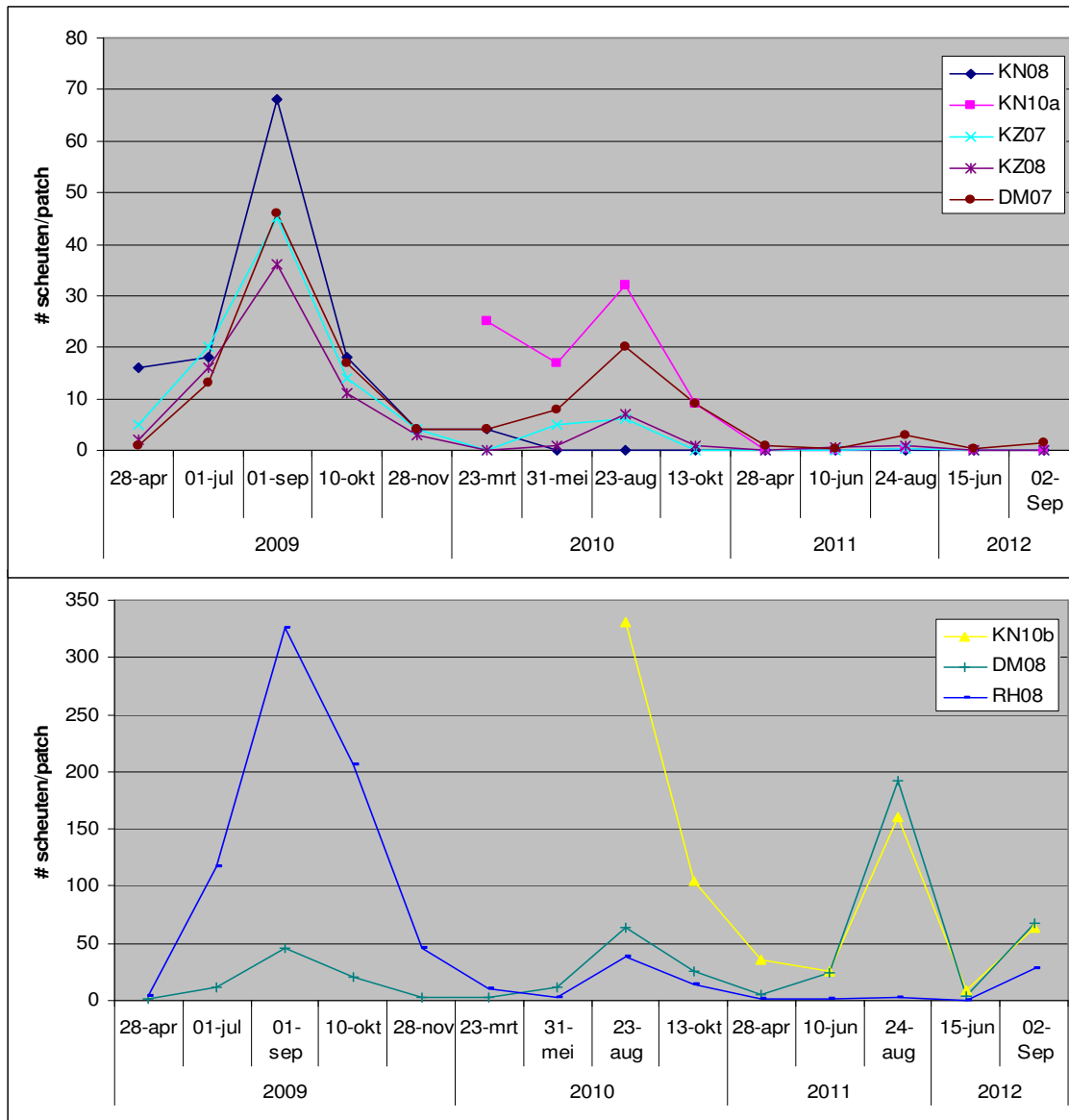
De natuurlijke zeegraspopulaties vertonen in het voorjaar van 2011 een redelijke groei van het aantal scheuten, al is dit niet op alle locaties even ver gevorderd. Het zeegras op de mitigatielocaties loopt achter qua ontwikkeling bij dat van de natuurlijke populaties, en alleen twee locaties doen het redelijk goed, namelijk KN10b en DM08. In mei-juni 2011 zijn er transplantaties uitgevoerd vanuit de werkstroken bij de Goesse Sas, naar de slikken van Roelshoek (RH11). Om problemen met wegzakken van materieel te voorkomen is de werkwijze aangepast en is gebruikt gemaakt van rijplaten ('schotten') en pontons.

In de vroege zomer doen twee locaties het redelijk goed, namelijk KN10b en DM08. KN10b gaat echter langzaam achteruit en de bedekking in juni was minder dan in april 2011. DM08 lijkt vooral te profiteren van uitzaaiingen vanuit de nabije natuurlijke populatie, want er staat ook veel zeegras tussen de plots en rondom de natuurlijke populatie. Op de overige mitigatielocaties blijft zeegrasgroei ver achter in vergelijking met zowel de natuurlijke populaties als met KN10b en DM08. Op één locatie (KN08) is sinds maart 2010 geen zeegras meer aangetroffen in de plots, en het lijkt erop dat op sommige locaties het zeegras verder achteruit is gegaan sinds het voorjaar van 2011.

3.1.2 Locatie & zeegrasontwikkeling

Het gemiddelde aantal zeegrasscheuten per patch is in figuur 10 weergegeven voor de acht mitigatielocaties van 2007-2010: KZ07, KZ08, DM07, DM08, KN08, KN10a, KN10b en RH08. De meeste mitigatielocaties vertonen een 'boom-and-bust' ontwikkeling, waarbij er na de aanleg eerst een periode van toename is met een hoogtepunt in het jaar na de aanleg; daarna volgt er een jaarlijkse afname. In 5 van de 8 locaties (KN08, KN10a, KZ07, KZ08, DM07) is het aantal zeegrasscheuten in het derde jaar tot (vrijwel) nul gedaald. De overige drie locaties vertonen ieder een ander beeld:

- RH08 deed het uitstekend qua zeegrasgroei in 2008 en 2009, met hoge bedekkingen en zelfs met 'uitzaaiingen'. In het najaar van 2009 werd het echter bezocht door ganzen, en vanaf 2010 zijn aantallen maar 5-10% van die van 2009.
- KN10b deed het goed in 2010, maar is in 2011 (en 2012) achteruit gegaan, al is de achteruitgang minder dramatisch dan bij RH08.
- DM08 is in vele opzichten afwijkend qua ontwikkeling. Een jaar na aanleg was het qua zeegrasscheuten flink afgenomen, maar sinds 2010 is het ieder jaar beter gaan doen.



Figuur 10 Aantal scheuten per patch voor de 8 locaties 2009-2011

10A (boven) = de 'mindere' plots die na 2-3 seizoenen naar nul dalen; 10B (onder), de 'betere' plots; n.b. KN10b 2010 getallen (23 augustus en 13 oktober) zijn gedeeld door 4; RH08 01 september 2009 is gedeeld door 5.

Conclusie: Op vijf van de acht locaties is het zeegras na een aanvankelijk goede start na drie jaar tot vrijwel nul gedaald. De overige drie locaties (RH08, KN10b en DM08) vertonen ieder een ander beeld. RH08 deed het uitstekend in 2008-2009, maar vanaf 2010 zijn aantallen maar 5-10% van die van 2009. KN10b deed het goed in 2010, maar is in 2011 (en 2012) achteruit gegaan. Na een slechte start in 2008-2009 is DM08 het sinds 2010 ieder jaar beter gaan doen.

3.1.3 Wadpierbehandeling & zeegrasontwikkeling

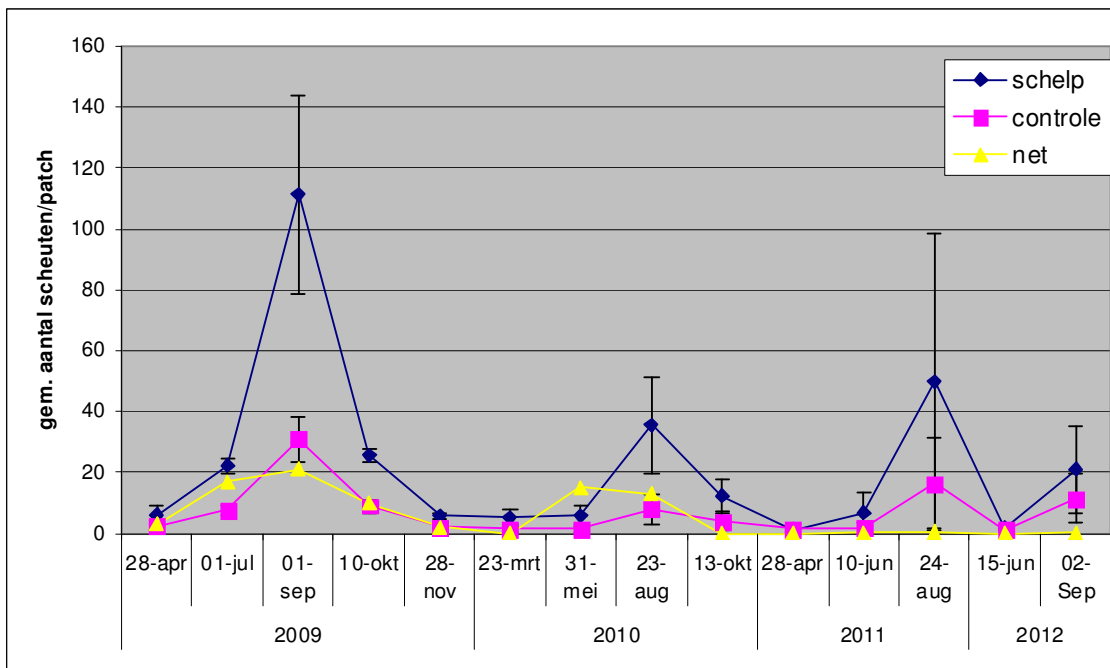
De helft van de plots van 2007 (KZ07, DM07) en 2008 (KN08, KZ08, DM08 en RH08) hebben een schelpenbehandeling ondergaan, om zo het aantal volwassen wadpieren te doen afnemen (zie 3.3.1). In deze behandelde plots is een schelpenlaag van 8-10 cm dikte aangebracht op een diepte van 10-15 cm in het sediment, en daarop zijn vervolgens de zeegraszoden aangebracht tijdens de verplaatsingen. De

overige plots zijn onbehandeld gebleven, ter controle. Op Krabbenkreek Zuid is in 2007 een tweede type behandeling geprobeerd tegen volwassen wadpieren, namelijk een 'net-behandeling', waarbij een fijnmazige net van kunststof op ongeveer 7-8 cm diepte is aangebracht alvorens de zeegrasplaggen werden verplaatst.

Omdat in 2009 al duidelijk was dat een schelpenlaag een positieve uitwerking heeft op de zeegrasgroei zijn vanaf 2010 alle nieuwe plots (KN10a, KN10b, RH11, VO12) met schelpen behandeld. Figuur 11 geeft het gemiddeld aantal scheuten per patch weer per behandeling (schelp, net, controle). N.b. de plots van 2010 zijn hierbij weggelaten, want dat zou het gemiddeld aantal scheuten van de schelpenbehandeling ten onrechte positief beïnvloeden.

Uit figuur 11 is direct duidelijk dat het aantal scheuten bij de patches met schelpenbehandeling tijdens het groeiseizoen systematisch hoger ligt dan de onbehandelde controle patches; daarnaast lijkt dit verschil significant (zie standaardafwijking). Tijdens het voorjaar (april-juni) zijn de verschillen gering, maar in de zomermaanden hebben de schelpenplots gemiddeld 3.5-4.5x scheuten als de controleplots. Gemiddeld over het hele jaar hebben de schelpenplots 3x zoveel scheuten als de controleplots. Het aantal scheuten in de netplots neemt gestaag af gedurende 2009-2011, hoewel er in de zomer wel een opleving is.

Conclusie: Bij de schelpenbehandeling ligt het aantal scheuten in de patches tijdens het groeiseizoen systematisch en significant hoger dan de onbehandelde controle patches. Tijdens het voorjaar (april-juni) zijn de verschillen gering, maar in de zomermaanden hebben de schelpenplots gemiddeld 3.5-4.5x scheuten als de controleplots. Gemiddeld over het hele jaar hebben de schelpenplots 3x zoveel scheuten als de controleplots. Het aantal scheuten in de netplots neemt echter af gedurende 2009-2011, hoewel er in de zomer een opleving is.



Figuur 11 Gemiddeld aantal scheuten per patch voor de verschillende behandelingen

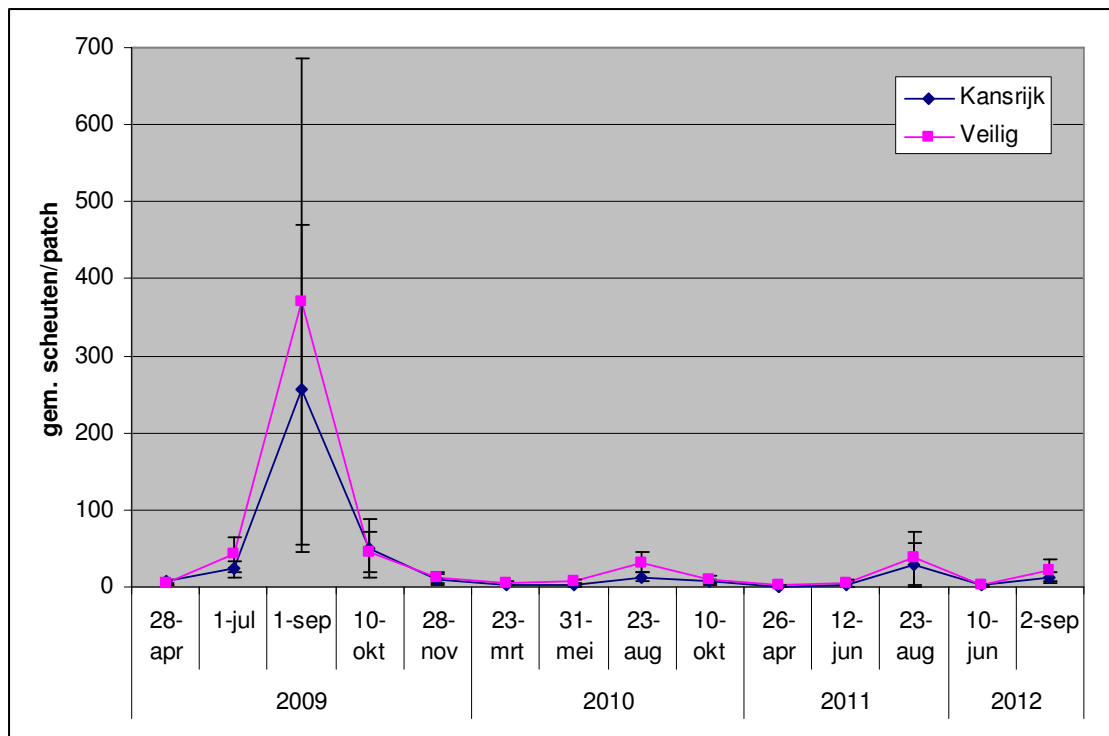
N.b. Schelp en controle = gemiddelde van KN08, KZ07, KZ08, DM07, DM08 en RH08. De netbehandeling is maar één keer toegepast, op KZ07. De plots van 2010 (KN10a, KN10b) zijn hierbij weggelaten, want dat zou het gemiddeld aantal scheuten van de schelpenbehandeling ten onrechte positief beïnvloeden. N.b. met standaardafwijking (StError)

3.1.4 Kansrijke versus Veilige aanplant & zeegrasonwikkeling

Het gemiddeld aantal zeegrasscheuten per patch is in figuur 12 weergegeven voor zowel Veilige (=9 tches/plot) als Kansrijke (= 5 patches/plot) plots. Dit is het gemiddelde voor de zes locaties KN08, KZ07, KZ08, DM07, DM08 en RH08 waar zowel K als V plots zijn aangelegd.

Uit figuur 12 blijkt dat de veilige plots het consistent beter lijken te doen dan de kansrijke plots (gem. bedraagt het aantal scheuten $V = 1.8x K$), maar uit de standaardafwijking blijkt tevens dat dit niet statistisch significant is, omdat de onderlinge verschillen aanzienlijk zijn.

Conclusie: Veilige plots (ieder 9 patches) doen het consistent beter dan Kansrijke plots (5 patches), en gemiddeld is het aantal scheuten in de veilige plots 1.8x dat van de kansrijke plots. Echter, uit de standaardafwijking blijkt dat deze verschillen niet statistisch significant zijn vanwege de grote onderlinge verschillen.



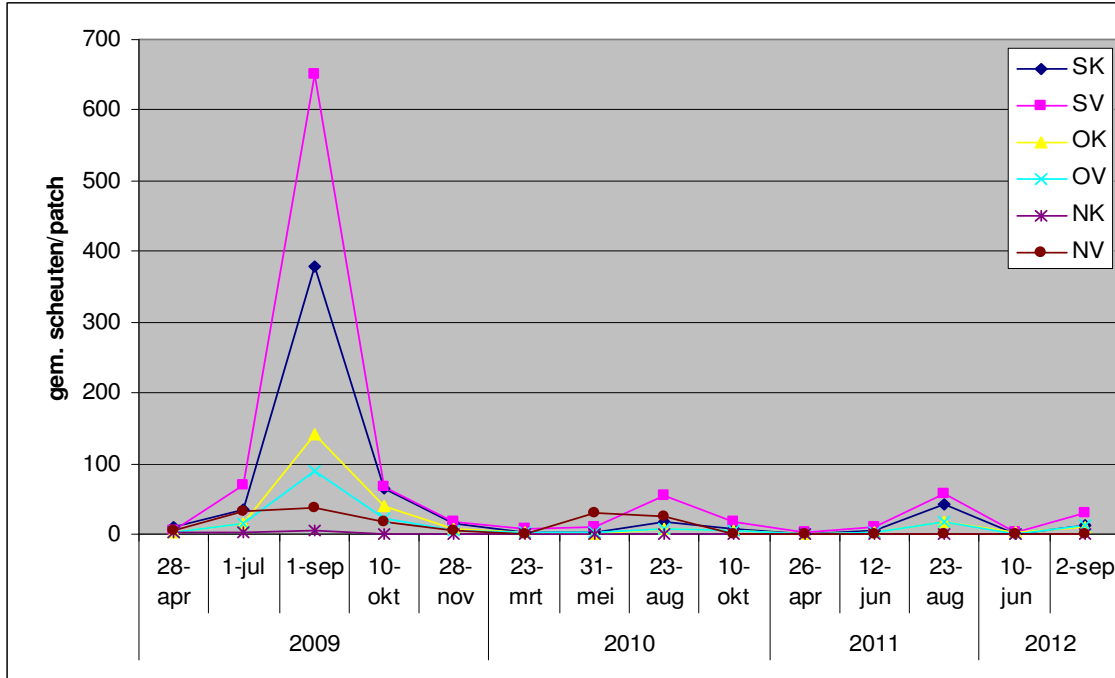
Figuur 12 Gemiddeld aantal scheuten per patch K versus V

N.b. \pm Standaardafwijking (StError) , voor combinatie van alle plots van KN08, KZ07, KZ08, DM07, DM08 & RH08.

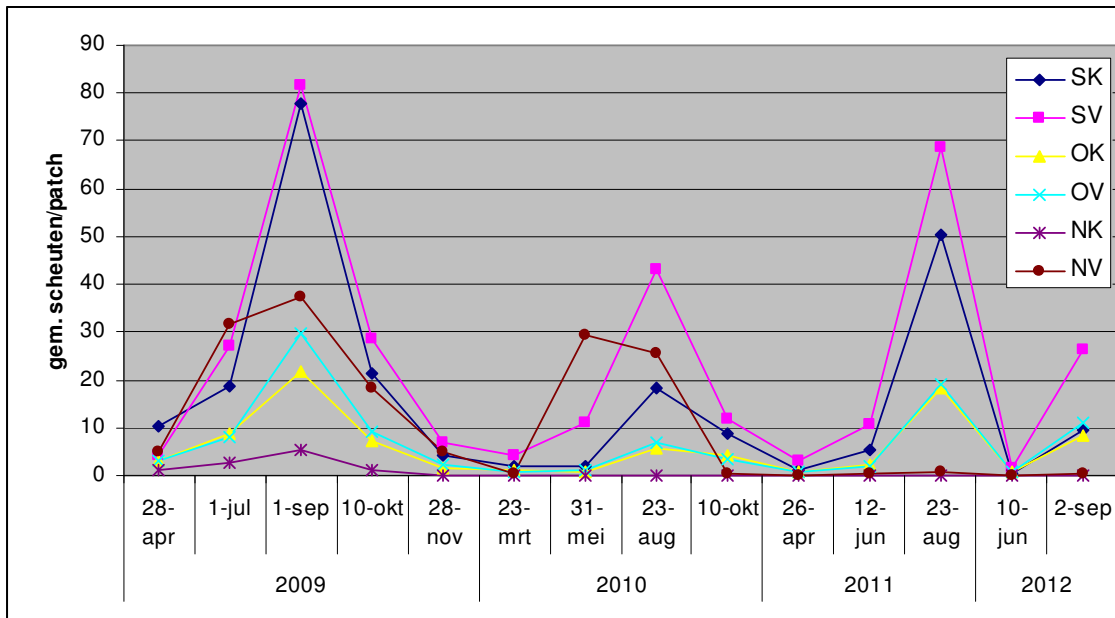
3.1.5 Beide behandelingen & zeegrasonwikkeling

De relatie tussen zeegrasonwikkeling en Kansrijke (K) versus Veilige (V) aanplantmethode, in combinatie met schelpenbehandeling en controle, is weergegeven in figuren 13 (alle locaties) en 14 (alle locaties behalve RH08). In beide gevallen zijn het de schelpenplots die het beter doen dan de overige behandelingen (net, controle), zowel in kansrijke als veilige opstelling. Qua zeegrassgroei volgt de volgende reeks (van beste naar slechtste): $SV > SK > NV > OV > OK > NK$. Deze zijn nog getest op significantie, maar hieruit volgt alleen dat schelpenplots het significant beter doen dan de overige behandelingen, en de overige relaties zijn niet significant.

*Conclusie: Uit combinaties van behandelingen blijkt dat de combinatie schelpen-veilig het beste werkt, en de combinaties controle-kansrijk en net-kansrijk het slechtst werken.
 Samenvattend: SV>SK>NV>OV>OK>NK.*



Figuur 13 Aantal scheuten per plot voor alle behandelingen & locaties

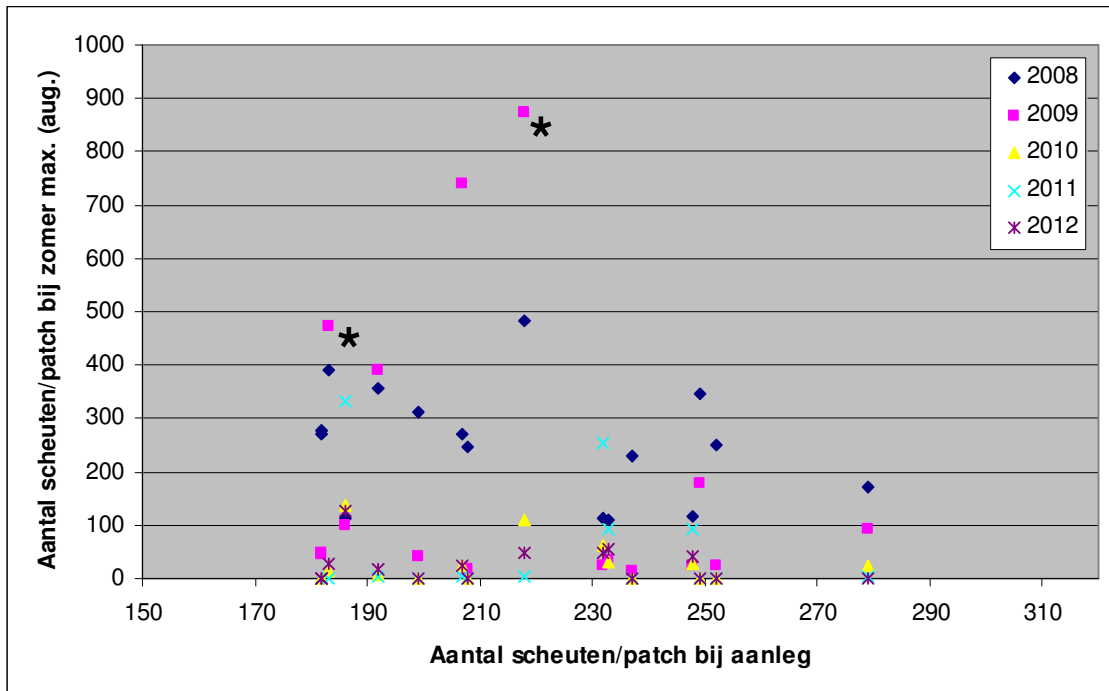


Figuur 14 Aantal scheuten per plot voor alle behandelingen & locaties behalve RH08

N.b. Deze is identiek aan Figuur 13, behalve dat RH08 hier is weggelaten; door de hoge waarden in 2009 voor RH08 zijn overige waarden minder goed zichtbaar in Figuur 13.

3.1.6 Bedekking bij aanplant & zeegrasontwikkeling

De relatie tussen dichtheid bij aanplant van het zeegras en het aantal scheuten op het hoogtepunt van de groei (eind augustus/begin september) is weergegeven in figuur 15 voor alle jaren 2008-2012, en voor de locaties KN08, KZ08, DM08 en RH08¹². In de rapportage voor Fase 5 (3 april 2010) werd dit uitgesplitst per locatie, waarbij bleek dat er een (zwak) lineair verband bestond voor RH08 tussen scheuten bij aanplant en bij het hoogtepunt van de groei in 2009, maar dat dit niet bestond voor de overige drie locaties. Figuur 15 laat zien dat er geen lange termijn verband bestaat, want oplevingen in 2011, bijvoorbeeld, vertonen geen verband met aanvangsdichtheid.



Figuur 15 # scheuten/patch bij aanplant & op hoogtepunt van ontwikkeling 2008-2012

N.b. * = gedeeld door 4

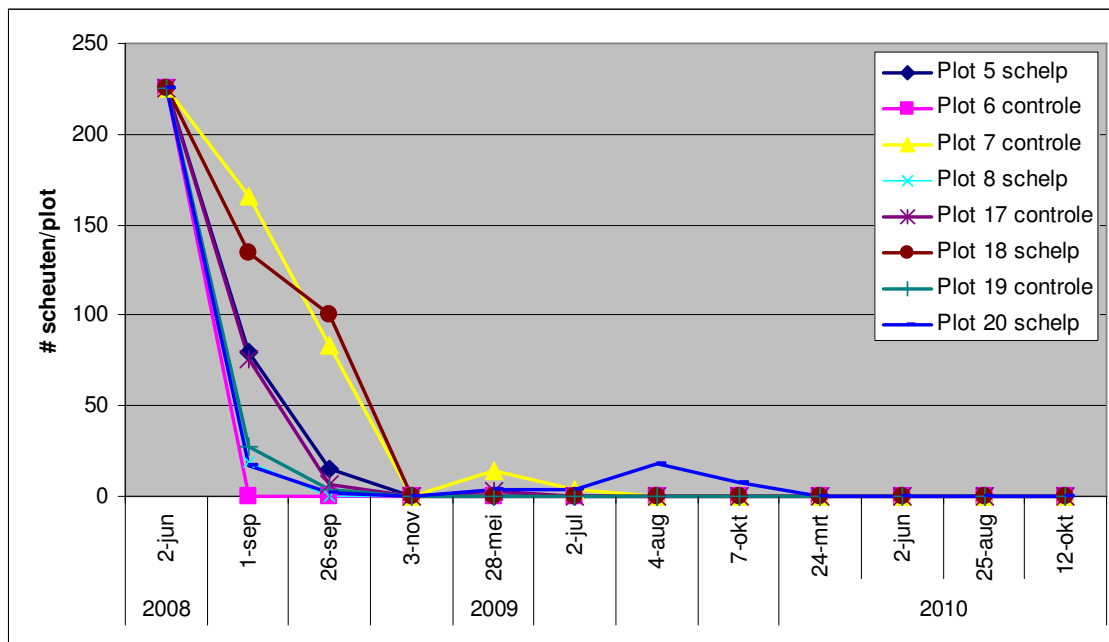
Conclusie: Er bestaat geen significante relatie tussen zeegrasdichtheid (bedekkings%) bij aanplant en het aantal scheuten op het hoogtepunt van de groei (eind augustus/begin september): andere factoren lijken een sterkere rol te spelen in het bepalen van de zeegrasgroei.

¹² KZ07 en DM07 zijn niet meegenomen in deze analyse omdat er geen nauwkeurige telling is gedaan van het aantal scheuten bij aanplant, maar alleen bedekkingspercentages, die later zijn omgerekend naar aantallen scheuten.

