

Monitoring effecten van bodemdaling op Ameland-Oost

evaluatie na 23 jaar gaswinning

oktober 2011

Deel 2

Begeleidingscommissie
Monitoring Bodemdaling
Ameland



Inhoudsopgave

Deel 1

Voorwoord	3
Inleiding	5
1 Bodemdaling	9
2 Morfologie	29

Deel 2

3 Kwelders	1
4 Duinvalleien	169

Deel 3

5 Vogels	1
6 Maatschappelijk gebruik	145
Bijlagen	152

Monitoring effecten van bodemdaling op Ameland-Oost

4. Duinvalleien

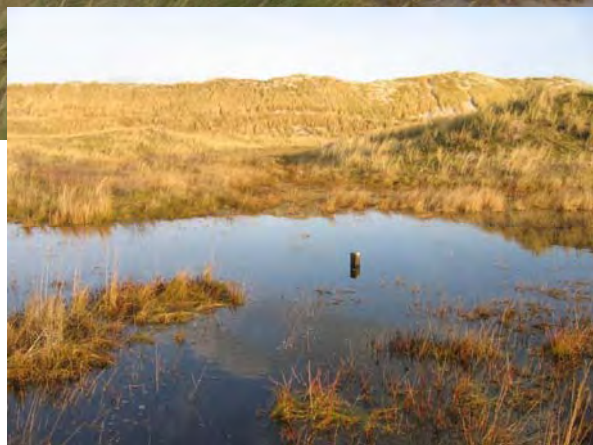
Inhoudsopgave

4.1	Monitoring van inundatie in duinvalleien op Oost-Ameland 2001-2011	169
4.2	Bodemvorming in Duinvalleien op Ameland-Oost en referentiegebieden	209
4.3	Vegetatiemonitoring en geostatistische vegetatiekartering duinvalleien Oost-Ameland 2001-2010	235
4.4	Vegetatieveranderingen in de duinen en hoge kwelder op Oost-Ameland	323
4.5	Oorzaak van vernatting	365
4.6	Kartering van bijzondere plantensoorten in valleien op Oost-Ameland	377



4.1. Monitoring van inundatie in duinvalleien op Oost-Ameland 2001-2011

**NATUUR
CENTRUM
AMELAND**



Johan Krol

Juni 2011



Inhoudsopgave

Voorwoord	171
Samenvatting/Summary	172
4.1.1. Inleiding	175
4.1.1.1. Aanleiding onderzoek	175
4.1.1.2. Doel, vraagstelling en aanpak	175
4.1.2. Gebiedsbeschrijving	176
4.1.2.1. Locatie	176
4.1.2.2. Ligging meetpunten	176
4.1.2.3. Meetmethode	177
4.1.3. Hoogteligging	179
4.1.3.1. Maaiveld en bodemdaling	179
4.1.3.2. Meetpalen en bodemdaling	180
4.1.3.3. Ophoging van de maaiveldhoogte door instuiving	182
4.1.3.4. Ophoging van de maaiveldhoogte door bodemvorming	184
4.1.3.5. Drempels	189
4.1.4. Waterstanden	191
4.1.4.1. Vergelijking waterstanden getijstation Nes en getijstation Wierumergronden met vallei NC02	191
4.1.4.2. Overstromingsfrequentie	193
4.1.4.3. Tijdsduur van inundatie in valleien	195
4.1.4.4. Tijdsduur van inundatie zonder bodemdaling	198
4.1.5. Waterkwaliteit boven maaiveld	201
4.1.5.1. Zoutgehalte	201
4.1.5.2. Andere parameters van het inundatiewater	201
4.1.6. Vegetatieverandering	202
4.1.6.1. Duindoornsterfte en duindoorngroei	202
4.1.6.2. Vegetatieverandering in vallei NC02	204
4.1.7. Conclusies	206
4.1.8. Literatuur	207



Voorwoord

Dit onderzoek is uitgevoerd in opdracht van de Begeleidingscommissie Monitoring Bodemdaling Ameland. Het betreft de monitoring van inundaties in de laagst gelegen valleien in het hart van de bodemdaling schotel op Het Oerd door de zee tijdens winterstormen. De inundatiefrequentie, neerslag, waterstand boven maaiveld en enkele waterkwaliteitsparameters in de valleien zijn in dit programma opgenomen en in dit rapport uitgewerkt voor 10 opeenvolgende winters vanaf de herfst van 2001 t/m het voorjaar van 2011.

Aanleiding was de in 1994 geconstateerde sterfte van duindoorn (Slim 1997) in meerdere valleien ([figuur 4.1.28](#)) ten westen van de winninglocatie van de NAM en de later geconstateerde vernatting van de vegetatie in deze valleien. Het mogelijk verklaren van de duindoornsterfte ten gevolge van verandering in overstromingsfrequentie met zeewater of andere veranderingen in de waterhuishouding in het gebied was een doel van dit onderzoek. Verder zijn de resultaten van dit onderzoek belangrijk voor de interpretatie van veranderingen in de vegetatie.