3.1.7 Losse planten

Op mitigatielocatie KN08 zijn in juni 2008 een achttal kleine plots (5 bij 5 meter) aangelegd met ieder 225 'losse planten' (dwz individuele planten die onverankerd zijn gepot). De helft van de plots hebben een schelpenbehandeling gehad, en de overige dienen ter controle. De ontwikkeling van het aantal scheuten per plot is weergegeven in figuur 23. Duidelijk is dat vanaf het begin het aantal scheuten drastisch afneemt. Aan de piek van groeiseizoen 2008 (1 september 2008) is zeegras nog aanwezig in 7 van de 8 plots, maar in het voorjaar (mei) van 2009 is het aanwezig in slechts 3 (plots 7, 17, 20), later (juli 2009) 2 plots (7 en 20). Aantallen blijven laag in 2009 en komen niet boven de 18 scheuten uit per plot (Plot 20, 4 aug. 2009). In 2010 zijn er geen scheuten meer waargenomen in de losse planten plots.

Het werken met losse planten op deze manier (zonder verankering) en op deze locatie, niet kennelijk werkt. Mogelijk is KN08 te dynamisch (door het afstromend water vanaf de hoge vlakte) om met losse planten te werken, maar dat geldt in nog grotere mate voor RH08 (qua hydrodynamiek) en DM08 (qua hydrodynamiek en erosie). Alleen de locatie KZ08 (met een geringe dynamiek) zou mogelijk beter werken, maar gezien de sterke achteruitgang op KN08 lijkt ook op KZ08 een goede ontwikkeling van plots met losse planten onwaarschijnlijk.

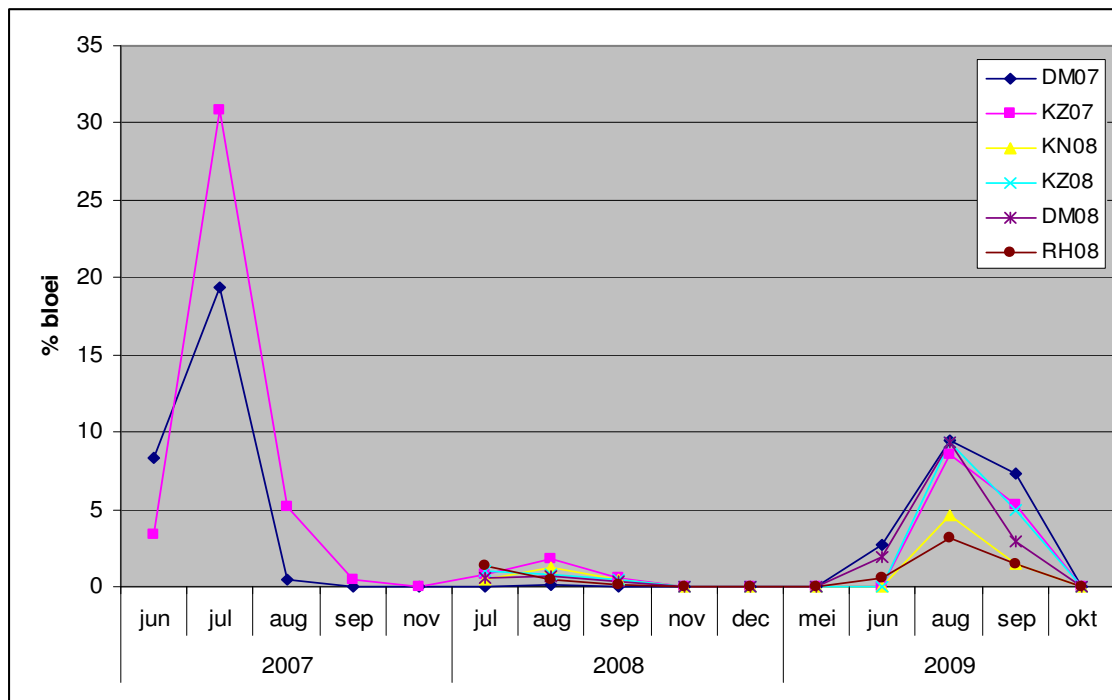


Figuur 16 Ontwikkeling van losse plant plots op KN08

Conclusie: Aanplant met losse planten op KN08 heeft niet gewerkt: vrijwel alle planten zijn in het eerste jaar al verdwenen. Mogelijk is KN08 te dynamisch om met losse planten te werken, en had men met verankeringen moeten werken.

3.1.8 Bloei van zeegras

In 2007, 2008 en 2009 is bloeipercentage systematisch genoteerd tijdens de monitoring, en dit is in figuur 16 weergegeven voor DM07, DM08, KZ07, KZ08, KN08 en RH08. Evident zijn de grote verschillen van jaar-tot-jaar, met gemiddeld 20-30% bloei in 2007, slechts 1-2% bloei in 2008, en weer 3-10% bloei in 2009. Omdat het weinig informatie opleverde over zeegrassgroei en overleving is vanaf 2010 geen systematische registratie meer geweest van bloei tijdens de monitoring.



Figuur 17 Percentage bloeiende scheuten 2008-2009

Conclusie: Zeegras in de aanplant vertoont grote verschillen van jaar-tot-jaar qua bloei en zaadsetting. In 2007 was dit gemiddeld 20-30%, in 2008 slechts 1-2% bloei, en 3-10% bloei in 2009. De mate van bloei levert overigens weinig informatie over zeegrassgroei en overleving. <N.b. vanaf 2010 is er geen systematische registratie meer geweest van bloei tijdens de monitoring>

3.1.9 Koolstof- en stikstofanalyses van bladeren (Tissue contents 1)

Gedurende drie opeenvolgende groeiseizoenen, 2009, 2010 en 2011, zijn op twee momenten in het seizoen – in het voorjaar en najaar - zeegrasbladeren gemonsterd in zowel de natuurlijke populaties als in de mitigatie locaties. De gemonsterde bladeren zijn gedroogd en geanalyseerd om inzicht te krijgen in de vraag of planten in mitigatielocaties gelimiteerd worden door stikstof in hun groei.

Koolstof (C) en stikstof (N) zijn belangrijke bouwstoffen voor een plant. Koolstof maakt de plant zelf uit CO₂ door middel van fotosynthese. Stikstof neemt de plant op uit nutriënten in de bodem en, in het geval van zeegras, uit de waterlaag. Stikstof percentages en C:N ratio's kunnen aangeven of een plant gelimiteerd is in groei, door bijvoorbeeld een tekort aan stikstof bevattende nutriënten, zoals ammonium en nitraat (Duarte, 1990; van Katwijk *et al.*, 1997; Larkum *et al.*, 2006). Zeegras dat op een kalkhoudend

substraat (koraalzand) groeit is vaak fosfaatgelimiteerd (Erftemeijer, 1994; Erftemeijer *et al.*, 1994), terwijl zeegras dat groeit op terrigeen (van het vasteland afkomstig) sediment zoals in de Oosterschelde vaak stikstof gelimiteerd is (Short *et al.*, 1990).

Koolstofpercentages in het blad verschillen niet tussen de natuurlijke populaties en de transplantaties (Figuur 18a). Er is echter wel een significant verschil in % C in het blad in de tijd, wat voornamelijk het resultaat is van een seizoenseffect, waarbij koolstof in het blad afneemt gedurende de winter. In de zomer is er op alle locaties veel fotosynthetiserend bladweefsel aanwezig én veel zon, waardoor koolstofgehaltes van het blad hoog zijn. In de winter is er veel minder actief fotosynthetiserend weefsel aanwezig, en er is bovendien veel minder licht door kortere dagen en een verminderde lichtsterkte, wat over het algemeen leidt tot lagere koolstofgehaltes dan in het groeiseizoen (Vermaat en Verhagen, 1996). Dit seizoenseffect is duidelijk terug te zien in Figuur 18a, behalve in het groeiseizoen van 2011. % C in het blad is in zowel de transplantaties als in de natuurlijke populaties behoorlijk hoog, dit kan mogelijk verklaard worden door een vroege start van het groeiseizoen door hoge temperaturen, waardoor er al nieuwe koolstofproductie heeft plaatsgevonden vóór het moment van samplen. Lage %C gehalten in het najaar van 2011 kunnen liggen aan het slechte groeiseizoen; door slechte weersomstandigheden in de zomer van 2011 heeft het zeegras minder licht gehad in vergelijking met voorgaande jaren, waardoor de koolstofproductie lager is geweest.

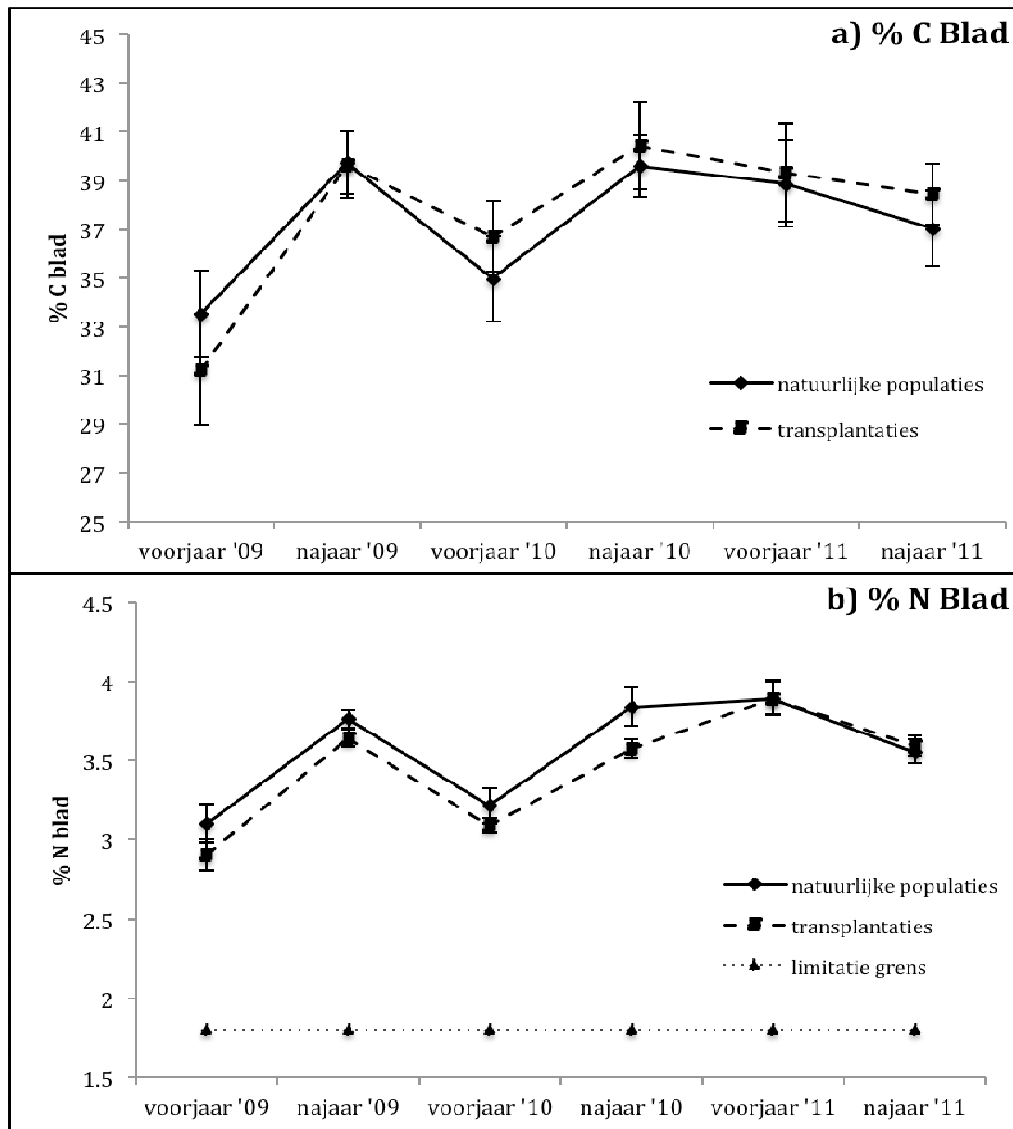
Stikstof in het blad (Figuur 18b) is wél significant hoger in de natuurlijke populaties dan in de transplantaties. Dit kan worden veroorzaakt door de hogere nutriëntenbeschikbaarheid in de natuurlijke velden t.o.v. de transplantaties; bij een lagere beschikbaarheid van ammonium en nitraat kan er meestal minder stikstof worden ingebouwd in het blad van de plant (Lee & Dunton, 1999). Het verschil in % N tussen de natuurlijke populaties en de transplantaties kan echter ook worden veroorzaakt door een verminderde prestaties, waardoor er minder stikstof in het blad wordt ingebouwd bij vergelijkbare nutriënten beschikbaarheid. Deze verminderde prestaties zouden kunnen worden veroorzaakt door externe stressoren zoals sedimentdynamiek, hydrodynamiek of bioturbatie. % N in het blad volgt dezelfde seizoensgebonden trend als % C, waarbij planten in het groeiseizoen actief veel nutriënten opnemen voor de groei. Uit onze resultaten blijkt ook dat stikstof (Figuur 18b), in zowel de natuurlijke velden, als de transplantaties ver boven de absolute limitatiegrens van 1.8 % N (Duarte, 1990). En ook de C:N ratio's van gemiddeld 10:1 (C:N) laten zien (Tabel 4) dat stikstof niet limiterend is voor *Zostera noltii* in de Oosterschelde.

Tabel 4 C:N verhoudingen zeegrasblad

	voorjaar '09	najaar '09	voorjaar '10	najaar '10	voorjaar '11	najaar '11
Natuurlijke populaties	10.9	10.6	10.9	10.4	10.0	10.4
Transplantaties	10.8	10.9	11.9	11.4	10.3	10.7

N.b. Er is geen significant verschil tussen de natuurlijke populaties en de transplantaties ($p = 0.197$)

*Conclusie: Zowel in de natuurlijke velden als de transplantaties ligt het stikstofniveau ver boven de limitatiegrens van 1.8 % N, en C:N verhoudingen van gemiddeld 10:1 (C:N) laten zien dat stikstof niet limiterend is voor *Zostera noltii* in de Oosterschelde. Daarnaast is er geen significant verschil in C:N verhoudingen tussen de natuurlijke populaties en de transplantaties.*



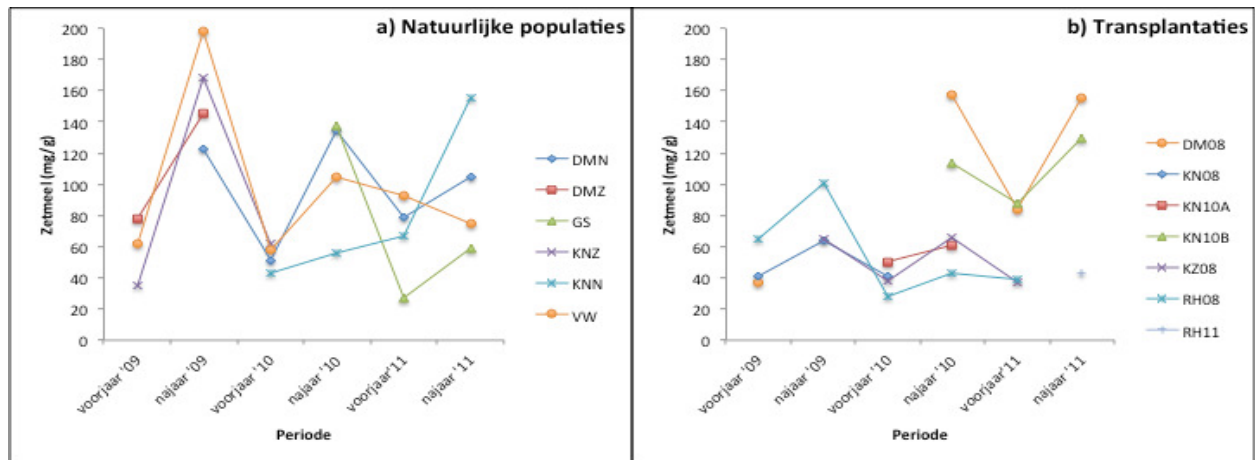
Figuur 18 a) % C (koolstof) en b) % N (stikstof) in het blad van *Zostera noltii*

Er waren geen significante verschillen ($p = 0.101$) in % C tussen de natuurlijke populaties en de transplantaties. b) % N (stikstof) in het blad van *Zostera noltii*. % N in het blad van de natuurlijke populaties was significant hoger ($p < 0.049$), dan in het blad van de transplantaties. De lijn door 1.8 % N geeft de limitatiegrens aan voor zeegras zoals gedefinieerd door Duarte (1990). Foutbalken in de grafiek geven de standaard fouten aan.

3.1.10 Zetmeelanalyses (Tissue contents 2)

Zetmeel en sucrose zijn belangrijke reservestoffen voor het zeegras (Drew 1983, Vermaat & Verhagen 1996, Olivé *et al.* 2007). Door de sterke vermindering van bovengrondse zeegrasbiomassa in het najaar, is er slechts beperkt fotosynthese mogelijk in de winter. Reservestoffen in de rhizomen, zoals zetmeel, vormen dan ook een belangrijke energiebron, en helpen het zeegras de winter door. Gedurende het groeiseizoen neemt de hoeveelheid zetmeel in de rhizomen toe, (Vermaat & Verhagen 1996) waardoor het zeegras in oktober/november, aan het einde van het groeiseizoen, een goede voorraad reservestoffen heeft aangemaakt. Het zetmeel wordt vervolgens verbruikt gedurende de winter, wanneer de fotosynthese minimaal is, en aan de start van het groeiseizoen. In Fig. 19a-b kan dit verschil in zetmeel tussen de seizoenen duidelijk worden waargenomen.

Figuur 19 laat ook direct zien dat de zetmeelconcentraties in de natuurlijke populaties over het algemeen hoger liggen dan die van de transplantaties. Uit de figuren wordt ook duidelijk dat zetmeel varieert tussen de jaren, wat waarschijnlijk wordt veroorzaakt door licht- en temperatuurseffecten (Vermaat en Verhagen 1996).



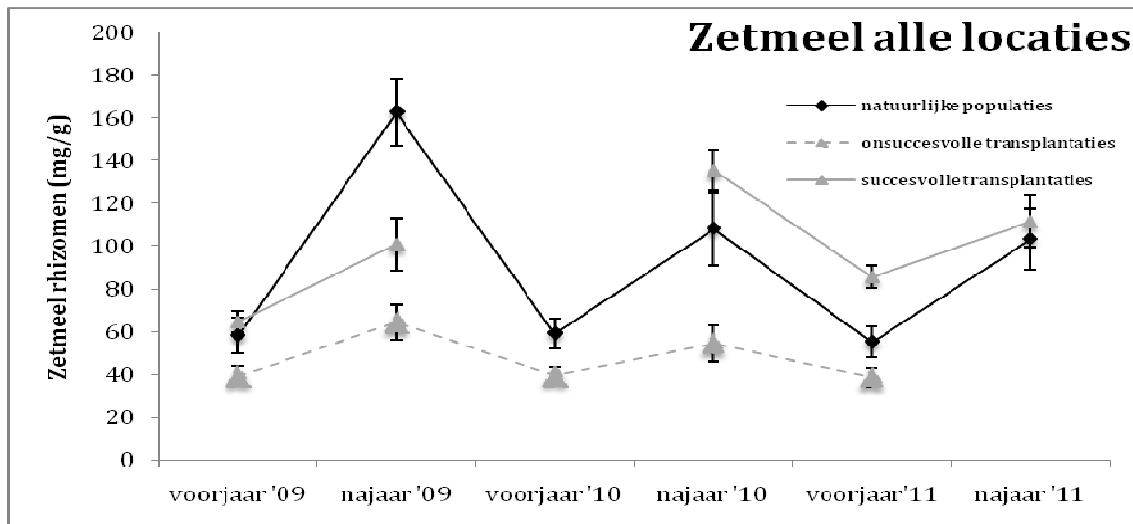
Figuur 19 Zetmeelconcentraties in rhizomen van *Zostera noltii* voor a) de natuurlijke populaties en b) transplantaties, 2009-2011

N.b. Het ontbreken van punten in de grafieken betekent dat er op dat moment zeer weinig tot geen zeegras stond in de betreffende populatie/transplantatie.

Figuur 20 laat zien dat zetmeel wellicht een verklarende factor is voor het uitgroei-succes van het zeegras in het voorjaar. Deze grafiek laat zien dat in de rhizomen van de 'onsuccesvolle transplantaties', dat wil zeggen, de transplantaties die in het voorjaar slecht doen en het hele groeiseizoen minimaal blijven functioneren, veel minder zetmeel bevatten dan de succesvolle transplantaties¹³. De resultaten van de succesvolle transplantaties liggen dan ook veel dichterbij de waarden van de gezonde natuurlijke populaties. Dit zou kunnen betekenen dat te weinig opslag van zetmeel gedurende het groeiseizoen er wellicht toe leidt dat het zeegras te weinig reservestoffen heeft om op in te teren tijdens de winter, en ook weer te weinig reserves heeft om weer uit te groeien in de lente. Dit fenomeen wordt momenteel ook experimenteel onderzocht, omdat dit ons wellicht meer inzicht verschaft in het belang van deze reservestoffen voor de overwintering van zeegras, maar ook omdat een deel van het transplantatiesucces, of het ontbreken daarvan, met behulp hiervan verklaard zou kunnen worden.

Conclusie: Zetmeel als reservestof is gemeten aan rhizomen, en dit laat zien dat zetmeelconcentraties in de natuurlijke populaties over het algemeen hoger liggen dan die van de transplantaties. Daarnaast blijken rhizomen van 'onsuccesvolle transplantaties' [transplantaties die in het voorjaar slecht doen en het hele groeiseizoen minimaal blijven functioneren] veel minder zetmeel te bevatten in het voorjaar dan succesvolle transplantaties. Zetmeelwaarden van succesvolle transplantaties liggen dichterbij de waarden van de gezonde natuurlijke populaties.

¹³ Dit zijn DM08 and KN10b, maar in eerdere jaren (2008-2009) ook RH08, die het toen erg goed deed; de succesvolle populaties verschillen dus per jaar.



Figuur 20 Overzicht van de zetmeelgehalten van alle locaties

Er wordt hier onderscheid gemaakt tussen succesvolle en onsuccesvolle transplantaties, waarbij onsuccesvolle locaties als zodanig gekenmerkt worden wanneer deze populatie in het voorjaar niet meer goed opkomt.

3.2 Biologische parameters

3.2.1 Wadpierbehandeling

De wadpierbehandelingslaag dient het uitsluiten van wadpieren. Dit wordt bereikt door de ruimte tussen de oppervlakte van de bodem en de behandelingslaag dusdanig ondiep maken, dat de wadpier zijn natuurlijke 20-30 cm diepe leefbuis niet kan maken cq handhaven en noodgedwongen uit het behandelde sediment trekt. Getracht is de behandelingslaag aan te brengen op 8cm diepte. Tabel 5 geeft de diepte van de behandelingslaag weer voor de verschillende aanplantlocaties over de loop van de tijd. De diepte waarop de ondoordringbare laag werd gevonden tijdens monitoring in 2008 en 2009 is altijd substantieel ondieper voor de wadpierbehandelde plots ten opzichte van de controleplots. Gemiddelde over 2008 en 2009 is deze diepte 8 tot 11,5cm en 13,7 tot 21cm voor respectievelijk de behandelde en onbehandelde plots. Beoogd was de diepte van de behandelingslaag op 8 cm onder het maaiveld aan te leggen, echter zo blijkt is dit niet altijd even goed te realiseren. Desalniettemin, zorgt het aanbrengen van de behandelingslaag dusdanige ondiepte dat wadpieren normaalgesproken het leven moeilijk wordt gemaakt.

Over de tijd lijkt de diepte waarop de behandelingslaag wordt gevonden iets groter te worden, tot wel gemiddeld 6 cm bij KN08 (Tabel 5). De veranderingen zijn niet al te groot, en een grote verandering in het behandelingseffect op wadpieren ligt niet voor de hand. Het dieper worden van de laag kan het gevolg zijn van sedimenttransport door benthos van onder de laag naar erboven (conveyor belt transport door bijv wadpieren) waardoor de laag begraven wordt zonder dat de hoogte van het maaiveld netto verandert. Een andere mogelijkheid is dat de verdieping van de behandelingslaag het gevolg is van grootschalige sedimentatieprocessen.

Ingebrachte netten lijken tov van ingebrachte schelpenlagen iets dieper te liggen tov het maaiveld. Mogelijk is deze relatieve verlaging het gevolg van de indirecte effecten van het uitsluiten van benthos waardoor sediment ophoopt boven op het net en de sedimentlaag dus dikker wordt (Montserrat *et al.*, 2008; het net komt dan relatief dieper te liggen). Echter, dit kan niet met zekerheid gezegd worden omdat ondersteunde data (vanaf aanleg) ontbreekt.

Opvallend is dat op sommige locaties in de onbehandelde plots ook een vrij ondiepe ondoordringbare laag wordt aangetroffen (~15cm diepte). Deze zou in theorie dus ook de leeflaag voor wadpieren (0-30cm) kunnen beperken en een additionele behandelingslaag overbodig maken. Echter, worden wadpieraantallen sterk gereduceerd bij een aangebrachte behandelingslaag, wat niet het geval is in de onbehandelde plots (zie verdere resultaten). Hieruit mag geconcludeerd worden dat de gemeten diepte van een harde laag in de onbehandelde plots anders benaderd moet worden. De gebruikte "prikmethode" meet namelijk alleen de diepte van de bovenkant van de ondoordringbare laag en dus niet de dichtheid en/of dikte hiervan. In het geval van een onbehandelde plot kan een klein object in de bodem (bijv. schelp of steen) de diepte van de meting bepalen, terwijl dit object niet of nauwelijks van invloed is op de wadpieren omdat deze hun leefbuizen om/door het object heen kunnen maken en dus niet gehinderd worden. Van nature aanwezige schelpenlagen zullen in dit geval niet dicht genoeg zijn om wadpieren te beperken, terwijl de aangebrachte schelpenbehandeling dit wel is.

In natuurlijke populaties is de diepte van een schelpenbehandeling nooit gemeten aangezien hier nooit een wadpierbehandeling is toegepast. Uit ervaring kan wel gezegd worden dat natuurlijke populaties doorgaans op een schelpenlaag gesitueerd zijn (bijv. Zandkreek), dan wel geen ondiepe wadpierwerende laag (bijv. schelpen) kennen. In het laatste geval, zorgt het cohesieve en compacte bodemmateriaal voor een natuurlijke wadpieruitsluiting.

Tabel 5 Diepte wadpierenbehandelingslaag

	DM07		KZ07			DM08		KZ08		KN08		RH08		KN10a		Kn10b
	controle	schelp	controle	Schelp	net	controle	schelp	controle	schelp	controle	schelp	controle	schelp	frees	schelp	schelp
sept 2008						21.45	12.66	17.08	10.04	14.94	11.11	19.98	10.89			
mei / jun 2009	17.10	8.33				21.70	11.38	14.28	9.69	14.72	11.90	19.35	11.20			
juni / juli 2009	16.93	8.00	13.15	8.75	11.65	21.63	10.43	12.98	8.63	11.07	10.19	12.75	8.15			
aug 2009	13.77	8.80	14.13	9.49	11.50	18.70	12.48	17.08	9.60	14.63	13.53	21.50	12.63			
aug / sept 2009	13.10	7.03	15.51	10.34	11.10	23.48	11.18	17.33	10.60	12.66	10.46	14.78	8.93			
okt 2009	15.57	7.77	12.31	8.03	11.00	18.90	11.78	15.18	10.40	14.88	11.97	14.30	7.83			
juni 2010																10.07
juli 2010						19.06	9.50					13.50	9.96			9.44
okt 2010						20.98	12.90					28.40	16.65			11.33
mrt 2011						23.75	10.75					22.45	12.45			9.75
mei 2011						17.55	14.15					27.85	14.55			10.23
aug /sept 2011	14.73	8.40	15.78	11.69	13.10	21.60	12.56	15.10	12.33	22.64	17.07	28.43	15.08	16.90	17.97	10.79

3.2.2 Wadpieren & wadpierreliëf

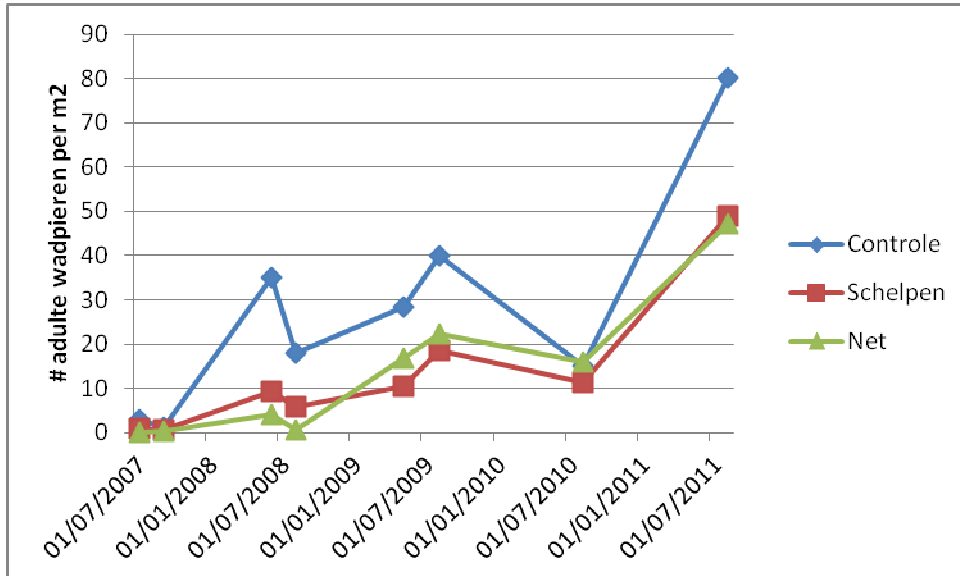
Zoals vermeld in 1.2 gaan wadpieren niet goed samen met klein zeegras, en werd een behandeling vooraf op de mitigatielocaties daarom noodzakelijk geacht. In tabel 6 is per locatie en behandelingstype de ontwikkeling van het aantal wadpieren weergegeven. Opvallend is dat de schelpenbehandeling voornamelijk in de eerste jaren na aanleg op alle locaties behalve Dortsman Noord succesvol werkt in het verlagen van de aantallen volwassen wadpieren. Deze vermindering varieert van ongeveer één derde (RH08) tot een halvering (KN08 en KZ08). Op DM08 zijn de aantallen adulte wadpieren erg laag (meestal nul, en in elk geval <10) en daar lijkt de schelpenbehandeling geen effect te hebben op het verder verlagen van aantallen adulte wadpieren. Wat verder opvalt is dat op de drie locaties met veel wadpieren (KN08, KZ08 en RH08), in 2009 de wadpieraantallen in de schelpenbehandelingen hoger zijn dan in 2008; in de meeste gevallen gaat het om een verdubbeling. Een uitzondering is KZ08, die in 2008 en eerste deel van 2009 ongeveer gelijk is gebleven qua wadpieraantallen.

De effectiviteit van de schelpenbehandeling om de dichtheid van wadpieren laag te houden neemt af in de tijd, maar was in 2009 en 2010 in de meeste gevallen nog voldoende om wadpieraantallen onder 25/m² te houden; dit werd eerder als kritische grens beschouwd (zie Fase-3 verslag van 4 december 2008). In 2011 zijn de adulte wadpieraantallen op alle locaties erg hoog. De effectiviteit van de schelpenbehandeling neemt af, maar is nog steeds aanwezig (Figuur 21). Het verminderde effect van de behandeling samen met de ontwikkeling van juveniele pieren naar adulte kunnen dit effect veroorzaken. Adulte wadpieraantallen in de aanplantlocaties van 2010 en 2011 zijn nog structureel laag, wat betekent dat de behandelingslaag die op alle plots op die locaties is aangebracht nog voldoende werkend is. Er valt geen duidelijke effect tussen ingegraven of ingefreesde schelpen te zien op KN10a.

Tabel 6 Ontwikkeling adulte wadpiedichtheid

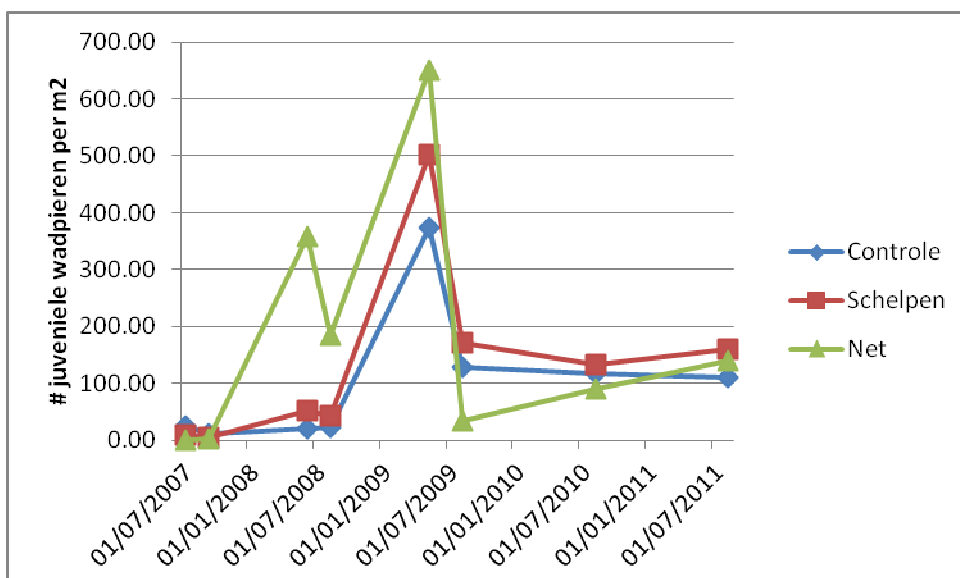
Getallen = aantallen volwassen wadpieren per vierkante meter

	11/07/2007	11/09/2007	04/06/2008	25/08/2008	25/05/2009	31/08/2009	23/08/2010	22/08/2011
KZ07_ctrl	3.1	1.4	47.2	14.4	30.5	40.0	21.0	101.7
KZ07_schelp	1.1	0.8	11.6	1.8	15.9	19.0	24.0	54.3
KZ07_net	0.2	0.4	4.2	0.7	16.7	22.3	15.8	47.2
DM07_ctrl	2.5	1.0	35.5	16.9	29.1	42.7	0.0	35.8
DM07_schelp	0.7	0.2	7.9	4.3	6.3	17.7	0.0	31.4
KZ08_ctrl			29.5	34.6	20.8	81.0	21.5	72.2
KZ08_schelp			11.4	13.1	5.7	36.0	6.5	34.7
DM08_ctrl			9.2	0.5	17.0	4.0		25.5
DM08_schelp			6.7	0.4	15.0	3.0		18.9
KN08_ctrl			23.5	15.4	25.4	31.7	16.1	28.4
KN08_schelp			9.9	6.3	6.5	16.5	14.5	18.0
RH08_ctrl			47.9	6.5	33.3	20.8	12.8	159.4
RH08_schelp			5.7	1.5	16.2	11.1	8.5	109.8
KN10A_ctrl								19.3
KN10A_frees							6.5	22.1
KN10B_schelp							11.5	11.6
RH11_schelp							4.7	11.4



Figuur 21 Volwassen wadpieraantallen, locatie en behandeling (alleen 2007 en 2008 aanplanten, behalve DM08)

Juvenile wadpieren zijn op alle locaties erg toegenomen in aantallen sinds het aanleggen van de plots tot in 2009, en blijven daarna min of meer constant tussen 100 en 200 ind./m² (figuur 22). In het eerste jaar lukt het kennelijk niet om de patches te koloniseren, in het tweede jaar worden er juist enorme dichtheden aan juvenile wadpieren gevonden, waarna deze in de jaren weer afnemen tot gemiddeld 100 a 200 individuen per vierkante meter. Kleine wadpieren hebben weinig last van een schelpenbehandeling omdat ze niet zo ver in de bodem dringen, en als aantallen volwassen wadpieren laag zijn is de concurrentie gering. De netbehandeling werkt initieel positief voor het aantal juvenile wadpieren. Na verloop van tijd valt dit positieve effect echter weg.



Figuur 22 Juvenile wadpieraantallen, locatie en behandeling (alleen 2007 en 2008 aanplanten, behalve DM08)

De toename in juveniele wadpieren 2009 lijkt in eerste instantie onlogisch, aangezien er in 2009 juist meer volwassen wadpieren zijn, waardoor er minder ruimte is voor juveniele exemplaren. Echter, 'spawning' (het kuit schieten) van wadpieren heeft waarschijnlijk pas plaatsgevonden na het einde van groeiseizoen¹⁴ 2008. In dat geval zouden de eerste juveniele exemplaren gevonden worden in april van het volgende jaar (2009), wat de toename in 2009 verklaart. De afname daarna wordt mogelijk veroorzaakt doordat het systeem weer in een natuurlijke balans terecht komt. Door plaatsgebrek zal het teveel aan pieren op zoek gaan naar een nieuw leefgebied (Flach & Beukema 1994).

Conclusies:

- *De schelpenbehandeling werkt voornamelijk in de eerste jaren na aanleg op alle locaties behalve Dortsman Noord succesvol in het verlagen van de aantallen volwassen wadpieren. Deze vermindering varieert van ongeveer één derde (RH08) tot een halvering (KN08 en KZ08). De effectiviteit van de schelpenbehandeling neemt kennelijk af in de tijd, maar is nog voldoende om wadpieraantallen onder de kritische grens van 25/m² te houden. Op lange termijn lijken adulte wadpiedichtheden op te lopen ongeacht de behandeling die is toegepast. Opvallend is dat zelfs op lange termijn en met een verminderd effectieve behandelingslaag het aantal pieren in behandelde plots ten opzichte van controle plots aanzienlijk is (nog 38% reductie).*
- *Juveniele wadpieren zijn op alle locaties erg toegenomen in aantallen sinds het aanleggen van de plots en wijken nauwelijks af van dichtheden buiten de patches. In het eerste jaar lukt het kennelijk niet om de patches te koloniseren, in het tweede jaar worden er juist enorme dichtheden aan juveniele wadpieren gevonden, waarna deze in de jaren weer afnemen tot gemiddeld 100 a 200 individuen per vierkante meter.*

3.2.3 Wadpierreliëf

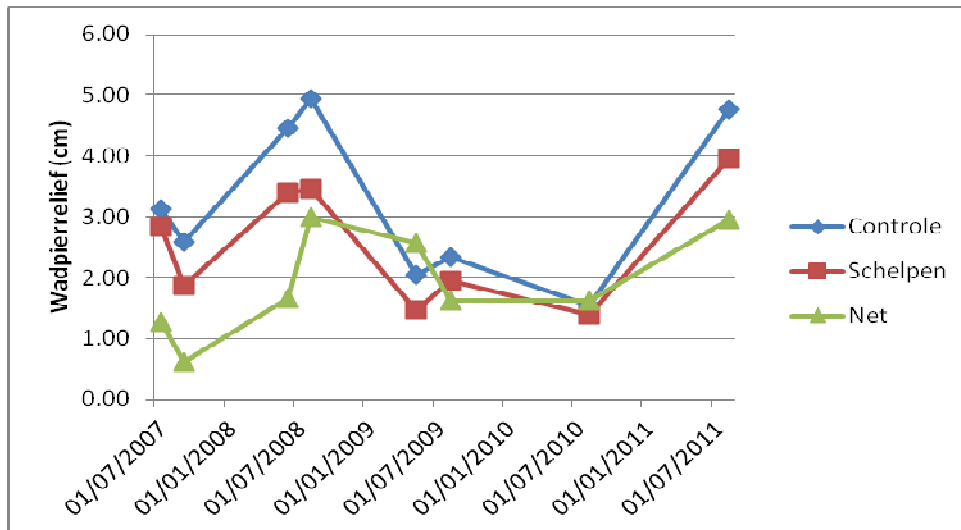
Het wadpierreliëf verschilt per mitigatielocaties: in de relatief beschutte locaties zoals KZ08 en KN08 waar veel volwassen wadpieren voorkomen bedraagt dit 4-6 cm reliëf in de controle plots, terwijl op de meer hydrodynamische locatie DM08 waar vooral juveniele wadpieren¹⁵ voorkomen en DM07 het reliëf wat minder groot is (tot 2cm). RH08 met een halfgeëxponeerde ligging kent ook een matig wadpierreliëf dat tussen beide groepen in ligt.

De schelpenplots van de 2007 en 2008 locaties hebben initieel een geringer wadpierreliëf dan de controleplots (figuur 23). Op KN08 is het initiële wadpierreliëf op behandelde en controleplots gemiddeld 3,4 cm en 2,0 cm, respectievelijk, KZ08 8.8 cm en 7.0 cm en op RH08 2,6 cm en 1,6 cm (Tabel 7). Op locatie DM08 is het reliëf overal even gering (1,1 cm) en heeft een schelpenbehandeling geen additionele uitwerking, temeer omdat het om voornamelijk juveniele wadpieren gaat die geen effect ondervinden van de schelpenlaag. (Tabel 7). Duidelijk is dat een schelpenbehandeling initieel een verlaging van het reliëf geeft. In 2008 was het gemiddelde verschil groter (1,1 cm) dan in 2009 (<0,5 cm). In 2010 is weinig verschil te bespeuren, maar in 2011 wordt weer een gemiddelde verlaging van het wadpierreliëf gemeten tussen schelpen en controle plots (figuur 23).

De "dip" in wadpierreliëf in 2009 en 2010 is geen artefact, maar zeer waarschijnlijk een afgeleide van het weer voorafgaande aan de meting. Bij lange periode van rustig weer zal het pierreliëf meer opgebouwd kunnen worden, doordat de wadpieroepjes niet (volledig) platgespoeld worden, waar dit bij periodiek weer met veel golven niet het geval is.

¹⁴ Volgens Farke en Berghuis (1979) vindt spawning in september plaats, dus aan het eind van of na het groeiseizoen.

¹⁵ Men kan op DM08 spreken over een zogenaamde 'broedwad', waar juveniele wadpieren gedijen in relatieve afwezigheid van (concurrerende) volwassen wadpieren (Farke & Berghuis, 1979).



Figuur 23 Gemiddeld wadpierreliëf per behandelingstype

N.b. Alleen 2007 en 2008 aanplanten, behalve DM08; DM08 kent vnl. juveniele wadpiëren waardoor het reliëf op deze locatie gering is.

Tabel 7 Gemiddeld wadpierreliëf (cm)

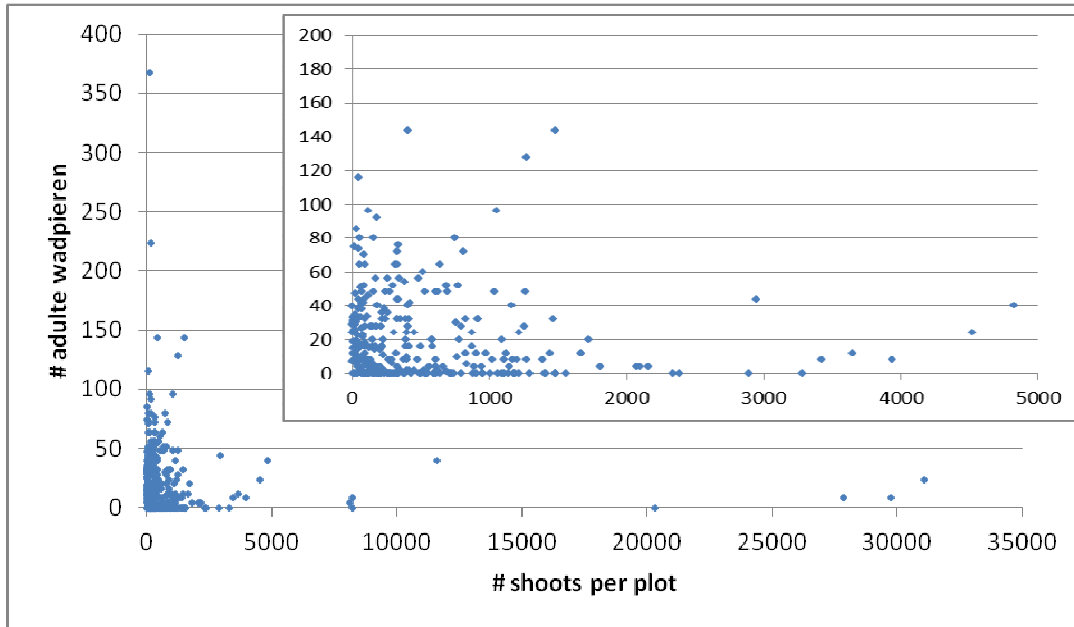
	11/07/2007	11/09/2007	04/06/2008	25/08/2008	25/05/2009	31/08/2009	23/08/2010	22/08/2011
KZ07_ctrl	5.5	4.2	4.8	5.8	3.6	2.5	2.0	4.1
KZ07_schelp	5.0	2.7	3.4	3.3	2.6	1.7	1.8	3.8
KZ07_net	1.3	0.6	1.7	3.0	2.6	1.6	1.6	3.0
DM07_ctrl	0.0	0.5	2.7	3.3	1.1	1.7	1.0	1.7
DM07_schelp	0.0	0.7	1.6	3.2	1.0	1.2	1.0	1.9
KZ08_ctrl			4.1	8.8	2.3	2.4	2.2	3.7
KZ08_schelp			3.2	7.0	1.2	1.9	1.8	4.0
DM08_ctrl			0.5	1.1	1.3	1.1		1.1
DM08_schelp			0.5	1.1	1.3	1.0		1.0
KN08_ctrl			6.1	3.4	1.8	2.9	2.1	5.7
KN08_schelp			5.1	2.0	1.3	2.3	2.0	5.0
RH08_ctrl			3.5	2.6	1.7	2.1	0.5	7.1
RH08_schelp			2.3	1.6	1.4	2.2	0.5	4.5
KN10A_ctrl							1.0	5.0
KN10A_frees							1.0	4.6
KN10B_schelp							0.9	3.4
RH11_schelp								2.9

Conclusie: Het wadpierreliëf verschilt per mitigatielocatie: in de relatief beschutte locaties zoals KZ08 en KN08 (met veel volwassen wadpieren) bedraagt dit 4-6 cm reliëf in de controle plots, terwijl op de meer hydrodynamische locatie DM08 (met veel juveniele wadpieren) en DM07 het reliëf minder groot is (tot 2cm). RH08 met een halfgeëxponeerde ligging kent ook een matig wadpierreliëf dat tussen beide groepen in ligt. Een schelpenbehandeling geeft initieel een verlaging van het reliëf: in 2008 was het verschil groter (1,1 cm) dan in 2009 (<0,5 cm). In 2010 is weinig verschil te bespeuren, in 2011 is het verschil weer tegen de 1 cm.

3.2.4 Zeegras in relatie tot wadpieren (-dichtheid en -relief)

De relatie tussen aantallen volwassen wadpieren per vierkante meter en zeegrasbedekking (#scheuten/plot) over 2007 tot en met 2011 voor alle locaties is weergegeven in figuur 24. Er is een duidelijk verband tussen de twee aanwezig: hogere scheutdichtheden van >1000 per plot zijn uiterst zeldzaam en alleen te vinden waar wadpiedichtheden relatief laag zijn (<25m⁻²). Bij scheutdichtheden <1500 per patch kunnen wadpiedichtheden oplopen tot boven de 50/m², maar dit lijkt geen lineaire relatie. Er is sprake van een negatieve correlatie, maar dit is niet sterk aanwezig en niet significant. In deze grafiek zitten natuurlijk zowel de relatief hoge aantallen scheuten bij aanleg als de lagere na verloop van tijd. Ondanks deze presentatie wordt geen tweedeling is hoge of lage wadpier/ aantal shoot per plot ratio waargenomen. Eens te meer wordt hieruit duidelijk dat hoge dichtheden wadpieren en zeegras niet samengaan, wanneer gekeken wordt naar aanplanten. En als het al voorkomt, lijkt het systeem in de aanplanten al snel af te glijden. In natuurlijke populaties kan dit anders zijn door een andere draagkracht van het systeem, echter zijn daar geen data van voorradig.

Bij opsplitsing van deze verhouding naar behandelingstype (figuur 25) is wel duidelijk dat ondanks de negatieve relatie tussen wadpieren en aantal scheuten per plot, er toch verschillen zijn in deze relatie per behandelingstype. Opvallend is dat vooral Bij controleplots kunnen veel hogere wadpieren aantallen voorkomen in vergelijking met schelpenplots en daar zijn dan over het algemeen veel minder scheuten per vierkante meter (figuur 25). De schelpenbehandeling lijkt daarentegen een net iets betere ratio te geven, tussen wadpieren en zeegrasscheuten. De netten en freesbehandeling laten ook een negatieve trend zien, maar aangezien deze beide maar in beperkte mate voorkomen en gemonitord zijn, zal dit niet een de meest realistische afspiegeling zijn.



Figuur 24 Relatie wadpiedichtheid per m² en aantal scheuten per plot

N.b.: Weergegeven zijn alle locaties, alle tijdstippen; insnede (rechtsboven) geeft een vergroting van de grafiek

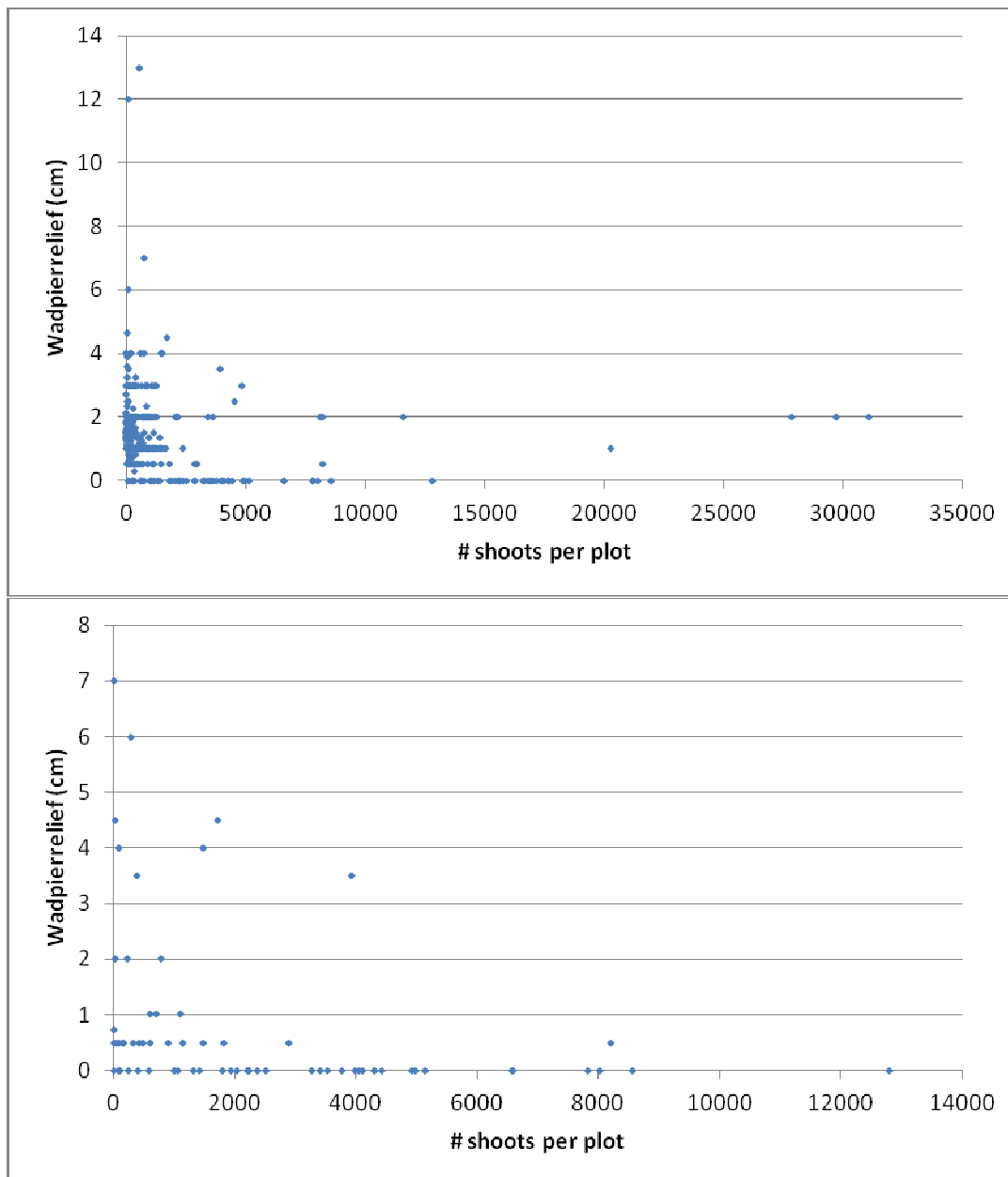


Figuur 25 Relatie wadpiedichtheid per m² en # scheuten per plot weergegeven per behandeling

N.b.: Weergegeven zijn alle locaties, alle tijdstippen; insnede (rechtsboven) geeft een vergroting van de grafiek

Ook als het wadpierreliëf uitgezet wordt tegen het aantal scheuten per plot is eenzelfde negatieve relatie waar te nemen: bij hoog wadpierreliëf (>4cm) worden lage aantallen scheuten per plot gevonden (figuur 26 a,b). Echter, een laag wadpierreliëf geeft geen garantie op veel zeegrasscheuten. Het wadpierreliëf is immers een effect van wadpieraactiviteit. De dichtheid van wadpieren is eerder sturend in deze, maar het wadpierreliëf is daar als vanzelfsprekend aan gerelateerd.

Conclusie: Er is een duidelijk verband tussen aantallen volwassen wadpieren per vierkante meter en zeegrasbedekking: hogere scheutdichtheden van >1000 per plot zijn uiterst zeldzaam en alleen te vinden waar wadpiedichtheden relatief laag zijn (<25/m²). Bij scheutdichtheden <1500 per patch kunnen wadpiedichtheden oplopen tot boven de 50/m², maar dit lijkt geen lineaire relatie. Er is sprake van een negatieve correlatie, maar dit is niet sterk aanwezig en niet significant.

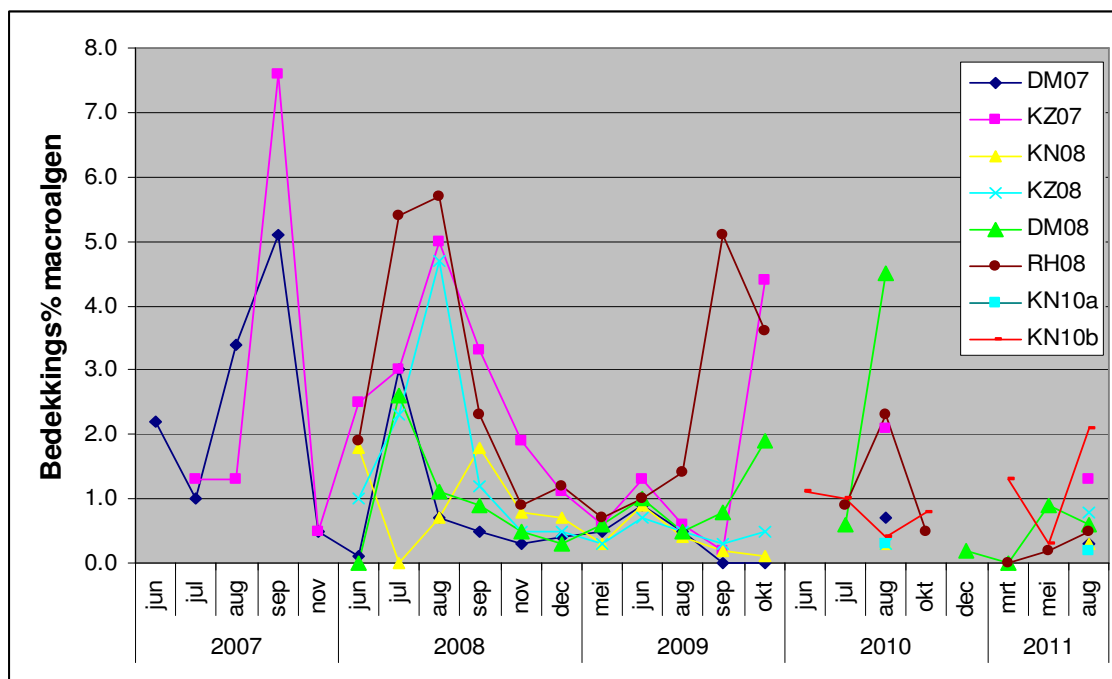


Figuur 26 Wadpiedichtheid vs aantal scheuten per plot, a) (boven) alle tijdstippen/alle locaties, en b) (onder) alleen aug 2011.

3.2.5 Macroalgen

Macroalgen zoals darmwier *Enteromorpha*, zeesla *Ulva lactuca*, borstelwier *Chaetomorpha*, knoopwier *Gracilaria* en het roodwier *Aglaeothamnion* komen op sommige locaties in de Oosterschelde veelvuldig voor en kunnen dichte ophopingen vormen, bijvoorbeeld lokaal in kleine baaien en bij bepaalde windrichtingen. Bedekkingspercentages met macroalgen zijn tijdens de monitoring ingeschat, en deze waarden zijn weergegeven in Figuur 22. Het gemiddelde bedekkingspercentage is 1.2%, variërend van 0-0.2% tijdens de wintermaanden tot 2-6 % tijdens de zomerpiek. Soms lopen bedekkingen op tot 20-25% in een enkele patch (bijv. Dortsman Noord of Roelshoek), of zelfs 10-15% in een plot (Roelshoek) maar dat is vaak van (zeer) tijdelijke aard.

In natuurlijke zeegraspopulaties zoals die van Dortsman Noord komt *Enteromorpha* bijna jaarlijks (meestal in juni; zie foto 1) voor als een dichte mat in het zeegrasveld, maar verdwijnt vervolgens weer na een paar weken. *Gracilaria* is talrijk in de natuurlijke zeegrasvelden van Krabbenkreek Zuid, maar heeft niet de neiging het zeegras te overwoekeren, hoewel het wel gedurende het hele groeiseizoen voorkomt. Bij de verkenning van potentiële mitigatielocaties in december 2007 vielen de grote hopen *Ulva* op bij Roelshoek, en werd gevreesd dat macroalgen mogelijk een probleem voor het zeegras zou kunnen gaan vormen. Dat is echter na de aanplant niet waargenomen.



Figuur 27 Bedekkings% macroalgen per mitigatielocatie

Uit de analyses voor de verslagen van Fase 3 en Fase 5 is gebleken dat er geen relatie bestaat tussen bedekking met macroalgen en groei van het zeegras. De bedekkingspercentages zijn dan ook erg laag, en het effect is daardoor gering.