Samenvatting/Summary

Deze rapportage betreft onderzoek aan de inundatie van meerdere duinvalleien in het gebied met de meeste bodemdaling tussen paal 21,6 (einde fietspad) en de NAM productielocatie. Tussen 1987 en 2011 is de diepe ondergrond van deze valleien 33 cm. gedaald. De valleien liggen in een vrij vlak gebied en de maaiveldhoogten van de laagste delen variëren slechts tussen 1,35 en 1,57 m +NAP (meting 2001). Tijdens deze onderzoeksperiode blijkt er in de valleien die het dichtst langs de zeereep liggen ophoging van de bodem plaats te vinden door instuiving van strandzand. In een deel van de verder van de zeereep verwijderde valleien is enige ophoging door bodemvorming veroorzaakt door de vegetatie vastgesteld.

De in eerdere rapportages voorspelde sterke stijging van de overstromingsfrequentie ten gevolge van bodemdaling is tot nu toe niet opgetreden. Door Schouten (1999) was een stijging van 4 naar 20 jaarlijkse overstromingen voorspeld bij een bodemdaling van 27 cm.

In de praktijk blijkt er sprake te zijn van een trendmatige toename in de overstromingsfrequentie per jaar van gemiddeld 3 naar 5 inundaties bij een bodemdaling van 33 cm.

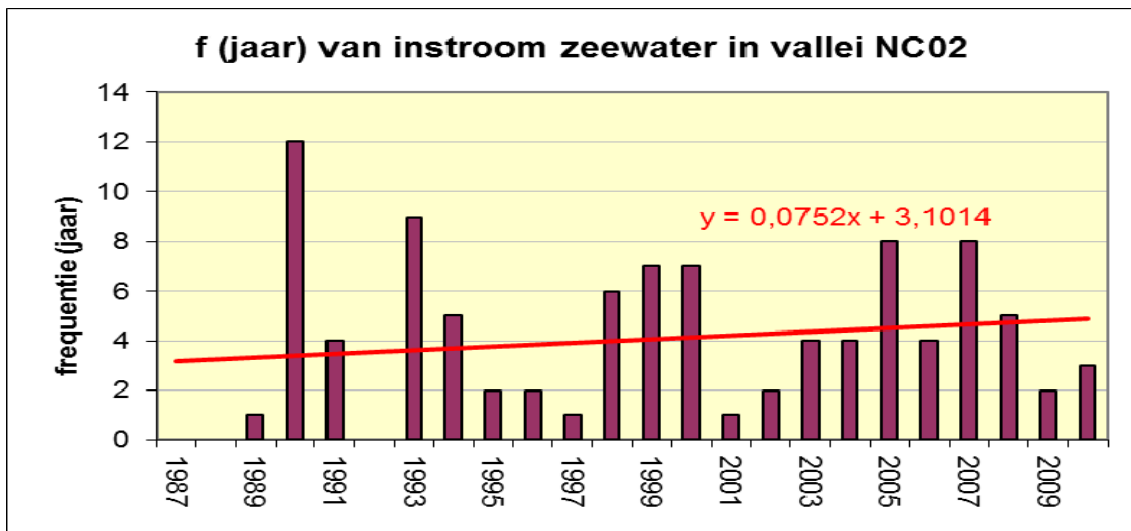
This report covers the research on inundation of several dune slacks on the eastern part of the barrier island Ameland with a maximum soil subsidence as a result of natural gas extraction. The area is situated between pole 21,6 (end of bicycle road) and the NAM production location (figure 4.1.5). Between 1986 and 2011 the soil subsidence of the deeper underground below all valleys is 33-34 cm. The valleys are situated in quite a flat area and the ground level of the valleys varies only between 1,35 and 1,57 m +NAP (Amsterdam Zero, data 2001). During the research period from 2001 to 2011 there has been some compensation of subsidence in the valleys closest to the sea barrier (outline of the dunes) due to sand spray. In most other valleys further inland some compensation of the subsidence due to soilforming of the vegetation has been recorded.

There has been no strong increase of flooding frequency due to the subsidence, in contrary to earlier predictions. Even if subsidence of thresholds is fully accounted for, the trend in yearly flooding frequency is increasing from 3 to 5 at 33 cm subsidence (figure 4.1.1). Schouten (1999) predicted an increase from 4 to 20 seawater inundations at 27 cm subsidence.

In this research the valleys are inundated above ground level every winter for several months. This duration of inundation increased strongly since the beginning of the subsidence in 1986. This is a combined result of flooding with seawater and rainfall. The level of groundwater in the area has increased relatively due to soil subsidence. As a result, especially after a flooding with seawater, it takes a long time before the ground level is dry again. This is the most important, significant, change which also has impact on local nature. In 1994 established dying of Sea buckthorn in the lower parts of valleys and nowadays visible settlement of the same species at the upper edge of the same valleys can be explained with this longer inundation. This also counts for the change in vegetation in a direction of saltmarsh vegetation in valley NC02, but the immediate cause was an extreme event in spring 2007. This relates to a late inundation (18 March) followed by a long drought which caused a salt crust when the ground level fell dry on the 24th of April. This resulted in a total mortality of the existing freshwater vegetation and a successive settlement of saltmarsh plant species the same year. Without this extreme event, the change in vegetation would have been gradually or would not have occurred yet.



Monitoring van inundatie in duinvalleien op Oost-Ameland in 2001-2011



Figuur 4.1.1 Locatie Overstromingsfrequentie van het onderzoeksgebied. Vanaf 1987 door berekening, vanaf 2001 door waarneming.
Flooding frequency of the research area. From 1987 by calculation, after 2001 by inspection.