De macroalgensamenstelling hangt af van locatie en seizoen. Op KN08 overheersen vooral *Gracilaria* en *Ulva lactuca*, terwijl op KZ08 meer soorten voorkomen, maar deze locatie wordt vooral door *Enteromorpha* overheerst. Bij DM08 overheerst *Enteromorpha* in het voorjaar terwijl *Ulva lactuca* meer in het najaar overheerst. Bij Roelshoek overheerst vooral *Ulva lactuca*, maar komen veel andere soorten inclusief bruin- en roodwieren veelvuldig voor in het groeiseizoen, en vaak aanwezig in kleinere fragmenten.

Conclusie: Er bestaat geen relatie tussen bedekking met macroalgen en groei van het zeegras. De bedekkingspercentages zijn dan ook erg laag, en het effect is daardoor gering.



Foto 1 Darmwier in natuurlijke zeegraspopulatie Dortsman Noord, 10 juni 2011

3.2.6 Ganzen & andere foeragerende vogels

Achtergrond

Vanwege het sporadisch optreden is er geen systematische monitoring van ganzen geweest op de mitigatielocaties. Tijdens monitoringsbezoeken aan zowel mitigatielocaties als natuurlijke zeegraspopulaties in de Oosterschelde is gedurende 2007-2012 opgevallen dat foeragerende vogels flinke sporen kunnen achterlaten in het zeegras (zogenaamde 'ganzenkuilen'). Deze sporen variëren van kleine, ondiepe kuilen lokaal in het zeegras tot het omwoelen van een deel van een zeegrasveld. In de Oosterschelde komen verschillende vogelsoorten voor waarvan bekend is dat ze foerageren op kleinzeegras, waaronder Rotgans (*Branta bernicla*), Smient (*Anas penelope*), Knobbelzwaan (*Cygnus olor*), Wildeedend (*Anas platyrhynchos*), Pijlstaart (*Anas acuta*) en Meerkoet (*Fulica atra*) (Strucker *et al.* 2007). Hiervan is de Rotgans de enige die in grote hoeveelheden klein- en groot zeegras (resp. *Zostera noltii* en *Z. marina*) consumeert.

Rotganzen zijn doorgaans trekvogels en zijn aanwezig van eind september tot begin Juni, foeragerend op kleinzeegras (Foto 2) vanaf september tot de bedekking van zeegras te dun wordt in november, en dan weer in het voorjaar wanneer het zeegras weer opkomt tot begin juni. Het foerageren van zeegras door Rotganzen is iets wat op veel plaatsen is waargenomen, in Izembeck Lagoon, Alaska, USA (McRoy 1966), Essex, UK (Charman 1977) en vele andere locaties op het noordelijke halfrond. Ze zijn ongeveer overal in het noordelijke halfrond te vinden, tussen de hoge Arctische gebieden en de gematigde overwinteringsgebieden. Rotganzen zijn een van de kleinste ganzesoorten, en vanwege deze eigenschap moeten ze vaak tussenstops maken tijdens het migreren en hebben ze een goede voedingsbron nodig. Zeegras (en vooral de rhizomen) speelt hierbij een belangrijke rol omdat het goed verteerbaar is en een hoge voedingswaarde heeft vergeleken met andere potentiële voedselbronnen (Ganter 2000). Het belang van zeegras voor Rotganzen werd duidelijk geworden toen groot zeegras getroffen werd door de ziekte “wasting disease” in de jaren 30 en de populatie groot zeegras sterk achteruit ging in zowel Europa als Noord Amerika (Cottam et al 1944). De populatie groot zeegras ging zeer sterk achteruit en tegelijk ging de populatie Rotganzen in Europa achteruit met ongeveer 75-90% (Ogilvie & Matthews 1969). Voor de “wasting disease” bestond het dieet van Rotganzen voor 85% uit zeegras, terwijl kort na de “wasting disease” het nog maar 9% was (Cottam and Munro 1954) en waren ze vooral overgeschakeld op terreestische grassen (weilanden).



Foto 2 Rotganzen foerageren in natuurlijke zeegraspopulatie Krabbenkreek Noord, 14 okt 2010

In de Oosterschelde is de populatie klein zeegras sterk achteruit gegaan sinds de afsluiting van de Deltawerken halverwege de tachtiger jaren, en de populatie van Rotganzen is ook hier grotendeels overgeschakeld op alternatieve voedselbronnen¹⁶. Een complicerende factor hierbij is dat een klein deel van de ganzenpopulatie (zeker enkele honderden exemplaren) niet meer trekken maar het gehele jaar door aanwezig blijven (pers. comm. D. de Jong). Onderzoek aan interacties tussen zeegras en rotganzen is voornamelijk in gezondere zeegraspopulaties geweest waar er maar een beperkte deel werd

¹⁶ Je ziet ze bijvoorbeeld op grote schaal op het slik eten op plaatsen waar geen zeegras voorkomt (wieren en diatomee-kolonies), en je ziet ze op grote schaal binnendijks foerageren (met name wintergranen) en op dijktaf (bv Oesterdam; pers. comm Dick de Jong 2012).

geconsumeerd, zoals in het Izembeck Lagoon, Alaska, USA (Jones & Jones 1966), White Sea, Rusland (Clausen 1997) Sylt, Wadden Sea (Ganter 2000; van der Heide *et al.* 2012). Waarnemingen in de Zandkreek rond 1970-1985 laten zien dat hier 's winters door een grote groep rotganzen werd gefoerageerd op het gezonde zeegras tot het nageboeg bovengronds verdwenen was, maar dat dat 's zomers niet terug te zien was in de dichtheid van het zeegras (100% bedekking en dicht pakket bladeren met laagwater). Recente waarnemingen bij Oostdijk laten zien dat daar het zeegras uitbreidt ondanks de sterke begrazing. Een gezonde populatie kan dus goed hier tegen, en een populatie onder stress blijkt niet (pers. comm. Dick de Jong 2012).

Observaties in de Oosterschelde

De eerste observaties van ganzenkuilen in plots zijn van 6 oktober 2007, toen werden bij DM07 sporen van ganzen aangetroffen met vermoedelijke ganzenkuilen. Verder zijn er met regelmaat over de jaren heen sporen gevonden van ganzen (zie verslagen van werkbezoeken, en samenvatting in Tabel 8).

Tabel 8 Waarnemingen van sporen van ganzen

Locatie	6 okt 2007	26 sept 2008	10-11 okt 2009	23-26 aug 2010	20 okt 2010	25-29 apr 2011
VO		X				
VW					X	X
KNN					X	
KNZ		X	X			
KZ07		X	X			
KZ08		X				
DMN		X		X		
DM07	X					
DM08					X	
RH08			X	X		X
RH11						X

X = waarneming (bijv. ganzenkuilen, uitwerpselen, veren, voetsporen)

N.b. in VO12, KN08, KN10a, KN10b, DMG, ZK, KA, GS en OD zijn geen waarnemingen van ganzen sporen geweest.

Krabbenkreek Noord

Ganzenkuilen zijn nader onderzocht in de noordelijke natuurlijke populatie van Krabbenkreek Noord (KNN) op 14 oktober 2010, nadat deze waren bezocht door een groep foeragerende rotganzen (Foto 2). De zeegrasvelden vertoonden overal ondiepe kuilen (2-3 cm diep), met doorsneden die varieerden van 10 centimeter tot meer dan één meter. In de kuilen zelf waren er geen rhizomen meer aanwezig, maar langs de randen waren losse rhizomen en bladeren te zien (Foto 3). Duidelijk was dat er meer kuilen waren op een afstand van ongeveer 30 meter vanaf de teen van de dijk, dan dichtbij op 20 meter, hoewel het zeegras daar ook evenveel aanwezig was. Dit is mogelijk te wijten aan de hogere ligging (waardoor het slik droger is), maar mogelijk ook omdat de grotere afstand tot de dijk veiliger is.

Met behulp van een meetlint werd langs vier transecten van ieder 30 meter het bedekkingspercentage door kuilen gemeten: 2 transecten op 20 meter vanaf de dijk, en 2 op 30 meter afstand. Op 20 meter afstand was de bedekking met kuilen gemiddeld 12%, terwijl op 30 meter deze 36% was, oftewel 3x zo hoog. N.b: alleen duidelijke kuilen werden gemeten, en vage kuilstructuren werden niet meegenomen. Foto 4 (genomen mbv een camera aan een 4m lange paal) laat de kuilenstructuur zien in het zeegras, op ongeveer 20 meter vanaf de dijk.

Gemiddeld is hoogstwaarschijnlijk een kwart van het zeegras binnen enkele dagen door foeragerende ganzen verwijderd. In werkelijkheid ligt dit percentage waarschijnlijk nog (veel) hoger omdat i) er geen 100% bedekking met zeegras was voorafgaande aan het foerageren door ganzen enkele weken eerder, ii) oude kuilen (van > 1 week eerder) onzichtbaar zijn en niet zijn meegenomen. Het foerageren zal hoogstwaarschijnlijk nog een tijd doorgaan, tot het voor de ganzen niet meer lucratief is, bijvoorbeeld als de bedekking met zeegras te laag is, of er bovengronds geen zeegras meer te zien is. Het is in elk geval duidelijk dat foeragerende rotganzen plaatselijk een behoorlijke impact kunnen hebben op zeegrasvelden.

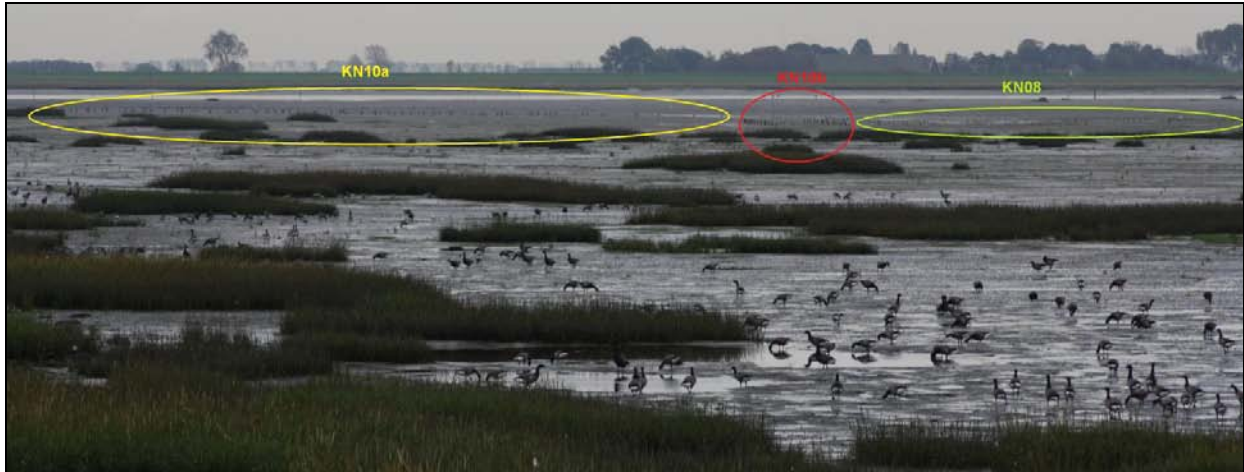


Foto 3 Rotganzen foerageren in de natuurlijke zeegraspopulatie Krabbenkreek Noord, 14 okt 2010 met op achtergrond de mitigatielocaties



Foto 4 Ganzenkuilen gefotografeerd van bovenaf (mbv een camera die aan een 4m lange paal is bevestigd)

<n.b. de zwarte streep in het midden is de weerkaatsing van de paal>

Zuidelijke natuurlijke zeegraspopulatie Krabbenkreek Noord

De zuidelijke natuurlijke populatie van Krabbenkreek Noord had op 26 augustus 2008 een gemiddelde zeegrasbedekking van 60-80%. Een maand later, op 26 september, was de bedekking al veel lager en in het algemeen minder dan 10-20%, lokaal oplopend tot 30%, en overal waren sporen aanwezig van foeragerende ganzen (met name erg veel ondiepe kuilen). Een jaar later was de bedekking minder dan 1%, en in 2010 was het verdwenen. Het vermoeden is dat overbegrazing door ganzen een belangrijke rol heeft gespeeld in het verdwijnen van deze populatie, maar dat is niet met 100% zekerheid vast te stellen.

RH08

Het zeegras op deze mitigatielocatie deed het goed in 2009, maar holde achteruit in 2010-2011. Mogelijk is deze achteruitgang deels te wijten aan invloed van rotganzen in 2010 en 2011. In plots 11 en 12, bijvoorbeeld, werd in ieder 3000+ scheuten geteld in september 2009, maar in augustus 2010 was dit in beide gezakt tot <50 scheuten. Er zijn sporen van ganzen op RH08 gevonden in oktober 2009, augustus 2010 en april 2011, en naast ganzenkuilen zijn losliggende rhizomen aangetroffen. Rotganzen werden in April 2011 ook direct waargenomen op 400-500 meter van de RH08 plots.

Exclosure experiment

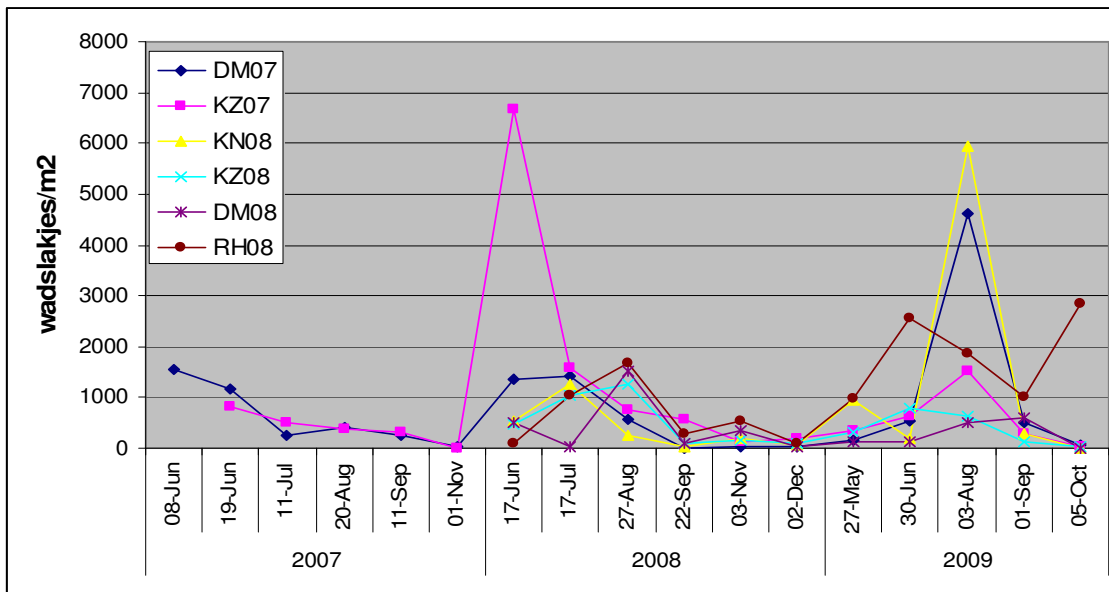
In 2011 is er verder gekeken naar de invloed van ganzen op zeegras en hoe het verminderd kon worden. De aanplant van Roelshoek in 2011 werd deels voorzien van maatregelen om ganzen buiten te houden (een zogenaamde 'exclosure' experiment). In september van 2011 zijn er om de helft van de plots exclosures geplaatst die bestonden uit een touwtje die was gespannen op ongeveer 25-30 cm hoogte (expert advies). De impact van de exclosures is anders dan werd verwacht. De ganzen vermeden alle plots door de exclosures, die kennelijk een afschrik effect hadden op de ganzen. Camera's geplaatst op locatie die op interval foto's maakten laten zien dat ganzen talrijk aanwezig waren in de omgeving maar voornamelijk om de plots heen gingen. Andere vogels vertoonden geen opmerkelijk gedrag omtrent de exclosures. Er werden geringe aantallen ganzenkuilen aangetroffen in RH11: in totaal zijn er 5 ganzenkuilen waargenomen over een periode van 2,5 maand.

Conclusie: Rotganzen kunnen duidelijk schade aanrichten in zeegrasplots, wat zich niet meer herstelt. In natuurlijke populaties hebben rotganzen vaak geen blijvende impact, maar met de huidige (slinkende) zeegraspopulaties moet hier wel goed mee worden opgelet, want bij een hoge begrazingsdruk zal een natuurlijke populatie wel aangetast kunnen worden en verdwijnen. 'Exclosures' houden ganzen grotendeels buiten mitigatieplots. Echter, of dit een praktische oplossing is lijkt twijfelachtig want het vergt veel onderhoud.

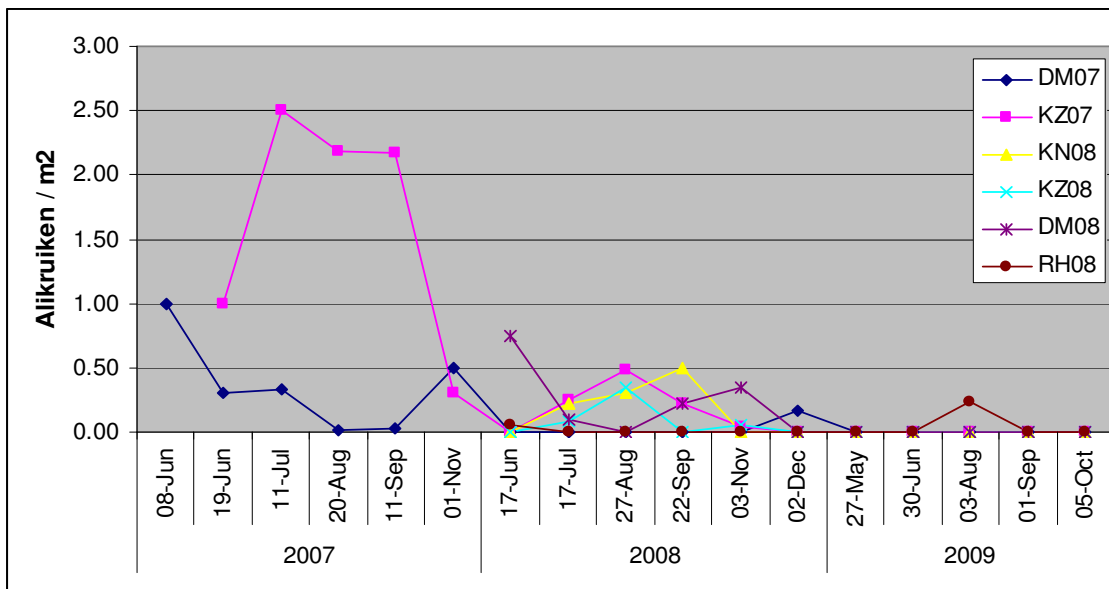
3.2.7 Wadslakjes, alikruiken, strandkrabben

Het aantal wadslakjes *Hydrobia ulvae* in de patches is weergegeven in Figuur 28 voor zes mitigatielocaties voor de periode 2007-2009. In de zomermaanden lijkt er een piek te zijn van 1500-2500 wadslakjes per vierkante meter, dat afneemt naar 0-500 in de wintermaanden. De meeste wadslakjes komen voor op locaties RH08 (1184) en KZ07 (926) en de minste op DM08 (349) en KZ08 (454), met KN08 (887) en DM07 (763) daar tussen. Echter, er zijn altijd grote verschillen per locatie en per tijdstip. Uit eerdere analyses voor eindrapportage van Fase 3 en Fase 5 is gebleken dat er géén correlatie bestaat tussen het aantal wadslakjes en de bedekking met zeegras, en blijft het waarschijnlijk dat het aantal wadslakjes meer afhangt van omstandigheden zoals zon, regenval, wind en tijdstip na droogval dan van locatie, substraat en aantal zeegrasscheuten. Na 2009 is daarom besloten om aantallen wadslakjes niet verder mee te nemen in de monitoring, hoewel dit nog terloops is gemeten (bijv. KN10b in juni 2010 en DM08 in augustus 2011).

Aantallen alikruiken *Littorina littorea* zijn na aanleg van de plots in 2007 gemiddeld meer dan 1.0 per vierkante meter (Figuur 24), maar in het tweede jaar (2008) is dit op deze locaties tot <math><0.2/m^2</math> gedaald. Het lijkt vooral afhankelijk te zijn van beschikbaar substraat (bijv. stenen en stukken rijsthout), dat in het tweede jaar afneemt, dan van andere factoren zoals bedekking met zeegras (zie eindrapportage Fase 3 en Fase 5). De plots die in 2008 zijn aangelegd beginnen met minder alikruiken dan KZ07 en DM07 (gem. <math><0.2/m^2</math>) en in het tweede jaar van deze plots (2009) is het tot bijna nul gedaald (0.03). Omdat het monitoren van alikruiken géén informatie levert wat betreft ontwikkeling van het zeegras (omdat epifyten niet of nauwelijks voorkomen op het zeegras) is na 2009 besloten dit verder niet te meten.



Figuur 28 Aantallen wadslakjes/m² per locatie 2007-2009



Figuur 29 Aantallen alikruiken/m² per locatie 2007-2009

Strandkrabben *Carcinus maenas* zijn veel minder algemeen dan alikruiken, en zijn alleen in 2007 met enige regelmaat aangetroffen in de plots, en met name die van de Krabbenkreek, maar zelfs daar in hele lage dichtheden (0.04/m²). Een correlatie met zeegrasdichtheden is niet aantoonbaar, en daarom is na 2009 besloten aan-/afwezigheid van strandkrabben niet verder te noteren tijdens de monitoring.

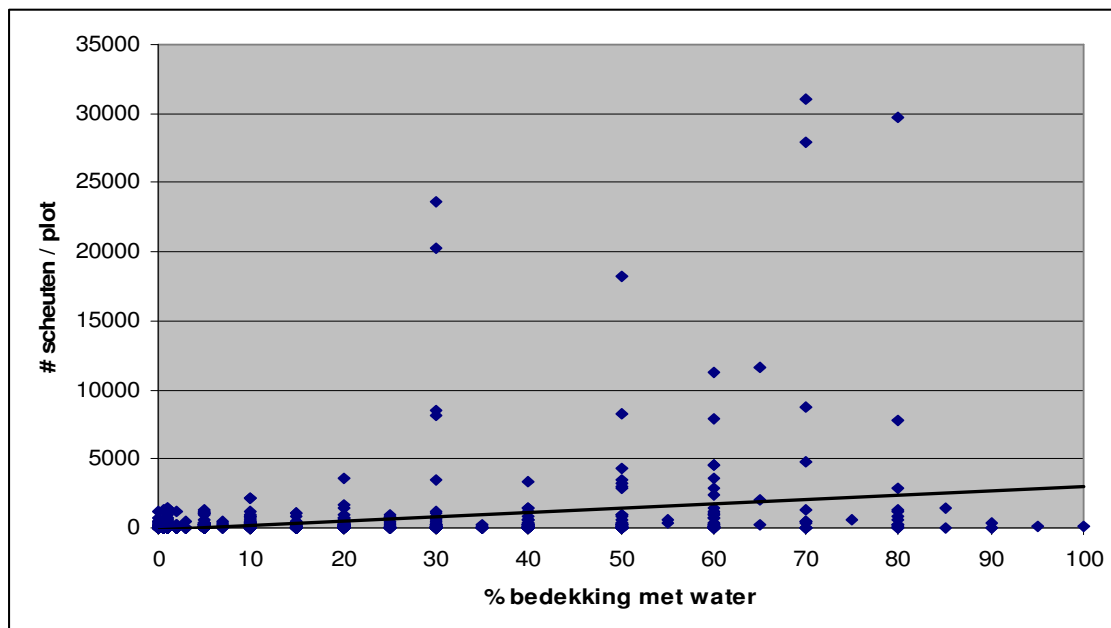
Conclusies:

- In de zomermaanden lijkt er een piek te zijn van 1500-2500 wadslakjes per vierkante meter, dat afneemt naar 0-500 in de wintermaanden. Er bestaat geen verband tussen aantallen wadslakjes en zeegrasgroei in de plots.
- Alikruikken en strandkrabben vertonen geen relatie met zeegrasgroei in de patches op de mitigatielocaties.

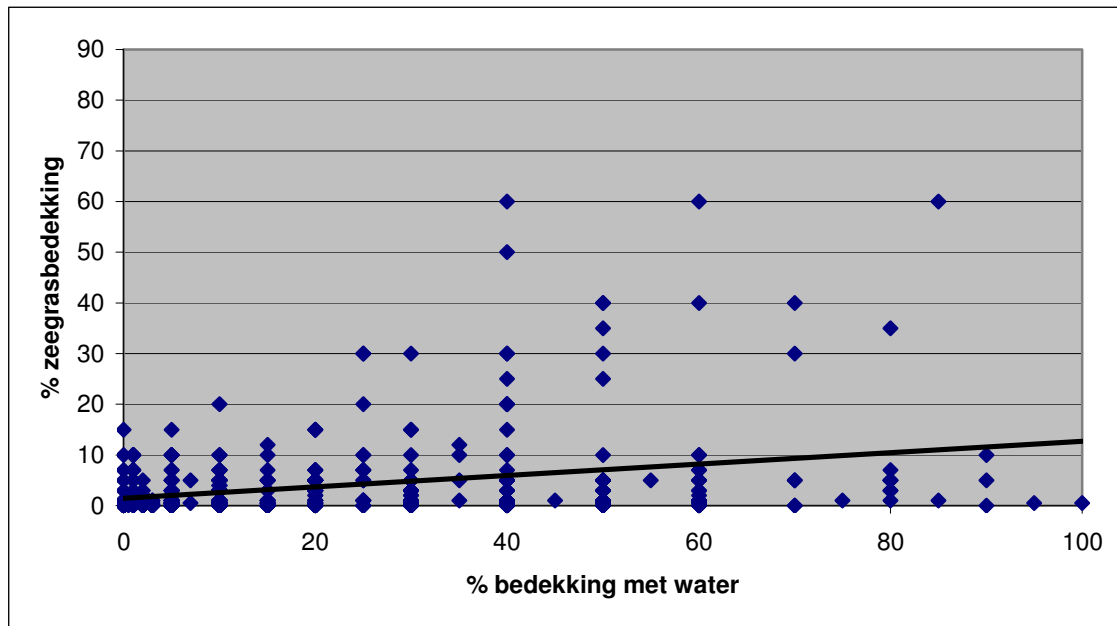
3.3 Fysisch-chemische parameters

3.3.1 Waterbedekking & zeegrasgroei

Figuur 30 geeft de relatie weer tussen het aantal scheuten en het bedekkingspercentage met water (gemeten bij laag water tijdens de monitoring) voor alle mitigatielocaties samen voor de periode 2009-2011, terwijl figuur 31 dit weergeeft voor bedekkingspercentage zeegras en bedekking met water. In beide is tevens een lineaire trendlijn weergegeven. De relatie bij beide is zwak positief, maar niet significant. In natuurlijke populaties worden beide situaties aangetroffen: een betere zeegrasgroei in de kuilen dan wel op de bulten – dit lijkt samen te hangen met de droogvalduur, maar hier is geen systematische studie naar verricht.



Figuur 30 Bedekking met water en # scheuten/plot (2009-2011)



Figuur 31 Bedekking met water en % bedekking met zeegras (2009-2011)

Conclusie: De relatie tussen het aantal scheuten en het bedekkingspercentage met water (gemeten bij laag water) is zwak positief voor de locaties DM07, DM08, KZ07, KZ08, KN08, KN10a, KN10b en RH08), maar niet significant

3.3.2 Chemie van het bodemvocht

De chemie van het porievocht is samengevat in Tabel 9 en de Figuren 32a-32d. Per mitigatielocatie zijn dit de gemiddelde waarden voor 2-8 metingen per type (binnen zeegras en buiten zeegras). Voor de natuurlijke populaties zijn dit de gemiddeldes van 2-3 metingen op 4-7 locaties (KNN, DMN, VW, VO, ZK, OD, GS).

Sulfide

Sulfideconcentraties van het porievocht variëren tussen de verschillende jaren in zowel de mitigatielocaties als de natuurlijke populaties. In 2008 was de sulfideconcentratie hoger in de mitigatielocaties dan in de natuurlijke populaties, de overige jaren, 2009-2011, is er meer sulfide gemeten in de natuurlijke populaties dan in de mitigatielocaties. DM08 heeft zowel in 2008 als 2010 hoge sulfideconcentraties (24-129 en 51-117 $\mu\text{M/l}$), maar in 2011 waren de gemeten sulfideconcentraties op deze locatie weer een stuk lager (1-17 $\mu\text{M/l}$). Op RH08 zijn in 2009 ook vrij hoge sulfideconcentraties (80-125 $\mu\text{M/l}$) gemeten, maar de daaropvolgende jaren waren de sulfideconcentraties een stuk lager (0-1.5 $\mu\text{M/l}$). Op de overige locaties zijn in alle jaren vrij lage sulfideconcentraties gemeten (0-60 $\mu\text{M/l}$).

Hogere sulfideconcentraties op bepaalde locaties zijn mogelijk te verklaren door de input van organisch materiaal door macroalgen. Op zowel DM08 als RH08 zijn in de jaren waarin hogere sulfideconcentraties zijn gemeten, vrij veel macroalgen waargenomen. Macroalgen zorgen, samen met de input van zeegras voor de opbouw van organisch materiaal in de bodem. Dit organisch materiaal wordt in de bodem gebruikt door sulfaatreducerende bacteriën, en daarbij wordt sulfide geproduceerd. Dus hoe organischer de bodem is, hoe meer sulfideproductie erin plaatsvindt. Sulfide is giftig voor zeegras en te hoge concentraties in het porievocht kunnen zelfs leiden tot sterfte van zeegras (Terrados *et al.* 1999, Calleja

et al. 2007). De tolerantie voor dit giftige sulfide verschilt per zeegrassoort. *Zostera noltii* ondervindt weinig last van sulfide concentraties tot 20 $\mu\text{mol/l}$ (Van der Heide *et al.* 2012, Govers *et al.* *In prep*), en het is zelfs waargenomen op sedimenten met meer dan 500 $\mu\text{mol/l}$ sulfide (*persoonlijke observaties*, L. Govers).

De door ons gemeten sulfidewaardes (max. 130 $\mu\text{mol/l}$), hebben dus naar alle waarschijnlijkheid geen enkel toxisch of belemmerend effect op zowel het zeegras in de mitigatielocaties als in de natuurlijke populaties. Zeegras heeft sowieso van nature ook een beschermingsmechanisme (detoxificatie) tegen sulfide; door zuurstofverlies in de rhizosfeer (wortelzone), voorkomen de planten dat sulfide in de wortels kan binnendringen door het sulfide te oxideren tot elementair zwavel en sulfaat (Pedersen *et al.* 1998, Larkum *et al.* 2006).

Behalve de aanwezigheid van macroalgen, die plotseling voor een flinke input van organisch materiaal, en dus een impuls van sulfide, kunnen zorgen, zorgt een hogere zeegrasdichtheid ook voor meer organisch materiaal, wat dus ook weer leidt tot hogere sulfide concentraties. Hogere dichtheden zeegras zorgen echter ook voor meer zuurstof in de wortelzone, waardoor het zeegras zichzelf toch goed kan beschermen tegen de giftige effecten van sulfide. De hogere sulfide concentraties die gemeten zijn in de natuurlijke populaties ten opzichte van de mitigatie locaties in 2009, 2010 en 2011 zijn dan waarschijnlijk ook te verklaren doordat in de natuurlijke populaties zeegrasdichtheden over het algemeen hoger zijn, en dus ook de input van organisch materiaal in het systeem. Uit Figuur 32a blijkt ook dat een schelpenbehandeling geen enkel effect heeft op de sulfide concentraties in alle mitigatie locaties.

Ammonium

Ammoniumconcentraties van het porievocht variëren tussen de natuurlijke populaties (50-95 $\mu\text{mol/l}$) en de mitigatie locaties (52-123 $\mu\text{mol/l}$). In sommige jaren (2008, 2011) waren de ammoniumgehalten op de mitigatielocaties hoger dan die op de natuurlijke populaties (123 vs 50 en 105 vs 95 $\mu\text{mol/l}$), terwijl het in 2010 omgekeerd was 65 vs 88 $\mu\text{mol/l}$). Hoge ammoniumconcentraties (>100 $\mu\text{mol/l}$) zijn op bijna alle mitigatielocaties (DM08, KN08, KN10b, KZ07) waargenomen; dit varieert tussen de jaren en tussen de locaties (Tabel 3). Al deze waardes vallen echter binnen de range van de Oosterschelde (28-585 $\mu\text{mol/l}$), zoals die zijn gemeten door T. Van der Heide in 2005 (fase 3 verslag). Variaties in ammoniumwaardes zijn ook gerelateerd aan de hoeveelheid organisch materiaal in de bodem en de afbraaksnelheid van dat organisch materiaal, waarbij nutriënten vrijkomen. Dit organisch materiaal kan een externe bron (macroalgen) of een interne bron (zeegras) hebben. De gemeten waardes zijn niet aan de hoge kant, want recente experimenten (Govers *et al.* *In prep*), hebben aangetoond dat *Zostera noltii* pas boven ammoniumwaardes van >2000 $\mu\text{mol/l}$ last krijgt van toxiciteitsverschijnselen. De gevoeligheid van de wortels en rhizomen voor ammonium is dus vele malen lager dan die van de bladeren, die al bij ammoniumconcentraties vanaf 25 $\mu\text{mol/l}$ in de waterkolom mortaliteit kunnen vertonen (Burkholder *et al.* 1992, Van Katwijk 1997). Ammonium diffundeert ook vanuit het poriewater naar het oppervlaktewater, maar het is onwaarschijnlijk dat dit toxische ammoniumconcentraties in de waterlaag zal veroorzaken, omdat 1) bentische diatomeeën vrijwel alle omhoog-diffunderende nutriënten gebruiken, 2) door voortdurende waterbeweging (getijden, stroming en golven) het oppervlaktewater wordt ververst en nutriënten worden verdund en 3) wanneer nutriënten in dergelijke concentraties ophopen in de bodem, is de uitwisseling tussen porievocht en oppervlakte water waarschijnlijk zeer beperkt (Volkenborn *et al.* 2007). Ammoniumconcentraties van rond de 100 $\mu\text{mol/l}$ kunnen bovendien ook stimulerend werken op de groei van het zeegras.

Ammoniumconcentraties variëren ook tussen 'binnen zeegras' en 'buiten zeegras', maar in deze variatie is geen sterk patroon te ontdekken, wat er op wijst dat de aanwezigheid van zeegras op zich niet bepalend is voor de heersende ammoniumconcentraties. De schelpen behandeling had geen enkel effect op ammoniumconcentraties (Figuur 32b).

Nitraat

Alle gemeten nitraatgehaltes zijn behoorlijk laag (0.5-10 $\mu\text{mol/l}$), en variëren van jaar tot jaar en tussen de mitigatielocaties en de natuurlijke populaties, maar er is hier geen duidelijke trend in te zien, mogelijk omdat alle gemeten waarden zo laag zijn. Naast ammonium is nitraat een belangrijke bron van stikstof voor het zeegras. Omdat er echter meer dan voldoende ammonium aanwezig is in het sediment zal het zeegras dat als voornaamste stikstofbron gebruiken. De bron van nitraat is vergelijkbaar met die van ammonium, en het meeste nitraat is dus afkomstig van de decompositie van organisch materiaal. De lage nitraatwaarden zijn mogelijk het gevolg van de anaerobe omstandigheden die in het sediment heersen. Onder anoxische condities wordt nitraat omgezet in ammonium, wat ook verklaard waarom er in verhouding zoveel meer ammonium dan nitraat gemeten wordt in deze anoxische sedimenten. Aan de hand van de nitraatgehaltes kunnen we bovendien al een voorspelling doen over de sulfideconcentraties op diezelfde plek. Bij de afbraak van organisch materiaal is nitraat namelijk een gewildere elektronacceptor dan sulfaat (wat in hoge concentraties aanwezig is in zeewater), wat er voor zorgt dat meestal eerst al het nitraat wordt omgezet voordat er sulfide wordt geproduceerd.

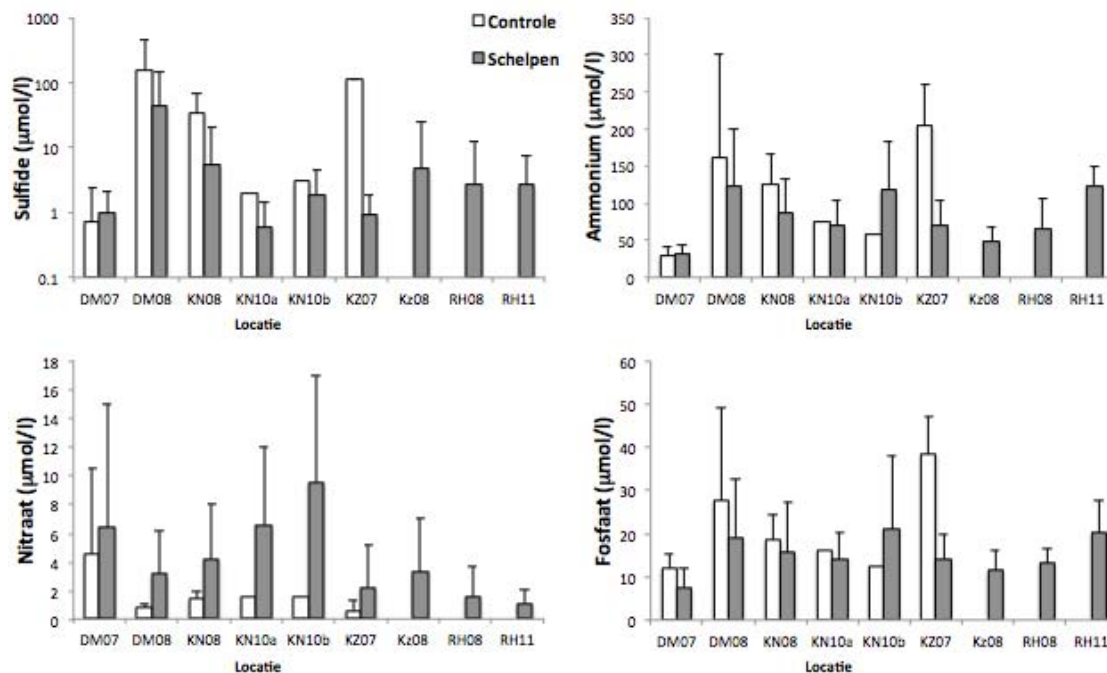
Opvallend is wel dat in Figuur 32c Nitraat in de schelpenbehandelingen hoger lijkt te zijn dan in de controles. Al is dit effect niet significant, zoals de overlappende standaardafwijkingen laten zien, er lijkt hier toch een soort trend te zijn. Hogere nitraatconcentraties zou mogelijk kunnen worden verklaard doordat de bodem in de schelpenlocaties mogelijk beter geaëreerd is, door bioturbatie van kleine wadpieren. Meer zuurstof in de bodem zorgt er voor dat er minder nitraat wordt omgezet in ammonium en mogelijk ook voor hogere decompositiesnelheden.

Fosfaat

Fosfaatconcentraties in het porievocht variëren voornamelijk tussen de jaren, maar minder tussen de mitigatielocaties (12-20 $\mu\text{mol/l}$) en de natuurlijke populaties (12-18 $\mu\text{mol/l}$). Er is ook weinig variatie tussen de verschillende mitigatielocaties. Fosfaat is naast nitraat en ammonium een belangrijk nutriënt dat zeegras nodig heeft voor de groei, en de gemeten fosfaat waarden lijken daarvoor zeker toereikend. Ook fosfaat in het porievocht is waarschijnlijk afkomstig van de decompositie van organisch materiaal.

Nutriënten algemeen

De nutriëntenbeschikbaarheid die we terug meten in het porievocht verschilt bovendien ook tussen de zomer en de winter. In de zomer zijn nutriëntenconcentraties in het porievocht meestal lager dan in de winter, omdat in de zomer meer nutriënten zijn opgeslagen in de biomassa van macrophyten, bentische algen en fytoplankton (Oenema 1988). Bovendien zijn verschillen in nutriëntengehaltes (zowel ammonium, nitraat en fosfaat) ook afhankelijk van bodemeigenschappen zoals de korrelgrootte, die de uitwisseling tussen porievocht en oppervlakte water bepalen. Maar ook het gebruik van nutriënten door bijvoorbeeld zeegras kan nutriëntengehaltes bepalen.



Figuur 32 Sulfide (a), ammonium (b), nitraat (c) en fosfaatconcentraties (d) van de treatments (schelpen vs. controle) in alle mitigatielocaties.

De weergegeven waarden zijn de gemiddeldes van 2008-2009

Conclusies: chemie van het bodemvocht ('porievocht'):

- Sulfidewaardes (max. $130 \mu\text{mol/l}$), hebben naar alle waarschijnlijkheid geen enkel toxisch of belemmerend effect op zowel het zeegras in de mitigatielocaties als in de natuurlijke populaties. Zeegras heeft sowieso van nature ook een beschermingsmechanisme (detoxificatie) tegen sulfide; door zuurstofverlies in de rhizosfeer (wortelzone), voorkomen de planten dat sulfide in de wortels kan binnendringen door het sulfide te oxideren tot elementair zwavel en sulfaat.
- Hoge ammoniumconcentraties ($>100 \mu\text{mol/l}$) zijn op bijna alle mitigatielocaties (DM08, KN08, KN10b, KZ07) waargenomen, maar deze waarden vallen binnen de 'normale' range van de Oosterschelde ($28\text{-}585 \mu\text{mol/l}$). De gemeten waarden zijn niet belemmerend voor klein zeegras, was deze krijgt pas boven waarden van $>2000 \mu\text{mol/l}$ last van toxiciteitsverschijnselen.
- Nitraatgehaltes zijn laag ($0.5\text{-}10 \mu\text{mol/l}$) en variëren van jaar tot jaar en tussen de mitigatielocaties en de natuurlijke populaties, maar hierin is geen duidelijke trend.
- Fosfaatconcentraties in het porievocht variëren voornamelijk tussen de jaren, maar minder tussen de mitigatielocaties ($12\text{-}20 \mu\text{mol/l}$) en de natuurlijke populaties ($12\text{-}18 \mu\text{mol/l}$). Er is ook weinig variatie tussen de verschillende mitigatielocaties.

Tabel 9 Sulfide ($\mu\text{mol/l}$), ammonium, nitraat en fosfaatconcentraties (mmol/l) in het porievocht van de verschillende locaties van 2008-2011

Locatie	Sulfide ($\mu\text{mol/l}$)				Ammonium (mmol/l)				Nitraat (mmol/l)				Fosfaat (mmol/l)			
	2008	2009	2010	2011	2008	2009	2010	2011	2008	2009	2010	2011	2008	2009	2010	2011
Natuurlijke populaties	2.99	-	45.00	11.28	50.04	-	87.58	95.08	1.14	-	6.91	4.00	11.51	-	16.10	17.53
buiten zeegras	5.98	-	70.68	-	60.25	-	104.88	-	1.05	-	7.13	-	12.16	-	19.80	-
binnen zeegras	0.00	-	19.33	11.28	39.83	-	70.28	95.08	1.22	-	6.69	4.00	10.86	-	12.40	17.53
Gemiddelde mitigatie locaties	73.5	2.4	13.7	2.2	122.87	51.89	64.98	105.05	1.07	1.95	7.84	2.39	20.38	13.91	12.212	17.221
binnen zeegras	87.90	2.17	7.93	0.71	131.69	50.76	62.59	96.38	1.01	2.37	7.82	2.02	20.17	14.25	11.05	16.02
buiten zeegras	41.00	1.08	20.61	6.35	101.71	51.77	64.95	119.21	1.05	1.48	7.99	3.91	20.89	13.35	13.05	19.00
DM07 buiten zeegras	-	0.462	2.33	0.00	-	28.43	30.25	37.08	-	4.91	10.25	1.61	-	12.43	4.10	7.35
binnen zeegras	-	-	1.76	-	-	-	29.70	-	-	-	9.38	-	-	-	3.85	-
DM08 buiten zeegras	129.21	-	51.11	1.38	173.70	-	86.22	89.68	0.76	-	4.84	1.82	24.83	-	14.80	14.96
binnen zeegras	24.42	-	116.93	16.58	93.89	-	125.06	129.70	1.05	-	6.48	0.62	16.40	-	24.72	20.98
KN08 buiten zeegras	10.13	-	0.87	0.02	91.47	-	57.50	103.68	1.75	-	6.82	3.78	15.49	-	14.92	8.60
binnen zeegras	59.63	-	-	-	157.24	-	-	-	-	-	-	-	28.66	-	-	-
KN10a buiten zeegras	-	-	0.84	0.02	-	-	64.74	89.94	-	-	8.52	1.48	-	-	14.96	14.38
binnen zeegras	-	-	0.98	-	-	-	57.18	-	-	-	9.84	-	-	-	12.68	-
KN10b buiten zeegras	-	-	3.67	1.29	-	-	89.74	201.92	-	-	12.22	4.96	-	-	11.32	36.89
binnen zeegras	-	-	1.75	0.69	-	-	66.62	112.92	-	-	11.30	9.76	-	-	17.20	18.22
KZ07 buiten zeegras	-	1.56	1.81	0.02	-	65.70	64.42	101.22	-	1.38	6.86	0.76	-	16.55	8.52	14.82
binnen zeegras	0.00	0.92	-	-	85.03	54.13	-	-	1.60	2.15	-	-	22.21	14.18	-	-
KZ08 buiten zeegras	-	5.354	1.66	0.04	57.61	52.21	39.34	48.48	0.85	2.21	7.22	1.14	7.32	13.81	6.76	14.00
binnen zeegras	-	-	1.96	-	72.05	-	38.50	-	0.94	-	7.15	-	15.15	-	7.35	-
RH08 buiten zeegras	124.36	1.32	1.20	0.01	204.00	56.71	68.54	63.74	0.70	0.97	5.80	1.62	33.03	14.20	13.04	10.80
binnen zeegras	79.97	1.25	0.28	-	100.32	49.42	72.62	-	0.60	0.80	3.82	-	22.03	12.52	12.48	-

3.3.3 Korrelgrootte van substraat

De gemiddelde mediane korrelgrootte van de natuurlijke populaties is relatief laag en het sediment kan dan ook in de meeste gevallen getypeerd worden als kleilig zand (Tabel 10). Dit betekent dat de matrix een zandige oorsprong heeft en daarnaast een groot aandeel fijn materiaal kent. In de praktijk zorgt deze samenstelling voor het cohesieve karakter van het sediment dat de natuurlijke zeegraspopulaties herbergt. Uitzondering op dit beeld is het sediment van de natuurlijke populatie Krabbenkreek Noord. Deze populatie mist een groot deel van het fijne materiaal wat zich vertaalt in een lagere mediane korrelgrootte en met minder cohesief sediment.

De gemiddelde mediane korrelgrootte binnen een geplaatste zeegrasplag is over het algemeen iets kleiner dan daarbuiten (Tabel 11; data van aug/sept monitoring 2007-2011). Dit is natuurlijk vrij logisch aangezien de plagen zeegras voornamelijk uit dikke klei bestonden (zie Tabel 10), met een kleinere korrelgrootte dan het zandige sediment waarin ze geplaatst zijn. De verschillen tussen de korrelgroottes binnen de plag en daarbuiten variëren per locatie, wat waarschijnlijk een afgeleide is van de "achtergrond" korrelgrootte op die locatie en de specifieke korrelgrootte van de donorplag. Echter, door de jaren heen zijn verschillende donorlocaties gebruikt, waardoor ook de korrelgrootte over de plag en dus over de verschillende locaties kan verschillen. Uitzondering op het beeld dat de zeegrasplag een kleinere korrelgrootte heeft, vormt KZ07, waarschijnlijk door de combinatie van heterogeniteit van de locatie en sampling. Over de jaren heen verandert de samenstelling van de geplaatste plag slechts minimaal. Significante veranderingen in korrelgrootte worden niet gevonden, wat erop duidt dat er hooguit een klein laagje sediment op de plag kan komen te liggen, maar dat echte mixing uitblijft.

De kleinere gemiddelde mediane korrelgrootte gaat hand in hand met een grotere fractie silt <63µm en % Organische koolstof in de plag tov van het sediment daarbuiten. Wat ook logisch is gezien de samenstelling van de plag.

Tabel 10 Sedimentkarakteristieken van natuurlijke zeegraspopulaties, monsters genomen binnen zeegrasbegroeid gebied

SD50 = mediane korrelgrootte, Silt = silt fractie (<63µm) uitgedrukt in % van het totaal, %Org C = fractie organische koolstof uitgedrukt als percentage van het totaal.

Gemiddelde van SD50MUM	Gemiddelde van SSILT63	Average of SVFINES%	Average of SFINES%	Average of SMEDIUM%	Average of SCOARSE%
111,20	14,88	44,55	38,26	2,55	0,00
112,28	10,29	49,83	38,70	1,40	0,00
114,85	8,13	50,58	40,12	1,22	0,16
114,99	7,91	50,66	40,61	1,01	0,00
120,61	10,36	42,68	43,85	3,30	0,00
127,74	9,58	39,12	45,07	6,39	0,00
129,51	6,44	40,33	49,09	4,26	0,00
129,61	7,23	39,50	48,73	4,65	0,00
132,02	5,72	38,99	51,45	3,92	0,00
143,44	14,72	23,97	47,83	13,43	0,17
147,74	6,11	30,87	51,57	11,54	0,00
149,59	12,35	22,65	50,23	14,58	0,28
152,48	0,68	26,55	67,05	5,73	0,00
152,86	0,48	26,17	67,80	5,55	0,00
153,09	0,01	26,81	67,13	6,06	0,00
159,13	4,55	26,78	53,83	14,88	0,03
161,66	4,80	24,29	54,92	16,04	0,01
161,67	6,68	23,19	53,51	16,68	0,02
161,82	6,72	13,91	68,14	10,93	0,32
171,27	0,33	14,15	75,61	9,91	0,00
173,55	0,66	12,85	75,74	10,75	0,00
175,40	3,60	16,76	61,80	17,84	0,00

Tabel 11 Sedimentkarakteristieken gesplitst in binnen en buiten de zeegrasplag, niet differentiërend voor wadpierbehandeling

Data van aug/ sept monitoring 2007-2011.

Locatie	In of buiten zeegras	SD50	Silt	% Org C
DM07	Buiten zeegras	168.67	3.19	0.14
DM08	Buiten zeegras	152.62	0.60	0.12
DM08	In zeegras	130.69	11.69	0.30
KN08	Buiten zeegras	129.58	6.98	0.20
KN08	In zeegras	120.73	10.04	0.19
KN10a	Buiten zeegras	120.61	10.36	0.25
KN10b	Buiten zeegras	127.74	9.58	0.23
KZ07	Buiten zeegras	161.07	6.18	0.31
KZ07	In zeegras	171.99	3.29	0.27
KZ08	Buiten zeegras	147.05	13.33	0.17
KZ08	In zeegras	137.86	12.34	0.20
RH08	Buiten zeegras	114.88	8.09	0.23
RH08	In zeegras	110.73	9.94	0.23

De mediane korrelgrootte van het sediment uit de plot buiten de plaggen is in bijna alle gevallen geen afgeleide van de wadpierbehandeling die toegepast is op de betreffende plots (Tabel 12). Sediment in plots met controle- en/of schelpenbehandeling verschilt niet van het natuurlijke sediment direct buiten de plots. Uitzondering hierop zijn de plots behandeld met netten in KZ07, deze vertonen een drastisch lagere mediane korrelgrootte ten opzichte van het natuurlijke sediment, terwijl de siltfractie hier nauwelijks verschilt. Dit wijst er op dat verdeling van de verschillende korrelgrootte klassen structureel anders is tov het omliggende natuurlijke sediment. KZ08 vormt de tweede uitzondering, waarbij beide behandelingen een sterk kleinere mediane korrelgrootte en hogere siltfractie kennen dan het natuurlijke sediment. Dit duidt op substantieel verrijking van het sediment met fijne sedimentfracties die onder natuurlijke omstandigheden ontbreken. Mogelijk zijn in het natuurlijke sediment de fijne fracties in de loop der jaren uit de toplaag gespoeld. In de transplantatie plots kunnen mogelijk diepe lagen rijk aan fijn materiaal naar de oppervlakte zijn verplaatst, wat zich weerspiegelt in de korrelgrootte verdeling. Ook bij deze analyse lijken de siltfractie en organisch stof gehalte gecorreleerd.

De gemiddelde mediane korrelgrootte van een zeegrasplag geeft geen eenduidig beeld voor alle locaties. Verwacht wordt dat plaggen een lagere mediane korrelgrootte en hogere siltfractie kennen door het kleiige karakter van het donorsediment (tabel 10). Echter geldt dit niet voor RH08 en KZ08, die beide slechts een miniem kleinere korrelgrootte kennen dan het sediment buiten de plag en plot. Bij KZ07 is de mediane korrelgrootte in de plag zelfs groter (en de siltfractie lager) dan het omliggende behandelde sediment, waar onder invloed van een siltrijke plag juist grotere siltfractie en lagere mediane korrelgrootteverdeling verwacht worden, Echter de verwachtingen ten aanzien van de korrelgrootteverdeling worden wel gevonden bij plaggen van DM08 en KN08, waar beide substantieel lagere mediane korrelgroottes hebben dan omringend sediment. Daarbij is er ook een wadpierbehandelingseffect waarneembaar. Op beide locaties is het sediment van de plaggen aanzienlijk fijner van structuur in controle plots tov schelpenbehandelde plots.

Tabel 12 Sedimentkarakteristieken buiten zeegrasplaggen opgesplitst naar wadpierbehandeling

Locatie	Behandeling	SD50	Silt	% Org C
DM07	Controle	161.82	6.72	0.10
DM07	Natuurlijk	171.27	0.33	
DM07	Schelp	173.55	0.66	0.16
DM08	Controle	152.86	0.48	0.12
DM08	Natuurlijk	153.09	0.01	0.10
DM08	Schelp	152.48	0.68	0.12
KN08	Controle	129.51	6.44	0.18
KN08	Natuurlijk	132.02	5.72	0.18
KN08	Schelp	129.61	7.23	0.21
KN10a	Frees	111.20	14.88	0.30
KN10a	Schelp	120.61	10.36	0.25
KN10B	Schelp	127.74	9.58	0.23
KZ07	Controle	159.13	4.55	
KZ07	Natuurlijk	161.66	4.80	0.25
KZ07	Net	147.74	6.11	
KZ07	Schelp	161.67	6.68	0.31
KZ08	Controle	143.44	14.72	0.20
KZ08	Natuurlijk	175.40	3.60	0.11
KZ08	Schelp	149.59	12.35	0.15
RH08	Controle	114.99	7.91	0.22
RH08	Natuurlijk	112.28	10.29	0.26
RH08	Schelp	114.85	8.13	0.23

Tabel 13 Sedimentkarakteristieken van de zeegrasplaggen opgesplitst naar wadpierbehandeling.

Locatie	Behandeling	SD50	Silt	% Org C
DM08	Ctrl	108.29	23.75	0.49
DM08	Schelp	144.69	4.16	0.18
KN08	Ctrl	117.56	11.34	0.19
KN08	Schelp	130.22	6.12	0.17
KZ07	Schelp	171.99	3.29	0.27
KZ08	Ctrl	136.96	14.58	0.21
KZ08	Schelp	138.76	10.10	0.20
RH08	Ctrl	110.30	9.46	0.20
RH08	Schelp	110.84	10.07	0.24

Conclusies:

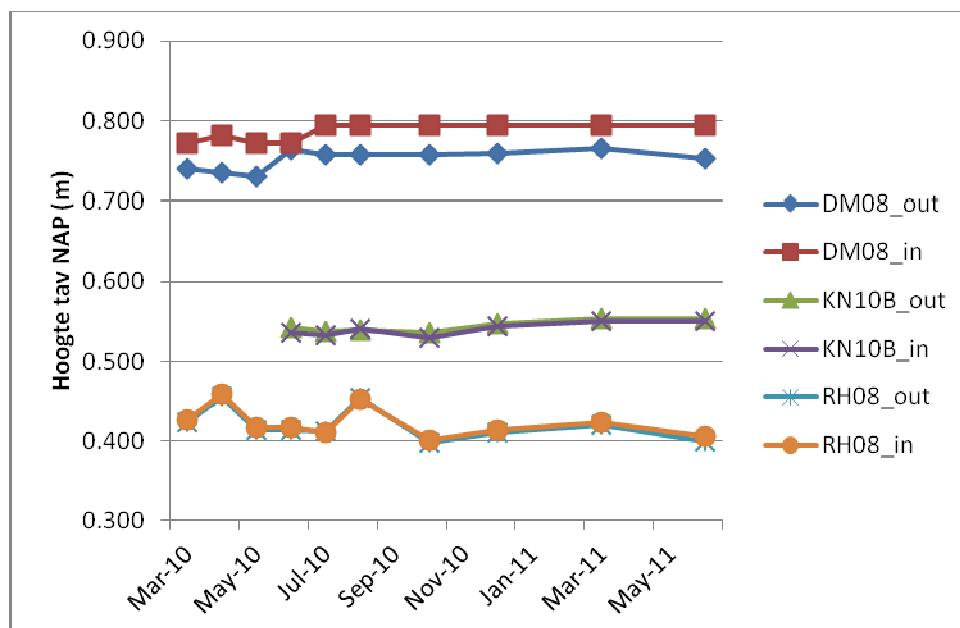
- De gemiddelde mediane korrelgrootte van de natuurlijke populaties is relatief laag en het sediment kan dan ook in de meeste gevallen getypeerd worden als kleilig zand. Dit betekent dat de matrix een zandige oorsprong heeft en daarnaast een groot aandeel fijn materiaal kent. In de praktijk zorgt deze samenstelling voor het cohesieve karakter van het sediment dat de natuurlijke zeegraspopulaties herbergt. Uitzondering op dit beeld is het sediment van de natuurlijke populatie Krabbenkreek Noord. De gemiddelde mediane korrelgrootte binnen een geplaatste zeegrasplag is over het algemeen iets kleiner dan daarbuiten. Dit is logisch aangezien de plaggen zeegras voornamelijk uit dikke klei bestonden, met een kleinere korrelgrootte dan het zandige sediment waarin ze geplaatst zijn. Over de jaren heen verandert de samenstelling van de geplaatste plag slechts minimaal. Significante veranderingen in korrelgrootte binnen een plag worden niet gevonden, wat erop duidt dat er hooguit een klein laagje sediment op de plag kan komen te liggen, maar dat echte mixing uitblijft.
- De mediane korrelgrootte van het sediment in plots met controle- en/of schelpenbehandeling verschilt niet van het omringende sediment direct buiten de plots. Uitzondering hierop zijn de plots behandeld met netten in KZ07, deze vertonen een drastisch lagere mediane korrelgrootte ten opzichte van het omringende sediment.