In dit onderzoek blijken de valleien iedere winter gedurende meerdere maanden geïnundeerd te zijn. De inundatieduur is sinds het optreden van bodemdaling significant sterk gestegen. Dit is een gecombineerd resultaat van instromend zeewater en neerslag. De grondwaterstanden in het gebied zijn ten opzichte van het maaiveld relatief verhoogd door de bodemdaling, met name na een overstroming met zeewater, waardoor het lang duurt voor het maaiveld weer droogvalt. Dit is de belangrijkste in dit onderzoek geconstateerde verandering in het gebied die ook gevolgen heeft voor de natuur ter plaatse. Naast de eerder geconstateerde sterfte van Duindoorn op de valleibodems in 1994 kan nu ook de overal zichtbare hervestiging van Duindoorn op de bovenrand van de valleien hiermee worden verklaard. Dit geldt ook voor de vegetatieverandering in de richting van een kweldervegetatie in vallei NC02 maar de directe aanleiding hiervoor was een extreme gebeurtenis in het voorjaar van 2007. Dit betrof een late inundatie door de zee (18 maart) gevolgd door wekenlange droogte waardoor zich een zoutkorst vormde toen de bodem droogviel op 24 april. Hierdoor stierf de bestaande vegetatie volledig af en vestigden zich nog hetzelfde jaar typische kwelderplanten. Zonder dit extreme voorjaarsweer was de verandering wellicht geleidelijker geweest of zou zich nog niet hebben voorgedaan.



Figuur 4.1.2 *Duindoornsterfte door relatieve stijging van het grondwater door bodemdaling in vallei NC15 (21-1-2004).*
Dead Sea buckthorns in valley NC15 due to raising of groundwater table due to soil subsidence (21-1-2004).



Figuur 4.1.3 *Nieuwe zone van Duindoornstruweel op bovenrand van vallei NC02 (11-7-2011).*
New zone of Sea buckthorn at upper edge of valley NC02 (11-7-2011).



4.1.1. Inleiding

4.1.1.1. Aanleiding onderzoek

In 1994 vond duindoornsterfte plaats binnen het bodemdalinggebied. Een deel van de sterfte, met name in de laagste gebieden, werd geweten aan de bodemdaling (Eysink et al, 2000). Gezien de gelijke hoogteligging van de afgestorven struiken op de laagste delen van de valleien werd het aannemelijk geacht dat verzilting en/of vernatting door overspoeling met zeewater de oorzaak van de sterfte is geweest. In de Nederlandse ecologische flora (Weeda, 1987) wordt aangegeven dat Duindoorn erg gevoelig is voor overspoeling met zeewater, tenzij dit sporadisch in de winter plaatsvindt. Eventuele andere oorzaken van de duindoornsterfte werden uitgesloten door Slim (1997), die heeft gekeken naar veroudering, bodemgesteldheid, plantparasitaire aaltjes, insecten aantasting en vraat van konijn en ree.

In het rapport van Schouten (1999) wordt een risicomodel gepresenteerd waarin wordt aangegeven welke gevolgen bodemdaling en zeespiegelstijging zullen hebben op de overstromingsfrequentie in het bodemdalinggebied en wat dit betekent voor de vegetatie. Voor de laagst gelegen valleien wordt een toename van 4 naar 20 jaarlijkse overstromingen voorspeld in de periode 1987-2007 bij een bodemdaling van 27 cm.

In dit onderzoek is gedurende tien opeenvolgende winters (2001-2011) veldonderzoek verricht in valleien binnen het hart van het bodemdaling gebied op Oost-Ameland. Hierbij is de waterstand boven maaiveld wekelijks opgemeten en zijn tegelijkertijd enkele kwaliteitsparameters gemeten waarvan het zoutgehalte (saliniteit en EGV) als maat voor de invloed van zeewater de belangrijkste is.

4.1.1.2. Doel, vraagstelling en aanpak

Doel van dit onderzoek is het monitoren en registreren van inundaties met zeewater in de uitgekozen duinvalleien ([figuur 4.1.5](#)) waarbij in de praktijk gekeken wordt of en in hoeverre er sprake is van een frequentietoename. Vervolgens is onderzocht wat de effecten zijn van inundaties op de waterstand boven maaiveld en de waterkwaliteit. Tevens is geprobeerd een inzicht te verkrijgen in de ligging en hoogteontwikkeling van overstromingsdrempels en valleibodems door directe metingen en verwerking van andere in hetzelfde gebied verzamelde meetdata zoals peilbuismetingen die ook tot NAP hoogten te herleiden zijn.