3.3.4 Sediment dynamiek / Succesanalyse

In de succesanalyse zijn op drie mitigatielocaties (RH08, KN10b en DM08) uitgebreide monitoringsactiviteiten uitgevoerd van 2009-2011 van sediment dynamiek, hoogteligging en dynamiek van het zeegras.

De kansrijke plots waarvan de grootschalige dynamiek is bepaald verschillen in absolute hoogteligging (Figuur 33). Plots op locatie Dortsman 2008 (DM08) liggen gemiddeld op 0,75m boven NAP, plots op KN10B iets lager rond 0,55m NAP en plots op RH08 het laagste rond de 0,40m NAP. Opvallend is dat alleen op DM08 de oorspronkelijke zeegrasplaggen zo'n 3 tot 4cm hoger liggen dan het omringende sediment. In tegenstelling hiermee bedragen de verschillen tussen plaggen en omringend sediment op de andere twee locaties gemiddeld slechts enkele mm. Ondanks de aan- dan afwezigheid van onderlinge hoogteverschillen binnen de plot in de twee laatste locaties, reageren de verschillende plotdelen daar wel gelijk: over de tijd veranderen de gemiddelde sedimenthoogtes in plaggen en daarbuiten vergelijkbaar.

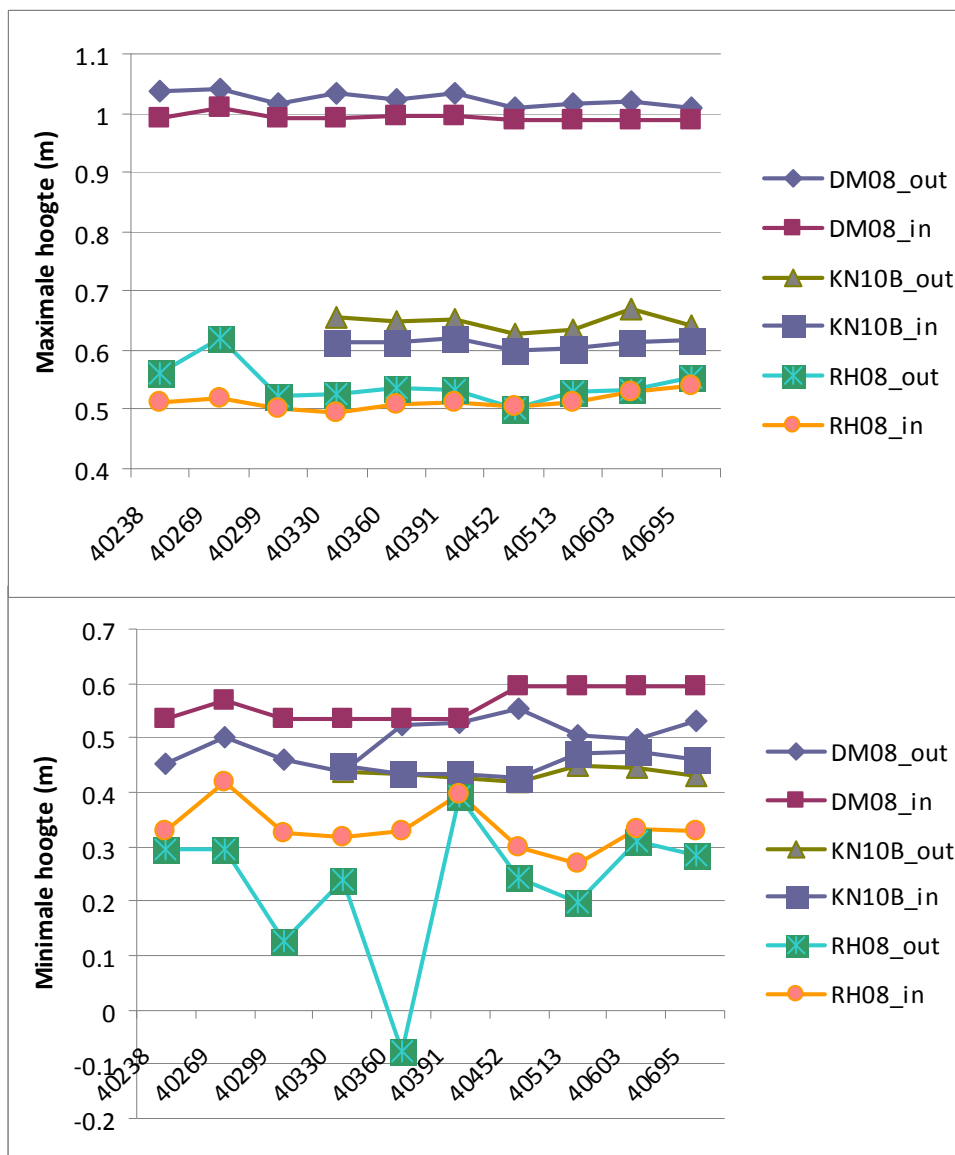
Gemiddelde sedimenthoogtes veranderen niet veel in de tijd. Dit betekent echter niet dat sedimenthoogtes lokaal niet veranderen over de tijd. Figuur 34 a + b laten de gemiddelde minimale en maximale sedimenthoogte zien per tijdstap voor alle gemeten plots binnen een locatie. De maximale hoogte (m) vertoont een soortgelijke hoogteverdeling als de gemiddelde absolute hoogte, terwijl dit totaal niet het geval is voor de minimale hoogte. Deze observaties wijzen erop dat doorgaans het sediment een "vaste" hoogte heeft, maar zeer lokaal sterke, wisselende depressies kan hebben. Met andere woorden, als er al sedimentveranderingen optreden, is dit eerder door erosie (kuil- / geulvorming) dan door sedimentatie. Interessant is dat afgaand op de maximale hoogte zeegrasplaggen helemaal niet hoger liggen dan het omgevingssediment, terwijl dit gemiddeld gezien wel zo is. Deze observatie in de maximale hoogte wordt waarschijnlijk verklaard doordat wellicht in hoger gelegen plots plaggen juist lager liggen dan de omgeving.



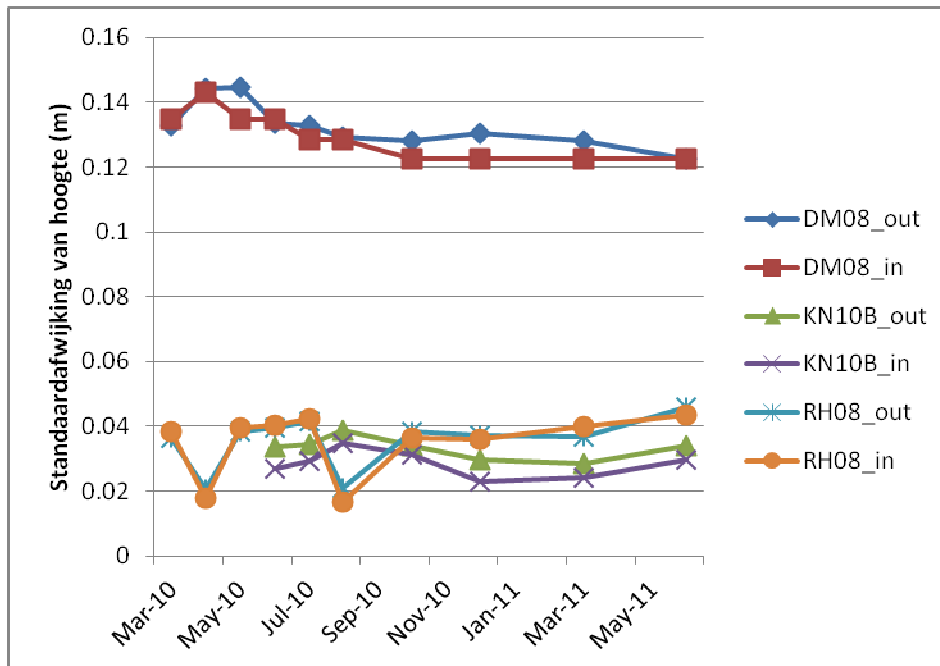
Figuur 33 Gemiddelde hoogteligging van kansrijke plots over de tijd

Onderverdeling in hoogte van zeegrasplaggen (in) en sediment daarbuiten (out).

De sedimentdynamiek/-verschillen die af te leiden zijn uit de minimale hoogtes laten zien dat hoogte van het sediment door de tijd heen redelijk kunnen verschillen (tot 10cm binnen de gemeten periode). Indien deze verschillen optreden buiten het groeiseizoen van zeegras, kan niet actief meegegroeid worden met de sedimentveranderingen (Han et al 2012). Indien dit op grote schaal gebeurt, kunnen substantiële oppervlaktes aan zeegras geërodeerd dan wel begraven worden. In beide gevallen leidt dit tot teruggang in areaal/biomassa die in het opvolgende jaar weer teruggegroeid moet worden. Hoewel een natuurlijk proces, kan dit bij veelvuldig voorkomen er toe leiden dat een populatie elk jaar eerst groeit om verlies te compenseren, in plaats van te zorgen voor netto uitbreiding van de populatie. In het slechtste geval kan het areaal niet teruggegroeid worden en verliest de populatie terrein, wat mogelijkwerwijs de populatie ook kwetsbaarder maakt voor andere verstoringen.



Figuur 34 A) (boven) maximale en B) (onder) minimale hoogte (m tov NAP) van plagen en omliggend sediment op de zeegrasplots in de tijd



Figuur 35 Standaardafwijking en variatie in hoogte

Sedimentdynamiek op kleine schaal is simultaan gemeten aan de metingen met dGPS tbv de grootschalige dynamiek. Met de gebruikte methode (dmv gekleurd sedimentstaafje) kan de mate van sedimentdynamiek over een bepaalde periode bepaald worden. De periodes waarover dit telkens gemeten is bedraagt ongeveer 6 tot 7 weken (Tabel 13). Deze intervallen zijn gehanteerd om over een langere periode de sedimentdynamiek te bepalen, maar wel dat het de dynamiek nog toe te schrijven was aan en dus representatief voor de periode. Op deze manier zijn periodes met grotere dynamiek dus goed te identificeren.

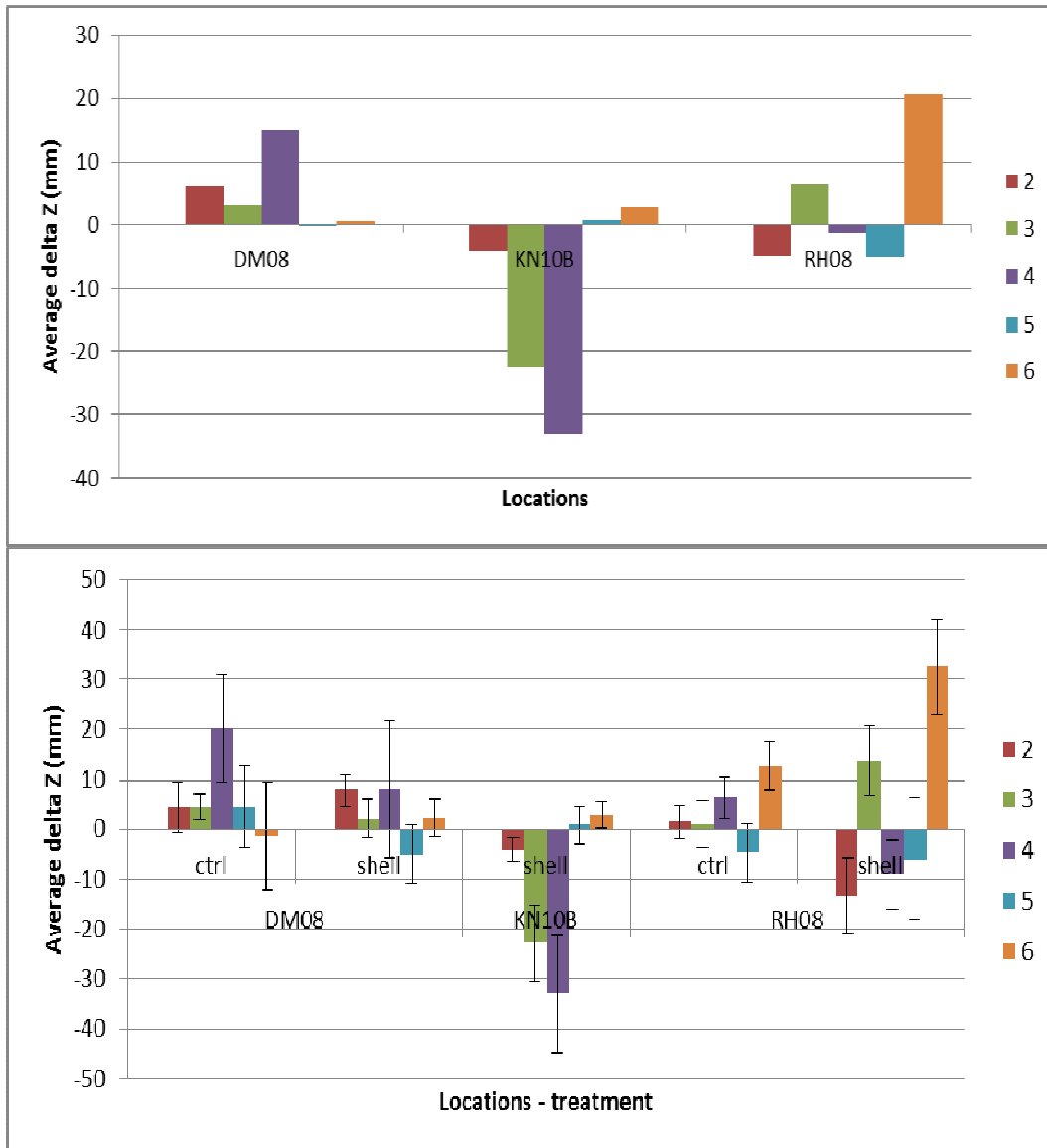
Tabel 14 Intervallen metingen kleinschalige sedimentdynamiek

NB. Door niet betrouwbare metingen is interval 1 niet meegenomen in de analyse.

Interval	Begin datum	Eind datum
2	19-07-2010	30-08-2010
3	30-08-2010	11-10-2010
4	11-10-2010	18-12-2010
5	18-12-2010	13-03-2011
6	13-03-2011	06-05-2011

Sedimenthoogteveranderingen verschillen over de intervallen, zowel tussen als binnen de locaties (Figuur 36 a+b). Meetlocatie DM08 lijkt licht (enkele mm) te sedimenteren over de eerste paar intervallen, waarna sedimenthoogte in de opvolgende intervallen gemiddeld gelijk blijven. KN10B erodeert eerst enkele cm waarna lichte sedimentatie volgt, terwijl RH08 een afwisseling laat zien tussen lichte erosie en sedimentatie over de gemeten intervallen. Opgesplitst naar wadpierbehandelingsstype is alleen op RH08 een substantieel verschil waarneembaar; gemiddelde en variatie van Δz (=...) lijken iets groter bij een schelpenbehandeling. Dit is opvallend te noemen omdat juist door verminderde bioturbatie de schelpenbehandeling juist sedimentdynamiek armer werd gedacht. Echter, kan juist ook

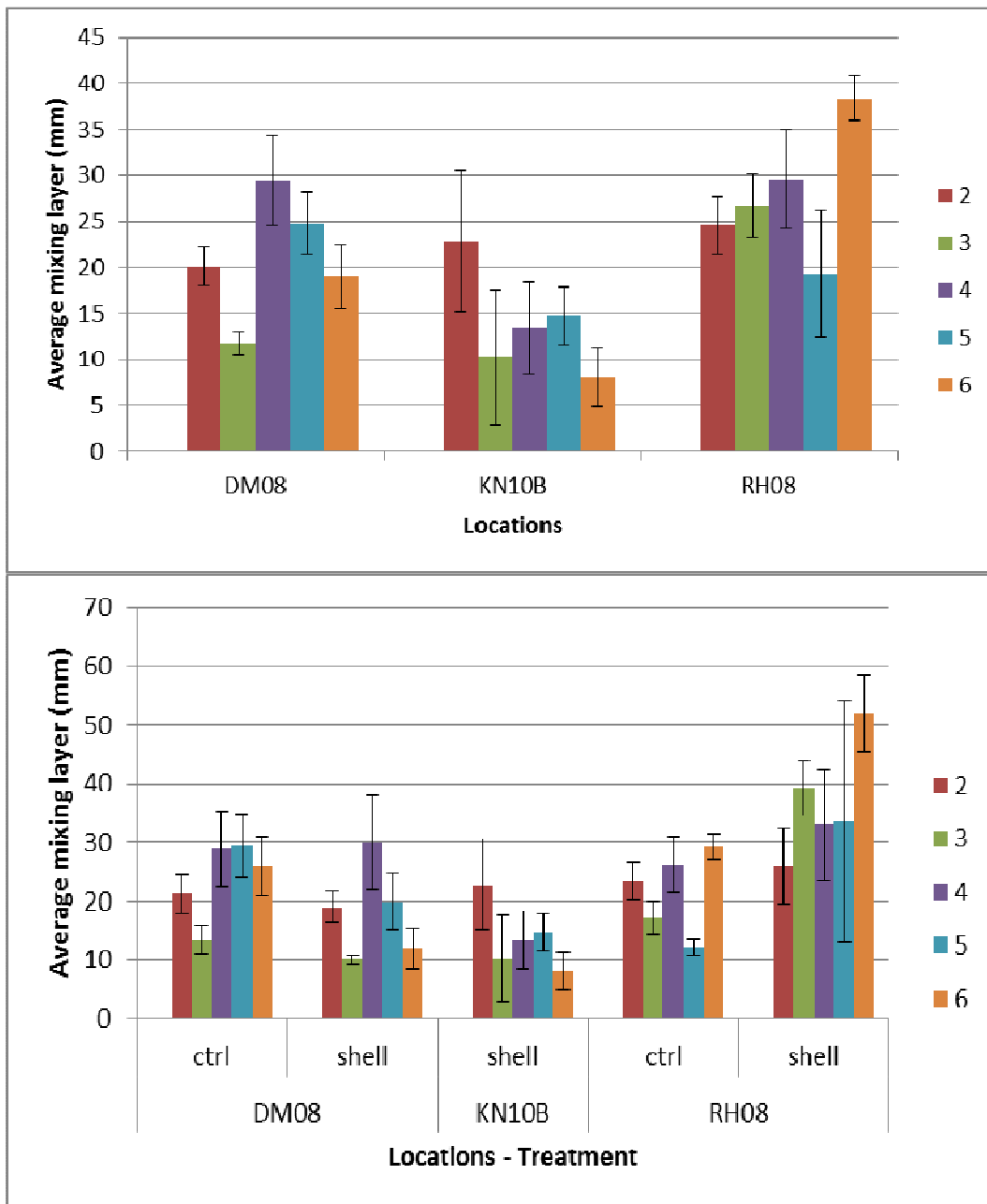
het uitsluiten van versturende benthische organismen eerder leiden tot vasthouden van het sediment, omdat het sediment minder los wordt gemaakt en dus minder beschikbaar voor eventuele erosie. Dat er met momenten juist in schelpenplots grotere sedimentdaling optreedt, zou een aanwijzing kunnen zijn dat het minder verstoorde sediment bij erosie op grotere schaal (grotere stukken ineens) verdwijnt.



Figuur 36 Netto sedimenthoogteveranderingen over de gemeten intervallen per locatie (A, boven) en met behandeling (B, onder)

Errorbars geven standaardafwijking weer.

Zelfs als het sediment netto gelijk blijft binnen een periode, wil dit niet per definitie zeggen dat het sediment dan statisch is. Onder invloed van stroming, golven en of benthos kan het sediment in beweging zijn zonder dat de hoogte verandert. Het wordt als het ware gemixt. Figuur 37 a+b geeft de dikte van de zogenoemde mixing laag weer over de verschillende periodes per locatie. Locaties DM08 en KN10B kennen beide een gemiddelde mixinglaag dikte van rond de 12mm, terwijl bij RH08 deze gemiddeld op ongeveer 20mm ligt. In alle gevallen is de mixinglaag niet dusdanig dik dat zeegras wortelt in sediment dat continu in beweging is, afgaande op de mixinglaag. De ietwat grotere gemiddelde dikte van de mixing laag op RH08 komt voornamelijk voort uit de schelpenbehandelde plots. Naast dat daar de delta z hoger is, is dat ook het geval voor de mixinglaag, wat vreemd is voor de dynamiekarm geachte plots. Een plausible verklaring voor deze observaties kan niet worden gegeven.

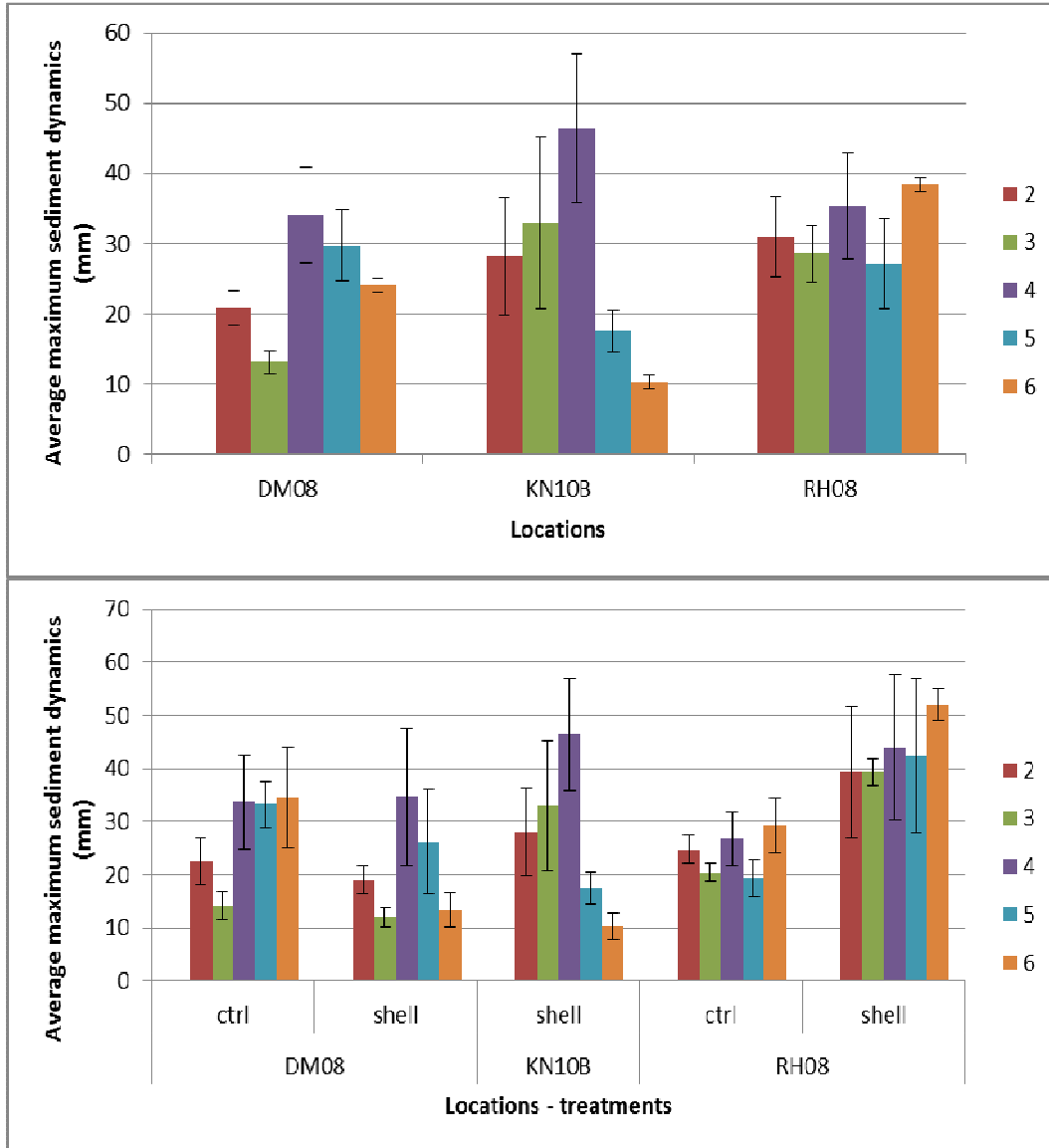


Figuur 37 Dikte van de mixing laag over de gemeten intervallen per locatie (A, boven) en behandeling (B, onder)
 Errorbars geven standaardafwijking weer

De maximale sedimentdynamiek die tijdens de intervallen kan plaats hebben gevonden is een afgeleide van de sedimenthoogteveranderingen en de mixinglaag. Op alledrie de locaties kan de sedimentdynamiek maximaal gemiddeld rond de 3 cm groot zijn, maar lokaal dus ook kleiner en groter (Figuur 38). RH08 lijkt van alle locaties toch de meest constante sedimentdynamiek te hebben. Waarschijnlijk spelen mixing en sedimenthoogteveranderingen hier permanent een substantiële rol. Daarentegen weerspiegelt de maximale sedimentdynamiek op KN10B in het najaar van 2010 voornamelijk de erosieprocessen en niet zozeer de mixing. Opmerkelijk is wel dat zelfs in de zomer, wanneer omstandigheden voornamelijk rustig worden geacht, sedimentdynamiek even groot of soms zelfs groter is dan gedurende de herfst- en wintermaanden. Echter hier schiet onze methode tekort, omdat deze geen onderscheid maakt in permanente of incidentele sedimentdynamiek. Het is dan ook te verwachten dat gedurende het voorjaar en de zomer sedimentdynamiek voornamelijk bepaald wordt door een event (bijv. storm) waar eenzelfde dynamiek tijdens de wintermaanden veel frequenter kan voorkomen, maar met dezelfde uitkomst als resultaat in onze analyse. In de zomer zal in principe ook de bioturbatie groter zijn omdat bodemdieren dan veel actiever zijn. Dat betekent enerzijds dat de omwoeling groter kan zijn (m.n. bij de controle) en anderzijds dat door wadpieractiviteit er tijdelijk vaker/meer sediment kan worden verplaatst (ook m.n. bij de controle). Dat wordt enigszins gezien bij DM08, maar niet bij RH08. Kennelijk is hier de mixing bepalend, maar mogelijk zijn hier andere bodemdieren dominant – dit is echter niet bepaald. Een echt seizoensverloop valt niet te constateren, en het beeld blijft wat dat betreft onduidelijk.

Conclusies:

- *De sedimentdynamiek/-verschillen die af te leiden zijn uit de minimale hoogtes laten zien dat hoogte van het sediment door de tijd heen redelijk kunnen verschillen (tot 10cm binnen de gemeten periode). Indien deze verschillen optreden buiten het groeiseizoen van zeegras, kan niet actief meegegroeid worden met de sedimentveranderingen. Indien dit op grote schaal gebeurt, kunnen substantiële oppervlaktes aan zeegras geërodeerd dan wel begraven worden. In beide gevallen leidt dit tot teruggang in areaal/biomassa die in het opvolgende jaar weer teruggegroeid moet worden.*
- *Locaties DM08 en KN10B kennen beide een gemiddelde mixinglaag dikte van rond de 12mm, terwijl bij RH08 deze gemiddeld op ongeveer 20mm ligt. In alle gevallen is de mixinglaag gemiddeld niet zo groot, maar de extremen zijn dit wel. Al met al is de kans dat zeegras wortelt in sediment dat continu in beweging is, afgaande op de mixinglaag, vrij groot. De ietwat grotere gemiddelde dikte van de mixinglaag op RH08 komt voornamelijk voort uit de schelpenbehandelde plots. Een plausibele verklaring ligt niet voor de hand, met een afname in bioturbierende benthos (wadpieren) zou je hier juist een geringe mixinglaag verwachten. Echter, RH08 heeft een grotere dichtheid aan wadpieren dan de andere locaties, wat de mixinglaag enigszins kan verklaren.*
- *De maximale sedimentdynamiek die tijdens de intervallen kan plaats hebben gevonden is gerelateerd aan de sedimenthoogteveranderingen en de mixinglaag. Op alledrie de locaties (RH08, KN10b en DM08) kan de sedimentdynamiek maximaal gemiddeld rond de 3 cm groot zijn, maar lokaal dus ook kleiner en groter. RH08 lijkt van alle locaties toch de meest constante sedimentdynamiek te hebben. Waarschijnlijk spelen mixing en sedimenthoogteveranderingen hier permanent een substantiële rol. Daarentegen weerspiegelt de maximale sedimentdynamiek op KN10B in het najaar van 2010 voornamelijk de erosieprocessen en niet zozeer de mixing.*



Figuur 38 Maximale sedimentdynamiek over de gemeten intervallen per locatie (A, boven) en behandeling (B, onder)

Errorbars geven standaardafwijking weer

4 Conclusies

Locatie

1. Op vijf van de acht locaties is het zeegras na een aanvankelijk goede start na drie jaar tot vrijwel nul gedaald. De overige drie locaties (RH08, KN10b en DM08) vertonen ieder een ander beeld. RH08 deed het uitstekend in 2008-2009, maar vanaf 2010 zijn aantallen maar 5-10% van die van 2009. KN10b deed het goed in 2010, maar is in 2011 (en 2012) achteruit gegaan. Na een slechte start in 2008-2009 is DM08 het sinds 2010 ieder jaar beter gaan doen.

Behandeling & aanplant

2. Bij de schelpenbehandeling ligt het aantal scheuten in de patches tijdens het groeiseizoen systematisch en significant hoger dan de onbehandelde controle patches. Tijdens het voorjaar (april-juni) zijn de verschillen gering, maar in de zomermaanden hebben de schelpenplots gemiddeld 3.5-4.5x scheuten als de controleplots. Gemiddeld over het hele jaar hebben de schelpenplots 3x zoveel scheuten als de controleplots. Het aantal scheuten in de netplots neemt echter af gedurende 2009-2011, hoewel er in de zomer een opleving is.
3. Veilige plots (ieder 9 patches) doen het consistent beter dan Kansrijks plots (5 patches), en gemiddeld is het aantal scheuten in de veilige plots 1.8x dat van de kansrijke plots. Echter, uit de standaardafwijking blijkt dat deze verschillen niet statistisch significant zijn vanwege de grote onderlinge verschillen.
4. Uit combinaties van behandelingen blijkt dat de combinatie schelpen-veilig het beste werkt, en de combinaties controle-kansrijk en net-kansrijk het slechtst werken. Samenvattend: SV>SK>NV>OV>OK>NK.
5. Er bestaat geen significante relatie tussen zeegrasdichtheid (bedekkings%) bij aanplant en het aantal scheuten op het hoogtepunt van de groei (eind augustus/begin september): andere factoren lijken een sterkere rol te spelen in het bepalen van de zeegrasgroei.
6. Aanplant met losse planten op KN08 heeft niet gewerkt: vrijwel alle planten zijn in het eerste jaar al verdwenen. Mogelijk is KN08 te dynamisch om met losse planten te werken, en had men met verankeringen moeten werken.
7. Zeegras in de aanplant vertoont grote verschillen van jaar-tot-jaar qua bloei en zaadzetting. In 2007 was dit gemiddeld 20-30%, in 2008 slechts 1-2% bloei, en 3-10% bloei in 2009. De mate van bloei levert overigens weinig informatie over zeegrasgroei en overleving. <N.b. vanaf 2010 is er geen systematische registratie meer geweest van bloei tijdens de monitoring>
8. Zowel in de natuurlijke velden als de transplantaties ligt het stikstofniveau ver boven de limitatiegrens van 1.8 % N, en C:N verhoudingen van gemiddeld 10:1 (C:N) laten zien dat stikstof niet limiterend is voor *Zostera noltii* in de Oosterschelde. Daarnaast is er geen significant verschil in C:N verhoudingen tussen de natuurlijke populaties en de transplantaties.

9. Zetmeel als reservestof is gemeten aan rhizomen, en dit laat zien dat zetmeelconcentraties in de natuurlijke populaties over het algemeen hoger liggen dan die van de transplantaties. Daarnaast blijken rhizomen van 'onsuccesvolle transplantaties' [transplantaties die in het voorjaar slecht doen en het hele groeiseizoen minimaal blijven functioneren] veel minder zetmeel te bevatten in het voorjaar dan succesvolle transplantaties. Zetmeelwaarden van succesvolle transplantaties liggen dicht bij de waarden van de gezonde natuurlijke populaties.

Wadpieren

10. De schelpenbehandeling werkt voornamelijk in de eerste jaren na aanleg op alle locaties behalve Dortsman Noord succesvol in het verlagen van de aantallen volwassen wadpieren. Deze vermindering varieert van ongeveer één derde (RH08) tot een halvering (KN08 en KZ08). De effectiviteit van de schelpenbehandeling neemt kennelijk af in de tijd, maar is nog voldoende om wadpieraantallen onder de kritische grens van 25/m² te houden. Op lange termijn lijken adulte wadpiedichtheden op te lopen ongeacht de behandeling die is toegepast. Opvallend is dat zelfs op lange termijn en met een verminderd effectieve behandelingslaag het aantal pieren in behandelde plots ten opzichte van controle plots aanzienlijk is (nog 38% reductie).
11. Juvenile wadpieren zijn op alle locaties erg toegenomen in aantallen sinds het aanleggen van de plots en wijken nauwelijks af van dichtheden buiten de patches. In het eerste jaar lukt het kennelijk niet om de patches te koloniseren, in het tweede jaar worden er juist enorme dichtheden aan juvenile wadpieren gevonden, waarna deze in de jaren weer afnemen tot gemiddeld 100 a 200 individuen per vierkante meter.

Macroalgen, wadslakjes, alikruiken, strandkrabben & ganzen

12. Er bestaat geen relatie tussen bedekking met macroalgen en groei van het zeegras. De bedekkingspercentages zijn dan ook erg laag, en het effect is daardoor gering.
13. In de zomermaanden lijkt er een piek te zijn van 1500-2500 wadslakjes per vierkante meter, dat afneemt naar 0-500 in de wintermaanden. Er bestaat geen verband tussen aantallen wadslakjes en zeegrasgroei in de plots.
14. Alikruiken en strandkrabben vertonen geen relatie met zeegrasgroei in de patches op de mitigatielocaties.
15. Rotganzen kunnen duidelijk schade aanrichten in zeegrasplots, wat zich niet meer herstelt. In natuurlijke populaties hebben rotganzen vaak geen blijvende impact, maar met de huidige (slinkende) zeegraspopulaties moet hier wel goed mee worden opgelet, want bij een hoge begrazingsdruk zal een natuurlijke populatie wel aangetast kunnen worden en verdwijnen. 'Exclosures' houden ganzen grotendeels buiten mitigatieplots. Echter, of dit een praktische oplossing is lijkt twijfelachtig want het vergt veel onderhoud.

Fysisch-chemische parameters & zeegrasgroei

16. De relatie tussen het aantal scheuten en het bedekkingspercentage met water (gemeten bij laag water) is zwak positief voor de locaties DM07, DM08, KZ07, KZ08, KN08, KN10a, KN10b en RH08), maar niet significant.¹⁷

¹⁷ Deze metingen zijn op een andere wijze verricht bij RH11, waar wel een duidelijk en positief relatie bestaat tussen bedekking met water bij aanplant en zeegrasgroei in 2011 en 2012. Echter, deze resultaten worden besproken in de rapportage voor fasen 9-13 (in 2013).

17. Het wadpierreliëf verschilt per mitigatielocatie: in de relatief beschutte locaties zoals KZ08 en KN08 (met veel volwassen wadpieren) bedraagt dit 4-6 cm reliëf in de controle plots, terwijl op de meer hydrodynamische locatie DM08 (met veel juveniele wadpieren) en DM07 het reliëf minder groot is (tot 2cm). RH08 met een halfgeëxponeerde ligging kent ook een matig wadpierreliëf dat tussen beide groepen in ligt. Een schelpenbehandeling geeft initieel een verlaging van het reliëf: in 2008 was het verschil groter (1,1 cm) dan in 2009 (<0,5 cm). In 2010 is weinig verschil te bespeuren, in 2011 is het verschil weer tegen de 1 cm.
18. Er is een duidelijk verband tussen aantallen volwassen wadpieren per vierkante meter en zeegrasbedekking: hogere scheutdichtheden van >1000 per plot zijn uiterst zeldzaam en alleen te vinden waar wadpiedichtheden relatief laag zijn (<25/m²). Bij scheutdichtheden <1500 per patch kunnen wadpiedichtheden oplopen tot boven de 50/m², maar dit lijkt geen lineaire relatie. Er is sprake van een negatieve correlatie, maar dit is niet sterk aanwezig en niet significant.
19. Chemie van het bodemvocht ('porievocht'):
- Sulfidewaardes (max. 130 µmol/l), hebben naar alle waarschijnlijkheid geen enkel toxisch of belemmerend effect op zowel het zeegras in de mitigatielocaties als in de natuurlijke populaties. Zeegras heeft sowieso van nature ook een beschermingsmechanisme (detoxificatie) tegen sulfide; door zuurstofverlies in de rhizosfeer (wortelzone), voorkomen de planten dat sulfide in de wortels kan binnendringen door het sulfide te oxideren tot elementair zwavel en sulfaat.
 - Hoge ammoniumconcentraties (>100 µmol/l) zijn op bijna alle mitigatielocaties (DM08, KN08, KN10b, KZ07) waargenomen, maar deze waarden vallen binnen de 'normale' range van de Oosterschelde (28-585 µmol/l). De gemeten waarden zijn niet belemmerend voor klein zeegras, was deze krijgt pas boven waarden van >2000 µmol/l last van toxiciteitsverschijnselen.
 - Nitraatgehaltes zijn laag (0.5-10 µmol/l) en variëren van jaar tot jaar en tussen de mitigatielocaties en de natuurlijke populaties, maar hierin is geen duidelijke trend.
 - Fosfaatconcentraties in het porievocht variëren voornamelijk tussen de jaren, maar minder tussen de mitigatielocaties (12-20 µmol/l) en de natuurlijke populaties (12-18 µmol/l). Er is ook weinig variatie tussen de verschillende mitigatielocaties.
20. De gemiddelde mediane korrelgrootte van de natuurlijke populaties is relatief laag en het sediment kan dan ook in de meeste gevallen getypeerd worden als kleilig zand. Dit betekent dat de matrix een zandige oorsprong heeft en daarnaast een groot aandeel fijn materiaal kent. In de praktijk zorgt deze samenstelling voor het cohesieve karakter van het sediment dat de natuurlijke zeegraspopulaties herbergt. Uitzondering op dit beeld is het sediment van de natuurlijke populatie Krabbenkreek Noord. De gemiddelde mediane korrelgrootte binnen een geplaatste zeegrasplag is over het algemeen iets kleiner dan daarbuiten. Dit is logisch aangezien de plagen zeegras voornamelijk uit dikke klei bestonden, met een kleinere korrelgrootte dan het zandige sediment waarin ze geplaatst zijn. Over de jaren heen verandert de samenstelling van de geplaatste plag slechts minimaal. Significante veranderingen in korrelgrootte binnen een plag worden niet gevonden, wat erop duidt dat er hooguit een klein laagje sediment op de plag kan komen te liggen, maar dat echte mixing uitblijft.
21. De mediane korrelgrootte van het sediment in plots met controle- en/of schelpenbehandeling verschilt niet van het omringende sediment direct buiten de plots. Uitzondering hierop zijn de plots behandeld met netten in KZ07, deze vertonen een drastisch lagere mediane korrelgrootte ten opzichte van het omringende sediment.

Succesanalyse

22. De sedimentdynamiek/-verschillen die af te leiden zijn uit de minimale hoogtes laten zien dat hoogte van het sediment door de tijd heen redelijk kunnen verschillen (tot 10cm binnen de gemeten periode). Indien deze verschillen optreden buiten het groeiseizoen van zeegras, kan niet actief meegegroeid worden met de sedimentveranderingen. Indien dit op grote schaal gebeurt, kunnen substantiële oppervlaktes aan zeegras geërodeerd dan wel begraven worden. In beide gevallen leidt dit tot teruggang in areaal/biomassa die in het opvolgende jaar weer teruggegroeid moet worden.
23. Locaties DM08 en KN10B kennen beide een gemiddelde mixinglaag dikte van rond de 12mm, terwijl bij RH08 deze gemiddeld op ongeveer 20mm ligt. In alle gevallen is de mixinglaag gemiddeld niet zo groot, maar de extremen zijn dit wel. Al met al is de kans dat zeegras wortelt in sediment dat continu in beweging is, afgaande op de mixing laag, vrij groot.. De ietwat grotere gemiddelde dikte van de mixinglaag op RH08 komt voornamelijk voort uit de schelpenbehandelde plots. Een plausibele verklaring ligt niet voor de hand, met een afname in bioturberende benthos (wadpieren) zou je hier juist een geringe mixinglaag verwachten. Echter heeft RH08 de grootste dichtheid aan wadpieren tov van de andere locaties, wat de mixing laag enigszins kan verklaren.
24. De maximale sedimentdynamiek die tijdens de intervallen kan plaats hebben gevonden is gerelateerd aan de sedimenthoogteveranderingen en de mixinglaag. Op alledrie de locaties (RH08, KN10b en DM08) kan de sedimentdynamiek maximaal gemiddeld rond de 3 cm groot zijn, maar lokaal dus ook kleiner en groter. RH08 lijkt van alle locaties toch de meest constante sedimentdynamiek te hebben. Waarschijnlijk spelen mixing en sedimenthoogteveranderingen hier permanent een substantiële rol. Daarentegen weerspiegelt de maximale sedimentdynamiek op KN10B in het najaar van 2010 voornamelijk de erosieprocessen en niet zozeer de mixing.

5 Aanbevelingen

Locatie

1. Het zou waardevol zijn om specifieke groei(snelheid)/verstoring van de verschillende natuurlijke populaties te meten. Daarmee kan wellicht in de toekomst een betere afweging gemaakt worden wat betreft locatiekeuzes.
2. Indien de beoogde mitigatielocatie niet in de nabijheid van een natuurlijk veld ligt kan een proeftransplantatie (eventueel met losse scheuten, maar dan verankerd) overwogen worden, om de locatie vooraf te toetsen op geschiktheid.

Aanplant & behandeling

3. Aanplanten voor de start van het groeiseizoen is niet succesvol gebleken (KN10A). Aanplanten zouden dus plaats dienen te vinden na de start van het groeiseizoen, maar dusdanig gepland dat zeegras maximaal de tijd heeft om tot bloei te komen op de transplantatielocatie (dwz vroeg in het groeiseizoen).
4. Schelpenplots hebben in de zomermaanden 3,5x-4,5x zoveel scheuten als controleplots, en een schelpenbehandeling heeft altijd een positief effect op de ontwikkeling van het aantal zeegrasscheuten in de plots. Bij toekomstige mitigatiemaatregelen waarbij klein zeegras moet worden verplaatst zou men de mitigatielocaties met een schelpenlaag moeten behandelen. Uitzonderingen zijn locaties waar van nature geen of zeer weinig volwassen wadpieren voorkomen.
5. Hoewel netten aanvankelijk een positief effect hadden op zeegrasgroei blijkt dit geen langdurig effect te zijn. Daarnaast vormen ze gebiedsvreemd materiaal en zijn ze ongeschikt voor gebruik bij toekomstige zeegrasmusmitigaties in de Oosterschelde.
6. De Veilige aanplant van 9 patches per plot blijkt op termijn toch consistent beter te doen dan de Kansrijke aanplant van 5 patches per plot: gemiddeld hebben ze 1.8x zoveel scheuten per patch als bij de kansrijke opstelling. Hoewel dit niet statistisch significant is lijkt het toch zinvol om grotere arealen aan zeegras aan te planten om verlies aan zeegras (bijv. door activiteit van foeragerende ganzen, of lokaal optredende erosie) te compenseren. Resultaten van de openhartconfiguratie in de aanplanten 2011 en 2012 moeten we nog afwachten.
7. Bedekking met water >30% bij aanleg heeft een gunstig effect op zeegrasgroei. Bij toekomstige zeegrasmusmitigaties zou men standaard alle patches iets (2-5 cm) onder het maaiveld kunnen aanleggen om dit positief effect te krijgen. [n.b. dit blijkt ook uit aanleg van VO12, waarbij de helft van de 16 plots bewust laag zijn aangelegd]
8. Bedekkingspercentage zeegras bij aanleg heeft geen echt sturend effect op de verdere ontwikkeling van het zeegras; dwz als er maar een minimale hoeveelheid zeegras aanwezig is bij aanplant ($\geq 7\%$) dan maakt het verder niet uit of dit 20% of 50% is qua kansen op slagen van de aanplant. Men zou uit moeten gaan van donorzeegras met een bedekking van 7-10% minimaal.
9. Zoals eerder vastgesteld blijkt het werken met losse planten niet aan te slaan en is deze aanpak (losse planten zonder verankering) weinig zinvol.

10. Hoewel graasdruk van ganzen laag lijkt, kan deze verstoring net teveel zijn voor zeegras. Met een kleine moeite (linten aan palen) blijkt de ganzandruk eenvoudig teruggebracht te kunnen worden. Men zou dit in de eerste jaren kunnen toepassen. Mogelijk voorkomt dit het snelle afglijden van zeegrasaanplanten in de eerste winter na aanplant.

Monitoring

11. Een aantal parameters heeft men laten vallen bij de monitoring omdat na drie seizoenen duidelijk is dat deze weinig of geen verband hebben met zeegrasonwikkeling. Deze parameters zijn epifyten, wadslakjes, alikruiken en (strand-)krabben. Tijdens de daaropvolgende seizoenen zijn er geen opmerkelijke zaken rond deze parameters waargenomen dus dit besluit kan worden gehandhaafd.
12. Het bedekkingspercentage met water in de plots (en van patches) wordt per monitoring vastgelegd, maar blijkt vooral samen te hangen met factoren zoals tijdstip, getijden, regenval en wind. Dit blijkt niet zinvol te zijn en kan worden afgeschaft want er is alleen een correlatie met bedekking met water bij aanleg.
13. Het monitoren van ganzen is uitgevoerd i) als onderdeel van de gewone monitoring, ii) met behulp van plantcam's (bijv. op KN10b), en iii) met plantcam's als onderdeel van de enclosure experiment. Echter, dit heeft niet veel observaties van foeragerende ganzen opgeleverd, hoewel het vermoeden bestaat dat ze mogelijk een belangrijke invloed hebben (gehad) op sommige locaties (bijv. RH08). Een wekelijkse meting met een GNSS van ganzenkuilen gedurende het najaar (waarin de meeste foerageeractiviteit plaatsvindt), en een regelmatige telling van vogels en kuilen zou een duidelijker beeld geven.
14. Naast het monitoren van de transplantaties is het evenzeer nuttig om natuurlijke populaties te monitoren. Nu gebeurt dat niet structureel en slechts summier, maar dit kan waardevolle data opleveren als controle van het getransplanteerde.
15. Koolstof gehaltes(C) in het blad laten voornamelijk een seizoenaal verschil zien, wat wordt veroorzaakt door het verschil in groei tussen zomer en winter, maar er is geen verschil tussen de natuurlijke populaties en de transplantaties. In de toekomst wordt hierin ook geen verschil in %C verwacht, wat %C ongeschikt maakt als parameter om verschillen tussen transplantaties en natuurlijke populaties aan te tonen en te verklaren.
16. Stikstof in het blad (N) laat ook een duidelijk seizoenaal verschil zien tussen voorjaar en najaar, met uitzondering van het voorjaar 2011, wat mogelijk te verklaren is door een late monstering of een vroeg voorjaar. Verder lijkt %N blad in de transplantaties enigszins lager te liggen dan in de natuurlijke populaties, wat mogelijk een indicator is voor enige stress. Echter, de gemeten stikstofgehalten van zowel de natuurlijke populaties als de transplantaties liggen altijd boven de 3%, wat ver boven de limitatiegrens (1.8%) voor zeegras valt, wat er op duidt dat zeegras in de Oosterschelde absoluut niet stikstof gelimiteerd is. %N is dus bruikbaar om stikstoflimitatie in het zeegras te meten, maar aangezien stikstofgehalten in de Oosterschelde behoorlijk ver boven de limitatiegrens liggen is dit niet een parameter die heel vaak gemonitord hoeft te worden. Om een beeld te krijgen van het % N in het blad kan dit bovendien op minder locaties gemeten worden, omdat de verschillen tussen locaties minimaal zijn.
17. Sulfide is een stressor die de gezondheid en de uitbereiding van het zeegras sterk negatief kan beïnvloeden. Bovendien kunnen sulfideconcentraties in het sediment sterk plaatselijk verschillen, daarom is het van belang om de monitoring van deze parameter voort te blijven zetten, al heeft het voorkeur om de frequentie hiervan te verhogen, omdat sulfide sterk kan fluctueren in de tijd.

18. Nutriënten in het porievocht kunnen ook sterk plaatselijk verschillen, door een verschil in sedimenttype of nutriënteninput, daarom is het wenselijk om dit op een brede schaal te meten. De gemeten nutriëntengehaltes in het porievocht, en de %N gehalten in het zeegrasblad geven echter aan dat nutriënten in voldoende mate aanwezig zijn in de Oosterschelde en dus dat het zeegras niet nutriëntengelimiteerd is. Hoofdzak bij het voortzetten van de metingen voor nutriëntengehaltes in het porievocht is daarom ook een scherpe vraagstelling, omdat verschillen in nutriëntengehaltes die wij hebben gemeten als zodanig niet de groei van het zeegras beïnvloeden.

Onderzoek

19. Waarom is er gedurende 2011-2012 een flinke toename van de natuurlijke zeegraspopulatie op Oostdijk, terwijl tegelijk het zeegras op de meeste andere locaties achteruitgaat. Wat is er op Oostdijk anders dan de andere locaties? Bodemchemie? Sedimentsamenstelling? Waterdynamiek? Dit zou uitgebreid onderzocht moeten worden, tegelijk met bijvoorbeeld tissue gehalten (aan zetmeel).
20. Wadpierbehandelingen blijken slechts een beperkte effectiviteitsduur te hebben. Een alternatieve, natuurlijke behandeling die langer effectief is, is niet evident. Echter moet men altijd blijven uitkijken naar alternatieve behandelingen, omdat blijkt dat langdurige (bodem)stabiliteit het transplantatiesucces kan verbeteren. Tevens kan door middel van lang-effectieve behandelingen enige seizonaliteit in zeegrasbiomassa worden overbrugd.
21. Verlies (bijv. aan zetmeel) gedurende de winter blijkt groter dan de groei tijdens het groeiseizoen in de transplantaties. Echter is het niet duidelijk of dergelijke verliezen normaal zijn voor het systeem. Toekomstig onderzoek kan zich dan ook richten op de verliezen in natuurlijke populaties. Wellicht kan hieruit blijken dat plots uit meer vierkante meters zeegras moeten bestaan (bij minder omtrek) om een betere overleving/meer veerkracht te hebben ten aanzien van verstoringen gedurende het groeiseizoen en winter.
22. Analyses van zetmeelgehalten geven aan dat er sterke verschillen zijn tussen transplantaties en natuurlijke populaties. Mogelijk zouden zetmeelgehalten in het najaar (dus voordat het zeegras het groeiseizoen in gaat) kunnen dienen als indicator voor het uitgroeisucces in het voorjaar. Dit is een interessante hypothese, en wanneer dit werkelijk zo blijkt te zijn zouden we zetmeel in de rhizomen kunnen gebruiken als succes-indicator. Om dit vermoeden te bevestigen, moet deze hypothese experimenteel getest worden. Dit gebeurt momenteel dan ook op het NIOZ-Yerseke. Resultaten en toepassingen van dit experiment zullen naar verwachting half 2013 beschikbaar zijn.

6 Samenvatting

In de Natura2000-locatie Oosterschelde moet ongeveer 3,000 m² klein zeegras *Zostera noltii* wijken als een groot aantal dijken wordt verzwaaard en verbeterd. Klein zeegras is een in Europees verband beschermde soort die het goed doet in de Waddenzee, maar in Zeeland sterk is afgenomen. Als mitigerende maatregel werd daarom voorgesteld om klein zeegras op de locaties waar het moet wijken (de 'donorlocatie') te verplaatsen naar zogenaamde mitigatielocaties. Een onderzoeksplan voor deze verplaatsingen werd opgesteld door RU, NIOO (tegenwoordig NIOZ), RIKZ en RWS.

In 2007, 2008 en 2010 zijn ongeveer 2,100 m² klein zeegras verplaatst van donorlocaties Viane West en Viane Oost (beide Schouwen-Duiveland), Krabbenkreek Noord (St. Philipsland) en Goesse Sas (Zuid Beveland) naar acht mitigatielocaties gelegen te Krabbenkreek Zuid en Dortsman Noord (beide Tholen), Krabbenkreek Noord (St. Philipsland), en Roelshoek (Zuid Beveland). Naast verplaatsingen werd ook regelmatige monitoring uitgevoerd (29x t.e.m. September 2012), om methodiek van verplaatsingen te optimaliseren, maar ook om te onderzoeken hoe verplaatst klein zeegras zich ontwikkelt. Verplaatsingen en monitoringsbezoeken zijn beschreven in eerdere rapportages, en dit rapport dient als eindrapportage ter afsluiting van Fasen 6, 7 en 8: Monitoring van Zeegrasmusmitigaties uitgevoerd in 2007, 2008 & 2010 gedurende 2010-2011.

Bezoeken aan de donorlocaties laten zien dat teruggroei van zeegras in het rooivlak (na behandeling met een schelpenlaag als anti-wadpierzakmiddel) doorgaans gestaag loopt. Na twee jaar is het zeegras voor een groot gedeelte (op sommige locaties >50%) weer teruggekeerd in de vlakken die in 2007-2008 zijn gerooid.

Op vijf van de acht mitigatielocaties is het zeegras na een aanvankelijk goede start na drie jaar tot vrijwel nul gedaald. De overige drie locaties (RH08, KN10b en DM08) vertonen ieder een ander beeld. RH08 deed het uitstekend in 2008-2009, maar vanaf 2010 zijn aantallen zeegrasscheuten maar 5-10% van die van 2009. KN10b deed het goed in 2010, maar is in 2011 en 2012 achteruit gegaan. Na een slechte start in 2008-2009 is DM08 het sinds 2010 ieder jaar beter gaan doen, maar dit is mogelijk ten dele vanwege kolonisatie vanuit de nabije natuurlijke klein zeegrasspopulatie.

Bij de verplaatsingen werd klein zeegras in plaggen van 1,50 m x 0,75 m vervoerd, en twee-aan-twee gelegd (tot een patch van 1,5 m x 1,5 m) in verschillende opstellingen. In 2007 en 2008 werden ze gelegd in plots met een dambord patroon van 5 ('kansrijke' opstelling) of 9 ('veilige' opstelling) patches. In 2010 werden ze ook in een 'open hart' patroon van 8 patches opgesteld. Veilige plots (ieder 9 patches) doen het consistent (maar niet significant) beter dan kansrijke plots (5 patches), en gemiddeld is het aantal scheuten in de veilige plots 1.8x dat van de kansrijke plots.

Omdat wadpieren en klein zeegras elkaar niet goed verdragen werd gekozen voor een behandeling tegen wadpieren. Op de meeste locaties werd als anti-wadpierzakmaatregel een schelpenlaag van 5-7 cm dikte op 10 cm diepte aangebracht, en op KZ07 werd tevens een afbreekbaar net aangebracht op 10 cm diepte. Daarnaast werd in 2007 en 2008 ook controleplots (zonder wadpierzakmaatregel) aangelegd. De schelpenbehandeling werkt voornamelijk in de eerste jaren na aanleg op alle locaties behalve Dortsman Noord succesvol in het verlagen van de aantallen volwassen wadpieren. Deze vermindering varieert van

ongeveer één derde (RH08) tot een halvering (KN08 en KZ08). De effectiviteit van de schelpenbehandeling neemt kennelijk af in de tijd, maar is nog voldoende om wadpieraantallen onder de kritische grens van 25/m² te houden.

Bij de schelpenbehandeling ligt het aantal zeegrasscheuten in de patches tijdens het groeiseizoen systematisch en significant hoger dan de onbehandelde controle patches. Tijdens het voorjaar (april-juni) zijn de verschillen gering, maar in de zomermaanden hebben de schelpenplots gemiddeld 3.5-4.5x scheuten als de controleplots. Gemiddeld over het hele jaar hebben de schelpenplots 3x zoveel scheuten als de controleplots. Het aantal scheuten in de netplots neemt echter af gedurende 2009-2011, hoewel er in de zomer een opleving is.

Wadpieren verplaatsen sediment vanuit hun leefbuis, en de 'tandpasta hoopjes' die ze vormen leidt tot een 'wadpierreliëf'. Dit reliëf verschilt per mitigatielocatie: in de relatief beschutte locaties zoals KZ08 en KN08 (met veel volwassen wadpieren) bedraagt dit 4-6 cm reliëf in de controle plots, terwijl op de meer hydrodynamische locatie DM08 (met veel juveniele wadpieren) en DM07 het reliëf minder groot is (tot 2cm). RH08 met een halfgeëxponeerde ligging kent ook een matig wadpierreliëf dat tussen beide groepen in ligt. Een schelpenbehandeling geeft initieel een verlaging van het reliëf: in 2008 was de verlaging (ten opzichte van controles op dezelfde locatie) groter (1,1 cm) dan in 2009 (<0,5 cm). In 2010 is weinig verschil te bespeuren, maar in 2011 is de verlaging weer tegen de 1 cm. Er is een duidelijk verband tussen aantallen volwassen wadpieren per vierkante meter en zeegrasbedekking: hogere scheutdichtheden van >1000 per plot zijn uiterst zeldzaam en alleen te vinden waar wadpiedichtheden relatief laag zijn (<25/m²). Er bestaat geen significante relatie tussen zeegrasdichtheid (bedekkings%) in de patches bij aanplant en het aantal zeegrasscheuten op het hoogtepunt van de groei (eind augustus/begin september).