4.1.2. Gebiedsbeschrijving

4.1.2.1. Locatie

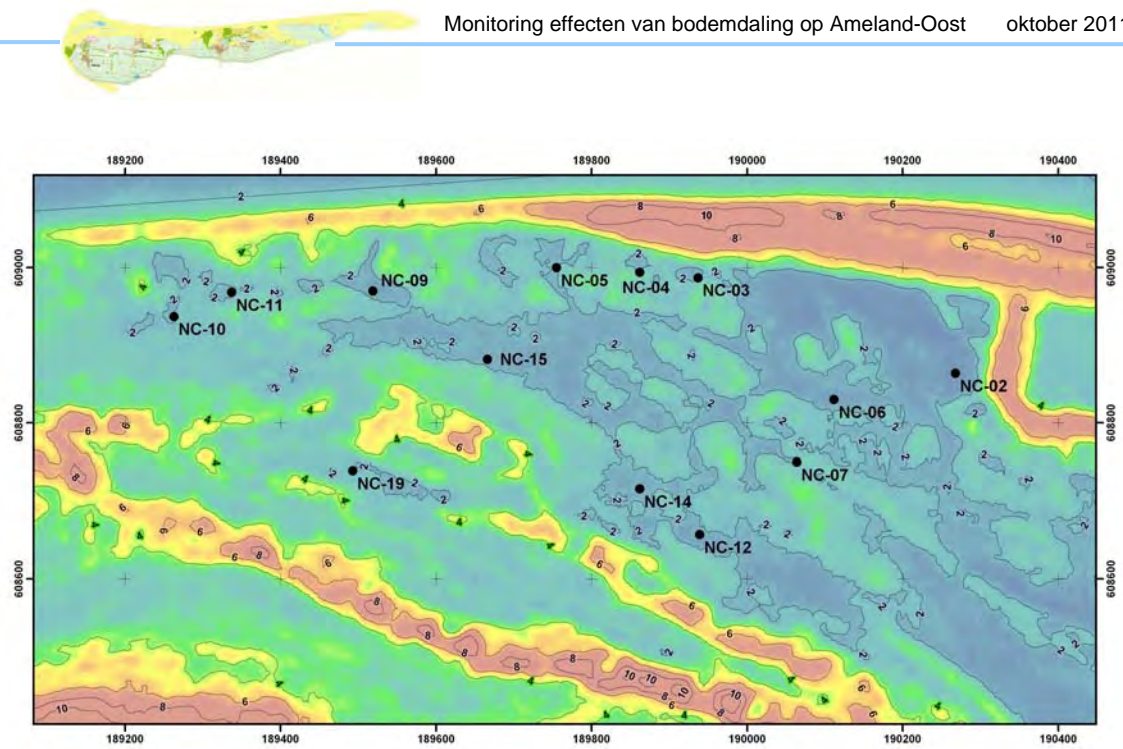
Dit onderzoek richt zich op het gebied tussen de zeereep en de Oerderduinen, vanaf het einde van het fietspad (paal 21,600) tot de NAM locatie. Dit is het gebied waarin de duindoornsterfte hoofdzakelijk heeft plaats gevonden en waar ook de overstroming tijdens stormsituaties plaatsvindt. Het gehele gebied heeft een soort trechtersvorm met de kleine opening in het westen ([figuur 4.1.5](#)).

4.1.2.2. Ligging meetpunten

In het onderzoeksgebied zijn in 2001 16 meetpalen geplaatst ([figuur 4.1.5](#)). De palen dragen de code NC01 t/m NC16. De palen NC01, NC08 en NC13 zijn reserves voor meting tijdens extreem hoogwater en spelen geen rol in de verwerking van de gegevens. De meetpaal NC19 is in januari 2004 geplaatst en pas sindsdien bemonsterd. Tussen NC10 en NC11 ligt het eind van het fietspad t.h.v. strandpaal 21,6 met een fietsenstalling.



*Figuur 4.1.4 Vallei NC09 met de meetpaal (21-01-2004).
Valley NC09 with measuring pole (21-01-2004).*



Figuur 4.1.5 Ligging van de meetpunten in de valleien.
Situation of the measuring poles in the valley's.

4.1.2.3. Meetmethode

De meetpalen bestaan uit duurzame houten palen met een vlakke kop (figuur 4.1.4). De kophoogte is gedurende deze meetperiode driemaal (2001, 2004, 2007) ingemeten door de landmeetdienst van de NAM. Hierbij is gebruik gemaakt van een RTK ontvanger van Thales Navigation, de DSNP Scorpio 6502 SK/MK. Als referentiesignaal is een bakken van Rijkswaterstaat op Schiermonnikoog gebruikt. De meetfout in deze methode bedraagt ± 25 mm.

De waterhoogte boven maaiveld is bepaald met een liniaal ten opzichte van de paalhoogte, de visuele aflezing is op millimeterniveau gedaan waarbij de meetfout ± 2 mm is. Gelijktijdig is de pH, temperatuur, saliniteit en elektrisch geleidend vermogen van het water bepaald met een WTW multiline P3 meter met SenTix 41 (pH en temperatuur) en Tetracon 325 (saliniteit en EGV) elektrode. De monitoringmetingen zijn tenminste wekelijks uitgevoerd. De hoogste waterstand na een overstroming met zeewater is soms actueel bepaald tijdens het stormtij maar meestal binnen 1 dag na de hoogste waterstand afgelezen bij meetpunt NC01 aan een aanspoelselgordel, soms ook aan de hoogte waarop strooisel in de duindoornstruiken is blijven hangen. Hier geldt een meetfout van ± 4 cm. Ijsperioden bemoeilijken dit onderzoek omdat dan vaak lucht tussen de ijslaag en het waterniveau komt door grondwaterdaling onder de ijslaag. Een correcte aflezing van de waterhoogte in de vallei is dan niet meer mogelijk en de meetreeks wordt voortgezet als het ijs gesmolten is. In de laatste twee winters van de periode 2001-2011 is dit probleem opgetreden.



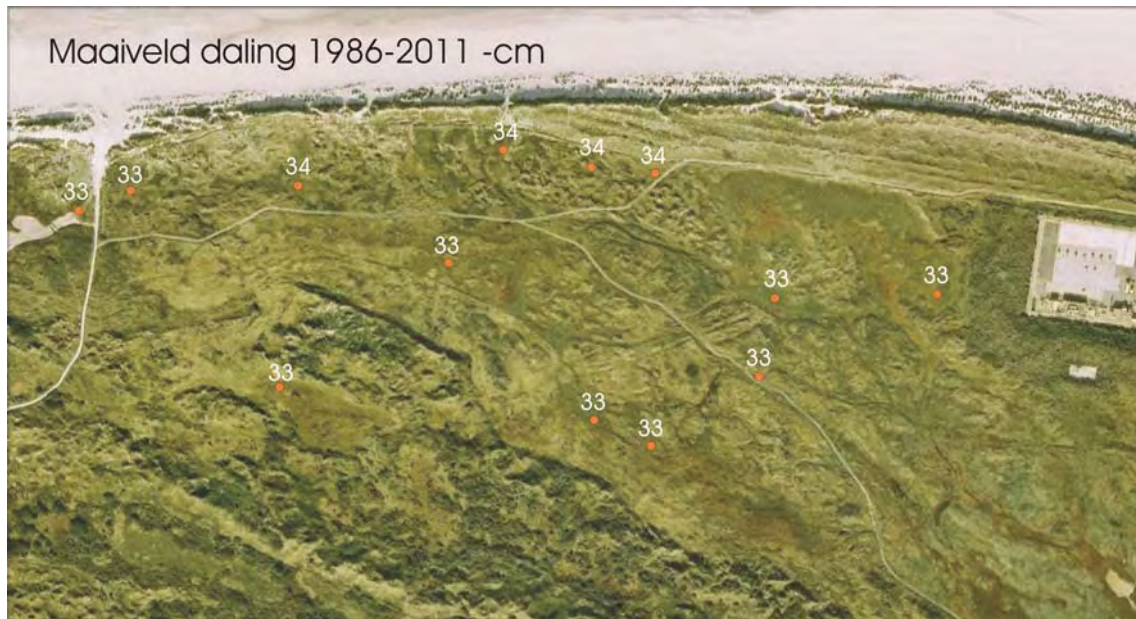
*Figuur 4.1.6. Aanspoelgordel na een stormtij bij meetpunt NC01 (11-2-2004).
Floodline after stormwater inundation near pole NC01 (11-2-2004).*