Zowel in de natuurlijke velden als de transplantaties ligt het stikstofniveau ver boven de limitatiegrens van 1.8 % N, en C:N verhoudingen van gemiddeld 10:1 (C:N) laten zien dat stikstof niet limiterend is voor *Zostera noltii* in de Oosterschelde. Daarnaast is er geen significant verschil in C:N verhoudingen tussen de natuurlijke populaties en de transplantaties op de mitigatielocaties.

Zetmeel als reservestof is gemeten aan rhizomen (wortelstokken) van Klein zeegras, en dit laat zien dat zetmeelconcentraties in de natuurlijke populaties over het algemeen hoger liggen dan die van de transplantaties. Daarnaast blijken rhizomen van 'onsuccesvolle transplantaties' [transplantaties die het in het voorjaar slecht doen en het hele groeiseizoen minimaal blijven functioneren] veel minder zetmeel te bevatten in het voorjaar dan succesvolle transplantaties. Zetmeelwaarden van succesvolle transplantaties liggen dicht bij de waarden van de gezonde natuurlijke populaties.

Macroalgen, wadslakjes, alikruiken en strandkrabben zijn gemonitord in 2007-2009, maar deze metingen zijn gestaakt toen duidelijk werd dat deze factoren geen relatie vertonen met zeegrasgroei op de mitigatielocaties.

Rotganzen kunnen duidelijk schade aanrichten in zeegrasplots, wat zich niet meer herstelt. In natuurlijke populaties hebben rotganzen vaak geen blijvende impact, maar met de huidige (slinkende) zeegraspopulaties moet hier wel goed mee worden opgelet, want bij een hoge begrazingsdruk zal een natuurlijke populatie wel aangetast kunnen worden en verdwijnen.

Chemie van het bodemvocht ('porievocht') is onderzocht. Sulfidewaardes zijn maximaal 130 $\mu\text{mol/l}$ en hebben daarom naar alle waarschijnlijkheid geen enkel of belemmerend effect op zowel het zeegras in de mitigatielocaties als in de natuurlijke populaties. Hoge ammoniumconcentraties ($>100 \mu\text{mol/l}$) zijn op bijna alle mitigatielocaties (DM08, KN08, KN10b, KZ07) waargenomen, maar deze waarden vallen binnen de 'normale' range van de Oosterschelde (28-585 $\mu\text{mol/l}$) en zijn niet belemmerend voor klein zeegras. Nitraatgehaltes zijn laag (0.5-10 $\mu\text{mol/l}$) en variëren van jaar tot jaar en tussen de mitigatielocaties en de natuurlijke populaties, maar hierin is geen duidelijke trend. Fosfaatconcentraties in het porievocht variëren voornamelijk tussen de jaren, maar minder tussen de mitigatielocaties (12-20 $\mu\text{mol/l}$) en de natuurlijke populaties (12-18 $\mu\text{mol/l}$). Er is ook weinig variatie tussen de verschillende mitigatielocaties.

Door sedimentdynamiek kan de hoogte van het sediment door de tijd heen redelijk verschillen, en wel tot 10cm binnen de gemeten periode. Indien deze verschillen optreden buiten het groeiseizoen van zeegras, kan niet actief meegegroeid worden met de sedimentveranderingen, en als dit op grote schaal gebeurt, dan kan zeegras worden geërodeerd of begraven.

Locaties DM08 en KN10B kennen beide een gemiddelde mixinglaag (=vermengingslaag) dikte van rond de 12mm, terwijl bij RH08 deze gemiddeld op ongeveer 20mm ligt. In alle gevallen is de mixinglaag gemiddeld niet zo groot, maar de extremen zijn dit wel. Al met al is de kans dat zeegras wortelt in sediment dat continu in beweging is, afgaande op de mixing laag, vrij groot. De ietwat grotere gemiddelde dikte van de mixinglaag op RH08 is voornamelijk gerelateerd aan de schelpenbehandelde plots. Een plausibele verklaring ligt niet voor de hand, met een afname in bioturbierende benthos (wadpieren) zou je hier juist een geringe mixinglaag verwachten. Echter, RH08 heeft een grotere dichtheid aan wadpieren dan de andere locaties, wat de relatief diepe mixinglaag enigszins kan verklaren.

De maximale sedimentdynamiek die tijdens de intervallen optreedt is gerelateerd aan de sedimenthoogteveranderingen en de mixinglaag. Op alledrie de locaties (RH08, KN10b en DM08) kan de sedimentdynamiek maximaal gemiddeld rond de 3 cm groot zijn, maar lokaal dus ook kleiner en groter. RH08 lijkt van alle locaties toch de meest constante sedimentdynamiek te hebben. Waarschijnlijk spelen mixing en sedimenthoogteveranderingen hier permanent een substantiële rol. Daarentegen weerspiegelt de maximale sedimentdynamiek op KN10B in het najaar van 2010 voornamelijk de erosieprocessen en niet zozeer de mixing.

Kortom, we kunnen concluderen dat: i) schelpenbehandeling evenals de relaties met sedimentdynamiek-kenmerken (uit de succesanalyse) duiden erop dat sedimentdynamiek een rol speelt bij de zeegrasonwikkeling; ii) naast een schelpenbehandeling hebben grotere aanplanten ('veilige' opstelling met 9 patches) en een nattere aanplant (hoger percentage bedekking met water) een positieve rol bij de zeegrasonwikkeling; iii) de bodemchemie lijkt in orde: er zijn geen toxische niveaus (van sulfide of ammonia) ontdekt en er is geen tekort aan nutriënten (stikstof en fosfaat); iii) zetmeelgehaltes in de wortelstokken lijken het succes enigszins te kunnen voorspellen en zijn daarom mogelijk geschikt als indicator voor de ontwikkeling van het zeegras.

7 Vooruitblik

Toekomstige mitigaties

Er zijn géén verdere zeegrasmusmitigaties gepland voor de Oosterschelde in het kader van het huidige dijkverbeteringsprogramma, en alle dijktrajecten waar substantiële hoeveelheden klein zeegras in de werkstrook voorkwamen zijn in 2007, 2008, 2010, 2011 en 2012 verplaatst.

In 2013 wordt een aantal dijktrajecten verbeterd waar zeegras voorkomt, zoals bijvoorbeeld bij Oostdijk en verder richting Yerseke. Echter, bij Oostdijk is slechts weinig zeegras in de werkstrook te vinden en is dit onvoldoende en/of te ijl om te kunnen verplaatsen. Er is daarom gekozen om de werkstrook ter plaatse zo smal mogelijk te maken; dit is ook het geval verderop richting Yerseke, gezien vanuit de locatie Oostdijk.

In 2014 wordt o.a. dijktrajecten bij Zandkreek Noord en –Zuid verbeterd, en in 2015 o.a. het dijktraject bij St. Annaland. Op deze locaties zijn velden klein zeegras bekend, die ten dele in de werkstrook hebben gelegen. Volgens de opdrachtomschrijving van 2007 (gebaseerd op gegevens van 2005) lag er destijds 202 m² klein zeegras in de werkstrook bij St. Annaland en 410 m² bij Zandkreek Noord (plus nul m² bij zowel Oostdijk als Zandkreek Zuid). Volgens de laatste observaties (2012) liggen er geen rooibare hoeveelheden in de werkstroken bij Zandkreek Noord en St. Annaland. Echter, dit kan wijzigen en zal in 2013 (voor Zandkreek Noord) en in 2014 (voor St. Annaland) moeten worden bevestigd.

Overige rapportages

Dit rapport is de gecombineerde rapportage voor fasen 6-8. Rapportage voor fasen 9-12 is inmiddels ook geleverd:

- Fase 9: het begeleiden van de zeegrasmusmitigaties in de perioden mei/juni 2011. Dit is vastgelegd in Werkbezoekverslagen 21 (transplantatie RH11), 22 (nulmeting RH11), beide van 14 juni 2011, en werkbezoekverslag 24 (aanvullende nulmeting RH11) van 12 juli 2011.
- Fase 10: het monitoren van de zeegrasmusmitigaties zoals uitgevoerd in 2007, 2008, 2010 en 2011 gedurende de periode juni 2011 tot en met september 2012 inclusief het analyseren en rapporteren van de bevindingen en het doen van aanbevelingen gericht op toekomstige mitigaties. Deze monitoring is vastgelegd in Werkbezoekverslagen 23 (17 juni 2011), 25 (22 juli 2011), 26 (5 september 2011), 27 (20 juni 2012) en 29 (10 september 2012).
- Fase 11: het begeleiden van de zeegrasmusmitigaties in de perioden mei/juni 2012. Dit is vastgelegd in werkbezoekverslag 28 (aanleg plus nulmeting VO12).
- Fase 12: (contractueel vervallen, maar opgenomen in het overige monitoringspakket en wel uitgevoerd) het begeleiden van het infrezen van een schelpenlaag in oktober 2012. Vastgelegd in Werkbezoekverslag 29 van 10 september 2012 (dit behandelt het monitoren, plus de freesproef bij Dortsman Noord).

De eindrapportage voor Fase 13 (13a Monitoren in 2012, en 13b Monitoren in 2013), dat een algehele eindrapportage zal vormen voor de zeegrasmusmitigaties in de Oosterschelde, dient in conceptvorm op 30 juni 2014 in het bezit te zijn van de contractbegeleider bij Projectbureau Zeeweringen. Een eindversie zal uiterlijk binnen drie weken daarna in het bezit moeten zijn van de Projectbegeleider.

8 Referenties

- Bakker**, H. de & J. Schelling (1966) – Systeem van bodemclassificatie in Nederland. De hogere niveaus. Wageningen, The Netherlands: Center for Agricultural Publications and Documentation, 217 pp.
- Borum**, J.C.M. Duarte, D. Krause-Jensen & T.M. Greve (2004) – European seagrasses: an introduction to monitoring and management. EU project Monitoring and Managing of European Seagrasses (M&MS) EVK3-CT-2000-00044, 88 pp.
- Bos**, A.R., N. Dankers, A.H. Groeneweg, D.C.R. Hermus, Z. Jager, D.J. de Jong, T. Smit, J. de Vlas, M. van Wieringen & M.M. van Katwijk (2005) – Eelgrass (*Zostera marina* L.) in the western Wadden Sea: monitoring, habitat suitability model, transplantations and communication. Herrier J.-L., J. Mees, A. Salman, J. Seys, H. Van Nieuwenhuysse & I. Dobbelaere (Eds). 2005. p. 95-109 Proceedings 'Dunes and Estuaries 2005' – International Conference on Nature Restoration Practices in European Coastal Habitats, Koksijde, Belgium, 19-23 September 2005 VLIZ Special Publication 19, xiv + 685 pp.
- Bos**, A.R., van Katwijk, M.M. (2007) – Planting density, hydrodynamic exposure and mussel beds affect survival of transplanted intertidal eelgrass. *Mar.Ecol.Prog.Ser.* 336:121-129
- Bos**, A.R., Bouma, T.J., de Kort G.L.J., van Katwijk M.M. (2007) – Ecosystem engineering by annual intertidal seagrass beds: sediment accretion and modification. *Est.Coast.Shelf Sci.* 74:344-348.
- Burkholder**, J. M., D. A. Tomasko, and B. W. Touchette (2007) – Seagrasses and eutrophication. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 350:46-72.
- Calleja**, M.L., N. Marba and C.M. Duarte (2007) – The relationship between seagrass (*Posidonia oceanica*) decline and sulfide porewater concentration in carbonate environments. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 73:3-4.
- Charman**, K. (1977) – The grazing of *Zostera* by waterfowl. *Aquaculture*, 12: 229-233.
- Clausen**, P. (1997) – Dark-bellied Brent Geese *Branta b. bernicla* use of the White Sea: a progress report. In: Nugteren J van (ed) Dark-bellied Brent Goose *Branta bernicla bernicla* flyway management plan. Coproduction IKC Natuurbeheer Nr. C-17. Wageningen. The Netherlands, pp 174-183.
- Cottam**, C., Lynch, J.J. and Nelson, A.L. (1944) – Food habits and management of American sea brant. *Journal of Wildlife Management*, 8:36–56.
- Cottam**, C. and Munro, D.A. (1954) – Eelgrass status and environmental relations. *Journal of Wildlife Management*, 18:449–460.
- Davison**, D.M. & Hughes, D.J. (1998) – *Zostera* Biotopes (Volume 1): An overview of dynamics and sensitivity characteristics for conservation management of marine SACs. Scottish Association for Marine Sciences. (UK Marine SACs Project). 95 pp.
- Drew**, E.A. (1983) – Sugars, cyclitols and seagrass phylogeny. *Aquatic Botany* 15(4):387-408.
- Duarte**, C.M. (1990) – Seagrass nutrient content. *Marine Ecology Progress Series*, 67(2):201-207.
- Erftemeijer**, P.L.A, J. Stapel, M.J.E. Smekens, W.M.E. Drossaert (1994) – The limited effect of in-situ phosphorous and nitrogen additions to seagrass beds on carbonate and terrigenous sediments in South-Sulawesi, Indonesia. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 182(1):123-140.
- Farke**, H. & Berghuis, E.M. (1979) Spawning, larval development and migration of *Arenicola marina* under field conditions in the Western Wadden Sea. *Netherlands Journal of Sea Research*, 13, 529-535.

- Flach**, E.C and J.J. Beukema (1994) – Density-governing mechanisms in populations of the lugworm *Arenicola marina* on tidal flats. Marine Ecology Progress Series: 115:139-149.
- Fonseca**, M.S. W.J. Kenworthy & G.W. Thayer (1998) – Guidelines for the Conservation and Restoration of Seagrasses in the United States and Adjacent Waters. NOAA Coastal Ocean Program Decision Analysis Series No. 12. NOAA Coastal Ocean Office, Silver Spring, MD. 222 pp.
- Fox**, A.D. (1006) - *Zostera* exploitation by Brent Geese and Wigeon on the Exe Estuary, southern England. Bird Study, 43: 257-268.
- Ganter**, B. (2000) – Seagrass (*Zostera* spp.) as food for brent geese (*Branta bernicla*): an overview. Helgoland Marine Research 54: 63–70.
- Giesen**, W. & M.M. van Katwijk (2011) – Re-introduction of seagrass in the Netherlands Wadden Sea. In: P.S. Soorae (editor): Global Re-introduction perspectives: 2011. More case studies from around the globe. IUCN/SSG Re-introduction Specialist Group. p:228-233.
- Goodman** J.L., Moore K.A. & Dennison W.C. (1995) – Photosynthetic responses of eelgrass (*Zostera marina* L.) to light and sediment sulfide in a shallow barrier island lagoon. Aquat.Bot. 50:37-47.
- Govers**, LL, J.H.F. De Brouwer, W. Suykerbuyk, T.J. Bouma, L.P.M. Lamers, A.J.P. Smolders and M.M. Van Katwijk (in prep.) – Biogeochemical constraints for seagrass patch survival and expansion.
- Han**, Q., T.J. Bouma, *et al.* (2012) – Resilience of *Zostera noltii* to burial or erosion disturbances. Marine Ecology Progress Series, 449:133-143.
- Hauxwell**, J., Cebrian, J., Furlong, C., & Valiela, I. (2001) – Macroalgal canopies contribute to eelgrass (*Zostera marina*) decline in temperate estuarine ecosystems. Ecology Washington D C 82, 1007-1022.
- Heide**, T. van der, van Nes, E.H., Geerling, G.W., Smolders, A.J.P., Bouma, T.J., & van Katwijk, M.M. (2007) – Positive feedbacks in seagrass ecosystems: implications for success in conservation and restoration. Ecosystems 10: 1311-1322.
- Heide**, T. van der, Smolders, A.J.P., Rijkens, B., van Nes, E.H., van Katwijk, M.M. & Roelofs, J.G.M. (2008) – Toxicity of reduced nitrogen in eelgrass (*Zostera marina*) is highly dependent on shoot density and pH. Oecologia 158:411-419.
- Heide**, T. van der, Peeters, E.T.H.M., Hermus, D.C.R., van Katwijk, M.M., Roelofs, J.G.M., & Smolders, A.J.P. (2009) – Predicting habitat suitability in temperate seagrass ecosystems. Limnol. & Oceanol. 54(6):2018-2024.
- Heide**, T. van der, L.L. Govers, J. De Fouw, H. Olf, M. Van der Geest, M.M. Van Katwijk, T. Piersma, J. Van de Koppel, B.R. Silliman, A.J.P. Smolders and J.A. Van Gils (2012) – A three-stage symbiosis forms the foundation of seagrass ecosystems. Science 336:1432-1434.
- Heiri**, O., A.F. Lotter & G. Lemcke (2001) – Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results. Journal of Paleolimnology 25: 101–110.
- Holmer**, M., Frederiksen M.S. & Mollegaard, H. (2005) – Sulfur accumulation in eelgrass (*Zostera marina*) and effect of sulfur on eelgrass growth. Aquat.Bot. 81:367-379.
- Hüttel**, M. (1990) – Influence of the lugworm *Arenicola marina* on pore water nutrient profiles of sand flat sediments. Mar. Ecol. Prog. Ser., 62:241-248.
- Jentink**, R. (2007) – Ontwikkeling van het zeegras bij reeds uitgevoerde dijktrajecten. Tussenrapportage 2004-2006. Rijkswaterstaat Meetadviesdienst Zeeland, Middelburg, 27 pp.
- Jones**, R.D. and Jones, D.M. (1966) – The process of family disintegration in the Black Brant. Wildfowl Trust Ann Rep 17:75–78.

- Jones**, L.A., Hiscock, K. & Connor, D.W. (2000) – Marine habitat reviews. A summary of ecological requirements and sensitivity characteristics for the conservation and management of marine SACs. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough. (UK Marine SACs Project report)
- Jong**, D.J. de & V.N. de Jonge (1989) – Zeegrass *Zostera marina* L., *Zostera noltii* Horn. Een ecologisch profiel en het voorkomen in Nederland. Nota GWAO-89.1003.
- Jong**, D.J. de, van Katwijk, M.M., & Jager, Z. (2004) – Zeegrass in Nederland. De Levende Natuur 105, 209-211.
- Jong**, D.J. de, Brinkman, A.G., & van Katwijk, M.M. (2005) – *Kansenkaart zeegrass Waddenzee. Potentiële groeimogelijkheden voor zeegrass in de Waddenzee*. Report RIKZI/2005.013, Rijkswaterstaat, Middelburg, the Netherlands.
- Katwijk**, M.M. van (2000) – Possibilities for restoration of *Zostera marina* beds in the Dutch Wadden Sea. PhD Thesis, University of Nijmegen, The Netherlands, 151 pp.
- Katwijk**, M.M. van, Vergeer, L.H.T., Schmitz, G.H.W. & Roelofs J.G.M. (1997) – Ammonium toxicity in eelgrass *Zostera marina*. Mar.Ecol.Prog.Ser. 157:159-173
- Katwijk**, M.M. van, A.R. Bos & D.C.R. Hermus (2005) – Klein zeegrass en *Snavelruppia* op het Balgzand. Een transplantatiesucces en een spontane vestiging aan het begin van de 21^e eeuw. Ecoscience, Nijmegen en Radboud Universiteit Nijmegen, in opdracht van Rijkswaterstaat Noord-Holland, 31 pp.
- Katwijk**, M.M. van, Bos, A.R., de Jonge, V.N., Hanssen, L.S.A.M., Hermus, D.C.R., & de Jong, D.J. (2009) – Guidelines for seagrass reintroduction: importance of habitat selection and donor population, spreading of risks, and ecosystem engineering effects. Mar.Pollut.Bull. 58:179-188
- Katwijk**, M.M. van, A. Thorhaug, N. Marbà, C. Pickerell *et al.* (2012) - Revegetation of seagrass beds worldwide: A review of actions and possible keys to success. [to be presented at the ISBW 10 in Brazil in Nov. 2012]
- Keulen**, M. van, Paling, E.I., & Walker, C.J. (2003) – Effect of planting unit size and sediment stabilization on seagrass transplants in Western Australia. Restoration Ecology 11, 50-55.
- Larkum**, A.W.D., R.J. Orth and C.M. Duarte (2006) – Seagrasses: Biology, Ecology, and Conservation. Berlin, Springer.
- Lee**, K.S. and K.H. Dunton (1999) – Influence of sediment nitrogen-availability on carbon and nitrogen dynamics in the seagrass *Thalassia testudinum*. Marine Biology 134(2):217-226.
- McRoy**, C. P. (1966) – The standing stock and ecology of eelgrass (*Zostera marina* L.) in Izembek Lagoon. Alaska. M.S. thesis, Univ. Washington (Univ. Microfilms, Ann Arbor, Michigan M-2144)
- Montserrat** Trotsenburg, F., Colen van, C., Degraer, S., Ysebaert, T. and Herman, P.M.J. (2008) – Benthic community-mediated sediment dynamics. Marine Ecology Progress Series, 372: 43-59.
- Nacken**, M. & Reise, K. (2000) - Effects of herbivorous birds on intertidal seagrass beds in the northern Wadden Sea. Helgol. Mar. Res. 54:87–94.
- Nayar**, S.D. Miller, S. Bryars, A.C. Cheshire (2005) – A simple, inexpensive and large volume pore water sampler for sandy and muddy substrates. Estuarine, Coastal and Shelf Science 66 (2006) 298-302.
- Oenema**, O. (1988) Early diagenesis in recent fine-grained sediments in the eastern Scheldt. PhD thesis University Utrecht, The Netherlands.
- Ogilvie**, M.A. and Matthews, G.V.T. (1969) – Brent geese, mudflats and man. Wildfowl 20: 119–125.
- Olive**, I., F. Brun, J. Vergara and J. Perezllorrens (2007) – Effects of light and biomass partitioning on growth, photosynthesis and carbohydrate content on the seagrass *Zostera noltii* Hornem. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 345(2):90-100.

- Paling**, E.I., Fonseca, M., van Katwijk, M.M., & van Keulen, M. (2009) – Seagrass restoration. In: Perillo G, Wolanski E, Cahoon D, Brinson M (eds) Coastal wetlands: an integrated ecosystem approach. Elsevier, Amsterdam, p 687-713.
- Paramor**, O.A.L. & Hughes, R.G. (2004) – The effects of bioturbation and herbivory by the polychaete *Nereis diversicolor* on loss of saltmarsh in south-east England. *Journal of Applied Ecology* 41, 449-463.
- Pedersen**, O., J. Borum, C.M. Duarte and M.D. Fortes. (1998) – Oxygen dynamics in the rhizosphere of *Cymodocea rotundata*. *Marine Ecology-Progress Series* 169:283-288.
- Peralta** G., Bouma, T.J., van Soelen, J., Perez-Llorens, J.L., Hernandez, I. (2003) – On the use of sediment fertilization for seagrass restoration; a mesocosm study on *Zostera marina* L. *Aquatic Botany* 75, 95-110.
- Perez-Llorens**, J.L. & Niell, F.X. (1993) – Seasonal dynamics of biomass and nutrient content in the intertidal seagrass *Zostera noltii* Hornem. from Palmones River Estuary, Spain. *Aquatic Botany* 46, 49-66.
- Persijn**, A. (2007) – Invloed van dijkwerkzaamheden op Klein zeegras in de Oosterschelde, Locaties Slikken van Kats en Slikken van den Dortsman. Rapport ZLMD.07N-11. Rijkswaterstaat Meetadviesdienst Zeeland, Middelburg, september 2007, 27 pp. + bijlagen
- Phillips**, R.C. (1980) – Transplanting methods. In: Phillips RC, McRoy CP (eds) Handbook of seagrass biology: an ecosystem perspective. Garland Press, New York, p. 41-56
- Philippart**, C.J.M. (1994) – Interactions between *Arenicola marina* and *Zostera noltii* on a tidal flat in the Wadden Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 111, 251-257.
- Reise**, K. and Kohlus, J. (2008) – Seagrass recovery in the northern Wadden Sea? *Helgoland Marine Research* 62:77-84.
- Schanz**, A., Polte, P., & Asmus, H. (2002) – Cascading effects of hydrodynamics on an epiphyte-grazer system in intertidal seagrass beds of the Wadden Sea. *Marine Biology* 141, 287-297.
- Schanz**, A. & Asmus, H. (2003) – Impact of hydrodynamics on development and morphology of intertidal seagrasses in the Wadden Sea. *Marine Ecology Progress Series* 261, 123-134.
- Short**, F.T., W.C. Dennison and D.G. Capone (1990) – Phosphorus-limited growth of the tropical seagrass *Syringodium filiforme* in carbonate sediments. *Marine Ecology Progress Series* 62:169-174.
- Strucker**, R.C.W., F. A. Arts, S. Lilipaly, C.M. Berrevoets and P.L. Meininger (2007) – Watervogels en zeezoogdieren in de Zoute Delta 2005/2006. Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg. Rapport RIKZ/2007.005. 106 pp.
- Terrados**, J., C.M. Duarte, L. Kamp-Nielsen, N.S.R. Agawin, E. Gacia, D. Lacap, M.D. Fortes, J. Borum, M. Lubanski and T. Greve (1999) – Are seagrass growth and survival constrained by the reducing conditions of the sediment. *Aquatic Botany* 65(1-4):175-197.
- Vermaat**, J.E. and F.C.A. Verhagen (1996) – Seasonal variation in the intertidal seagrass *Zostera noltii* Hornem.: demographic and physiological patterns. *Aquatic Botany* 52: 259-281.
- Volkenborn**, N. (2005) – Ecosystem engineering in intertidal sands by the lugworm *Arenicola marina*. PhD Thesis, University of Bremen, 133 pp.
- Volkenborn**, N., L. Polerecky, S.I.C. Hedtkamp, J.E.E. van Beusekom & D. de Beer (2007) – Bioturbation and bioirrigation extend the open exchange region in permeable sediments. *Limnol. Oceanogr.* 52(5): 1898-1909.
- Wesenbeeck**, B.K. van, P.M.J. Herman, J.P. Bakker & T.J. Bouma (2007) - Biomechanical warfare in ecology; negative interactions between species by habitat modification. *Oikos*, 116(5): 742-750.

Annex 1 Monitoringsformulier

Locatie: DM07 / DM08 / RH08 / KZ07 / KZ08 / KN08 **Datum:** 27/8/08

Plot #: 1 **Observant(en):**

Parameters per patch:

Plotzijde:		Plotzijde:	
Out:		In:	
Zeegr.(%): Algen(%): 2 Wadsl.(#/dm ²): 22 Wadp.(ad/m ²): 14 Wadp.(juv/m ²): 53 Wadp.H(cm): 3 Shells (#/m ²): 22 Alikr. (#/m ²): 0 Crab (#/m ²): 0	Zeegr.(%): Algen(%): Wadp.(ad/m ²): 13 Wadp.(juv/m ²): 23 Wadsl.(#/dm ²): 21 Wadp.H(cm): 1	Zeegr.(%): Algen(%): Wadp.(ad/m ²): 25 Wadp.(juv/m ²): 20 Wadsl.(#/dm ²): 18 Wadp.H(cm): 3	Shells (#/m ²): 0 Alikr. (#/m ²): 0 Crab(#/m ²): 0 Bloei (%): 1 Bl. Stad.: <i>red-flor</i> Epiph.(%): 0
Zeegr.(%): Algen(%): Wadp.(ad/m ²): Wadp.(juv/m ²): Wadsl.(#/dm ²): Wadp.H(cm):	Zeegr.(%): Algen(%): Wadp.(ad/m ²): 27 Wadp.(juv/m ²): 12 Wadsl.(#/dm ²): 28 Wadp.H(cm): 2	Zeegr.(%): Algen(%): Wadp.(ad/m ²): 8 Wadp.(juv/m ²): 15 Wadsl.(#/dm ²): 27 Wadp.H(cm): 5	Zeegr.(%): Algen(%): Wadp.(ad/m ²): Wadp.(juv/m ²): Wadsl.(#/dm ²): Wadp.H(cm):
Zeegr.(%): Algen(%): Wadp.(ad/m ²): 19 Wadp.(juv/m ²): 26 Wadsl.(#/dm ²): 23 Wadp.H(cm): 2	Zeegr.(%): Algen(%): Wadp.(ad/m ²): Wadp.(juv/m ²): Wadsl.(#/dm ²): Wadp.H(cm):	Zeegr.(%): Algen(%): Wadp.(ad/m ²): Wadp.(juv/m ²): Wadsl.(#/dm ²): Wadp.H(cm):	Zeegr.(%): Algen(%): Wadp.(ad/m ²): Wadp.(juv/m ²): Wadsl.(#/dm ²): Wadp.H(cm):
Plotno. Paal •	Zeegr.(%): Algen(%): Wadp.(ad/m ²): Wadp.(juv/m ²): Wadsl.(#/dm ²): Wadp.H(cm):	Zeegr.(%): Algen(%): Wadp.(ad/m ²): Wadp.(juv/m ²): Wadsl.(#/dm ²): Wadp.H(cm):	Zeegr.(%): Algen(%): Wadp.(ad/m ²): Wadp.(juv/m ²): Wadsl.(#/dm ²): Wadp.H(cm):
Plotzijde: Voornaamste soorten macroalgen: <i>Ulva, Ulva - sectie ...</i> <i>small, big</i> <i>1, 2, 3</i>			



Wim Giesen

WETLAND CONSULTANT

Mezenpad 164

7071 JT Uft

E-mail: wim.giesen@mottmac.nl

Marieke M. van Katwijk

ECOSCIENCE

Peter Scheerstraat 26

6525 DE Nijmegen

E-mail: M.vankatwijk@science.ru.nl