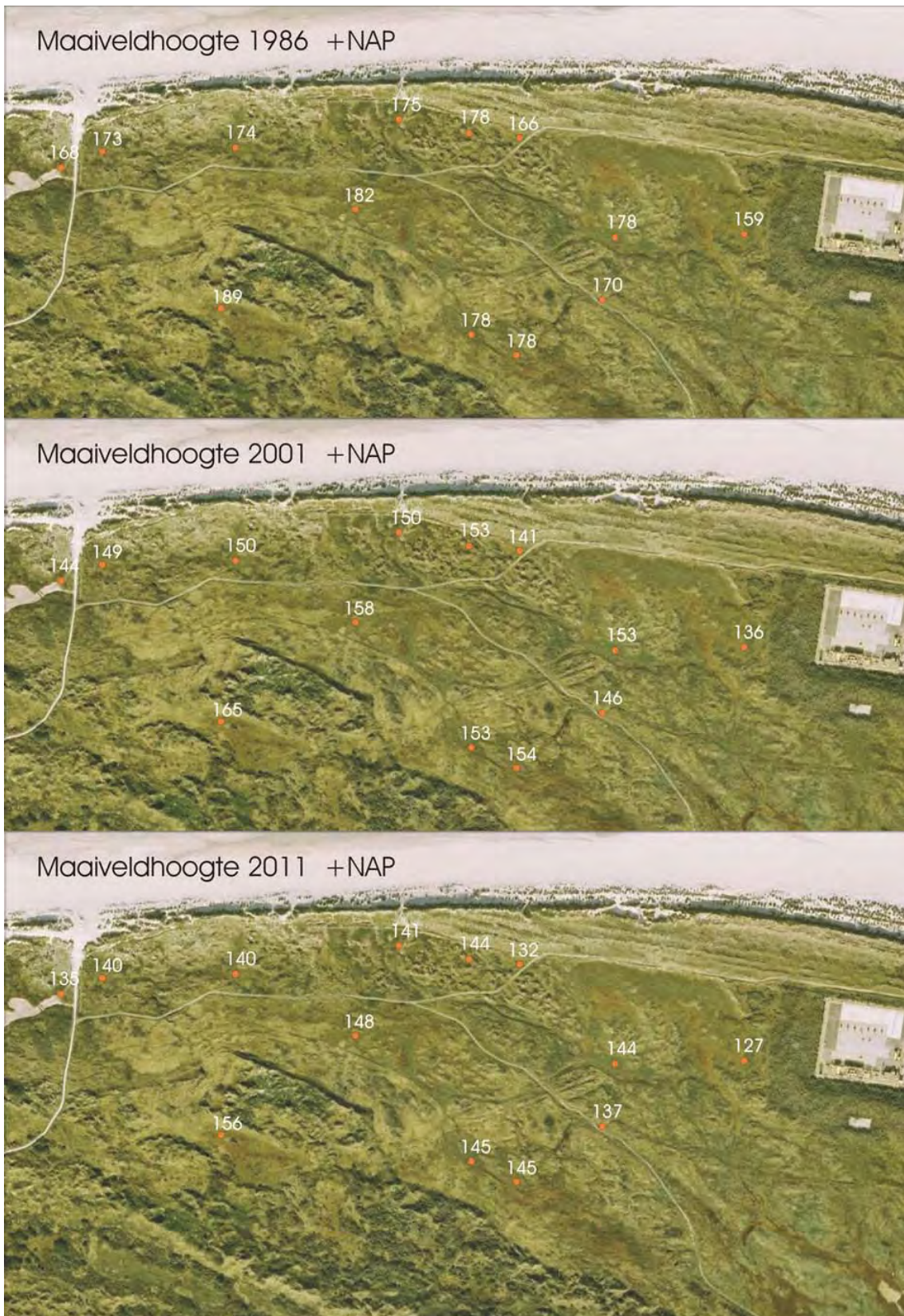
4.1.3. Hoogteligging

4.1.3.1. Maaiveld en bodemdaling

Jaarlijks is de hoogte van het maaiveld ten opzichte van de paalkoppen bepaald op het moment van droogvallen in de verschillende valleien. De meetpalen staan op het diepste punt in de valleien en de maaiveldhoogte kan goed worden gemeten op het moment dat de laatste vierkante meters water rond de meetpaal in de bodem verdwijnen. De maaiveldhoogte is dus bepaald aan de hand van het waterniveau tijdens droogvallen over een oppervlak van enkele vierkante meters en niet aan de hand van de bodem pal naast de meetpaal. Uitgaande van de meet data van de paalkoppen (tabel 4.1.1) kan ook de hoogteligging van het maaiveld van de valleien worden bepaald. Opvallend is dat de range van hoogteligging vrij klein is met alle bodems tussen de 1,36 en 1,58 m +NAP in augustus 2001. Vallei NC 19 die in 2004 aan het programma is toegevoegd ligt volgens berekening in 2001 iets hoger, op 1,65 m +NAP. Waarschijnlijk vind de vlakheid van het gebied zijn oorzaak in de ontstaansgeschiedenis van de valleien waar duintjes op een voormalige strandvlakte zijn opgestoven en de valleibodems nog op het niveau van de oorspronkelijke strandvlakte zijn gebleven. Uitgaande van de meetdata van 2001, staan in figuur 4.1.8 de berekende maaiveldhoogtes voor de jaren 1986 en 2011 volgens de dalingscurve met gebruikmaking van het NAM-model Ameland_GRIDS_2010 (hoofdstuk 1). Dit model loopt tot maart 2009 en de maaiveldwaarden voor 2011 zijn verkregen door voor de laatste twee jaar een geschatte daling van 6 mm per jaar toe te voegen. Een verschilberekening (figuur 4.1.7) laat zien dat de maaiveldhoogten in een periode van 25 jaar (1986-2011) 34 cm zijn gedaald in het hart van de dalingskom. Dit geldt voor de valleien 03, 04, 05 en 09. De overige valleien zijn in dezelfde periode 33 cm gedaald (figuur 4.1.7). In feite kan voor het hele onderzoeksgebied betrouwbaar gerekend worden met een daling van 33 cm in de periode 1986-2011. Voor de meetperiode van dit onderzoek (2001-2011) kan betrouwbaar gerekend worden met een daling van 9 cm voor het hele onderzoeksgebied.



Figuur 4.1.7 Berekende daling van het maaiveld in cm in de valleien in de periode 1986-2011. Kaart Google Earth 2005.
Calculated lowering of the ground level in cm in the valley's over the period 1986-2011. Map Google Earth 2005



Figuur 4.1.8 Maaiveldhoogtes van de valleibodems berekend voor de jaren 1986, 2001 en 2011. Ground level of the valley's calculated for the years 1986, 2001 and 2011.

4.1.3.2. Meetpalen en bodemdaling

De X, Y en Z coördinaten van de meetpalen zijn driemaal ingemeten gedurende dit onderzoek. In [tabel 4.1.1](#) staan de meetdata en een verschilberekening tussen 2001 en 2007. Door de range van de meetfout (± 25 mm) en het beschikbare tijdsinterval (6 jaar) is dit verschil geen

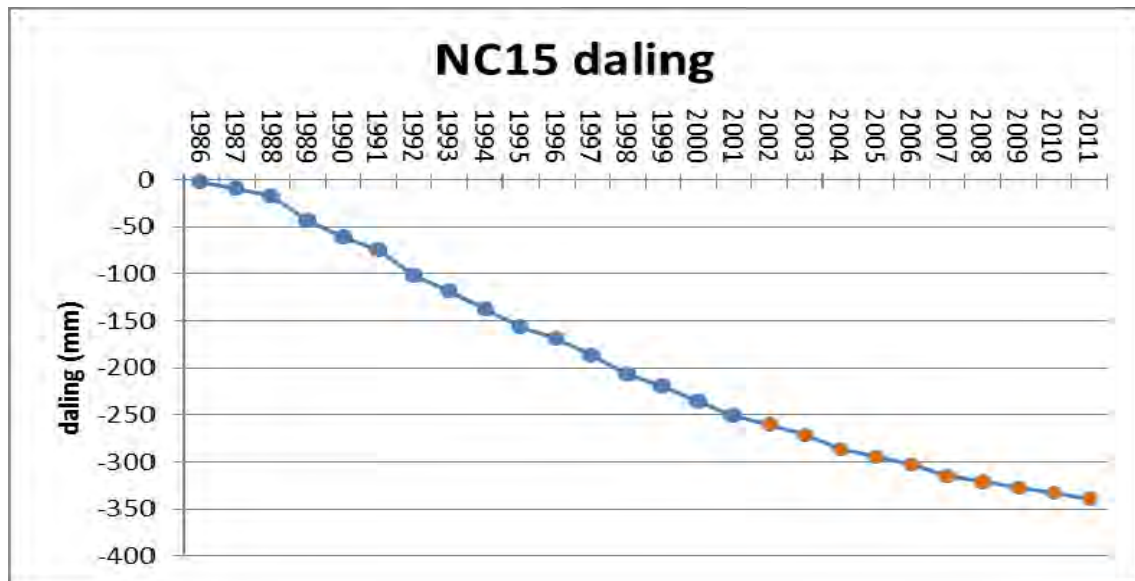


exacte meting van de bodemdaling, maar de daling van ongeveer 6 cm bij alle punten en een gemiddelde daling van 5,73 cm ligt in de lijn der verwachtingen. Dit komt ook goed overeen met een gemiddelde daling van 5,85 cm volgens het NAM-model Ameland_GRIDS_2010.

Tabel 4.1.1 De met DGPS gemeten XYZ coördinaten van de meetpalen. De verschiltrend tussen 2001 en 2007 is terug te voeren op bodemdaling. Meetfout +/- 25 mm. In de kolom 'Model NAM' is het hoogteverschil berekend met het NAM model Ameland_GRIDS_2010 (hoofdstuk 1). The DGPS measured XYZ coordinates (Dutch grid). The difference between 2001 and 2007 is due to subsidence. Measurement error +/- 25 mm. The column 'Model NAM' gives the calculated height difference with the NAM model Ameland_GRIDS_2010 (chapter 1)

	X	Y	DGPS / NAM			DGPS / NAM	Model NAM / Ketelaar
			Aug-01	Mrt-04	Feb-07	Difference 2001-2007	Difference 2001-2007
Pole			Z = NAP	Z = NAP	Z = NAP	cm	cm
NC 01	190.242.738	608.945.382	1,907		1,860	-4,68	-5,84
NC 02	190.268.117	608.864.025	1,626	1,599	1,565	-6,15	-5,73
NC 03	189.936.854	608.986.514	1,722	1,685	1,668	-5,43	-5,97
NC 04	189.862.108	608.994.102	1,761	1,737	1,705	-5,57	-5,99
NC 05	189.755.411	608.999.601	1,800	1,750	1,728	-7,23	-6,00
NC 06	190.111.835	608.829.941	1,813	1,786	1,749	-6,39	-5,80
NC 07	190.063.922	608.750.232	1,759	1,753	1,686	-7,30	-5,74
NC 09	189.518.561	608.969.781	1,825	1,799	1,776	-4,86	-5,96
NC 10	189.263.182	608.936.862	1,820	1,817	1,769	-5,15	-5,86
NC 11	189.337.100	608.967.886	1,787	1,779	1,736	-5,14	-5,91
NC 12	189.939.004	608.656.934	1,958	1,944	1,914	-4,45	-5,67
NC 14	189.861.707	608.715.836	1,824	1,807	1,763	-6,13	-5,75
NC 15	189.665.984	608.881.745	1,925	1,910	1,865	-6,03	-5,90
NC 19	189.492,740	608.739,310		1,932	1,837		-5,75
					Avg	-5,73	-5,85

Gezien de vrijwel uniforme daling over het gehele meetgebied kan de dalingscurve van meetpaal NC15 hiervoor model staan. In [figuur 4.1.9](#) zijn de afgelopen tien jaren van dit onderzoek in oranje weergegeven. Hierbij is de daling van de laatste twee jaar geschat op 6 mm per jaar.



Figuur 4.1.9 De daling van de bodem bij paal NC15 vanaf 1986. Oranje geeft de periode aan van dit onderzoek. Subsidence of the ground at pole NC15 since 1986. Orange marks the period of this research.



4.1.3.3. Ophoging van de maaiveldhoogte door instuiving

Inmiddels wordt op een aantal plaatsen duidelijk dat de maaiveldhoogte van de valleien niet lineair met de bodemdaling afneemt maar dat er (gedeeltelijke) compensatie optreedt. In de valleien die het dichtst nabij de zeereep liggen, wordt de bodem vooral opgehoogd door instuivend zand uit de zeereep. Rijkswaterstaat heeft in 1994 het vastleggen van zand aan de strandzijde van de zeereep gestaakt ten oosten van paal 20.600. Dit is gebeurd in het kader van dynamisch kustbeheer, daar waar de kustveiligheid niet in het geding is, teneinde weer meer dynamische processen in de duinen op gang te krijgen. Dit landelijke beleid streeft naar een grotere invloed van wind en water, ook zeewater, op de natuur in de duinen. Tijdens stevige wind uit noordelijke richtingen stuift inmiddels behoorlijk wat zand over de zeereep in het achterliggende duingebied (figuur 4.1.10). Sinds 2000 wordt ook de zeereep ten oosten van paal 17 niet meer aan de buitenkant 'onderhouden' met takkenschermen en heeft zich sindsdien een meer natuurlijk uitzijnde zeereep ontwikkeld met meer stuifkuilen dan voorheen. Wel is het zo dat de zeereep zichzelf in stand houdt door verweg het meeste stuifzand in te vangen in de vitale helmvegetatie. Deze groeit daardoor aanzienlijk in hoogte en volume. De zeereep is sinds het begin van de aanleg in 1964 van niets gegroeid tot een enorme 'muur' van zand. De Jong et. al. (hoofdstuk 2.6) hebben de ontwikkeling van de zeereep in het gedeelte tussen paal 19 en 22 op Oost-Ameland onderzocht en laten in figuur 2.6.22 ter hoogte van paal 22 het hoogteverloop zien. Paal 22 ligt tussen meetpaal NC09 en NC05 in. Dit profiel karakteriseert de zeereep ten noorden van het onderzoeksgebied goed. Sinds 2000 is de zeereep nog 4 meter in hoogte gegroeid en er begint zich hier en daar een soort loopduin te ontwikkelen waarbij zand over de top aan de duinzijde naar beneden rolt en zodoende langzaam landwaarts schuift. Dit is in het profiel (figuur 2.6.22) ook goed te zien. In volume uitgedrukt ontwikkelt zich t.h.v. paal 22 een zeereep van bijna 200 m³ per meter lengte. In het door De Jong et al. (hoofdstuk 2.6) onderzochte gedeelte tussen paal 19 en paal 22 hoort zich tot 2010 ruim 1,1 miljoen m³ zand op. Overigens blijkt dat deze ontwikkeling niet zozeer gestimuleerd is door de invoering van dynamisch kustbeheer in 1995, maar een vrij lineaire autonome ontwikkeling kent sinds de aanleg in de zestiger jaren (figuur 2.6.25) De overall lineaire trend kent in die periode een drietal trendbreuken die veroorzaakt worden door extreme winterstormen die zorgen voor kustafslag (lees zandverlies). De laatste afslag vond in 1990 plaats. Ook in dit hoofdstuk komt dat jaar als een extreem stormrijk jaar naar voren

In het veld is zandinstuiving in een strook van zo'n 100 meter breed ook visueel duidelijk waarneembaar. Op de bodem tussen de planten is vers zand zichtbaar en vaak zijn ook plantendelen als grashalmen bedekt met een laagje stuifzand. Deze instuiving vindt plaats in de valleien NC10, NC11, NC09, NC05, NC04, NC03. De instuiving in combinatie met een hoge grondwaterstand en kalkrijkdom resulteert in deze valleien in een vegetatie met de kenmerken van een primaire jonge duinvallei. Hierin worden vaak meerdere Rode Lijstsoorten aangetroffen. Met name de valleien NC05 en NC09 herbergen een fraaie groep planten van een kalkrijke duinvallei. Hier vindt Groenknolorchis (*Liparis loeselii*) zijn beste groeiplaats op Ameland. Groenknolorchis is opgenomen in bijlage II en IV van de Habitatrichtlijn en in Appendix I van de Bern-conventie.

In de afgelopen tien jaar zijn in de valleien 10, 11, 9, 5, 4 en 3 de meetpalen 'korter geworden' door depositie van stuifzand. Dat wil zeggen de afstand tussen paalkop en maaiveld is veranderd door ophoging van de bodem. De valleien 10 en 11 kunnen niet gebruikt worden voor een kwantitatieve analyse omdat zij in 2005 zijn afgeplagd waardoor er een kunstmatige verandering in maaiveldhoogte is ontstaan. Deze twee valleien vormen de oostpunt van een groot natuurherstelproject waarbij in westelijke richting 2600 m primaire duinvallei is afgeplagd. Op Google Earth is dit mooi te zien (website juni 2011). De getoonde beelden zijn aan het eind van de werkzaamheden gemaakt waarbij vallei 11, direct ten oosten van het strandpad, nog niet is opgeschoond (figuur 4.1.7). Van de meetpalen NC03, NC04, NC05 en NC9 kunnen we over een periode van 10 jaar (2001-2011) de opstuiving kwantificeren (tabel 4.1.2). Voor het gebied waarin deze valleien liggen kunnen we daarmee spreken van een gemiddelde opstuiving van 5,3 mm/j.



Tabel 4.1.2 Verandering van maaiveld ten opzichte van de paalkop door instuiving van strandzand.
Change of height of poles to ground level due to aerial sand input of beach sand.

	Pole height		difference cm	speed mm/year
	year	year		
	2001	2011		
NC03	31	24	7	7
NC04	23	16	7	7
NC05	30	26	4	4
NC09	33	30	3	3



Figuur 4.1.10 Instuiving van strandzand in de vegetatie wat leidt tot bodemophoging thv NC11. 24-1-2005.
Visible aerial input of beach sand in the vegetation at valley NC11. 24-1-2005.



*Figuur 4.1.11 De stuivende zeereep aan de strandzijde ter hoogte van het onderzoeksgebied (21-9-2004).
Wind driven sand movement at outside of sea barrier (outline of the dunes) next to research area (21-9-2004).*

4.1.3.4. Ophoging van de maaiveldhoogte door bodemvorming

In de valleien NC02, NC06, NC7, NC12, NC14, NC15 en NC19 kan bodemvorming door de grazige vegetatie een factor zijn voor de ophoging van het maaiveld. Op sommige plaatsen wordt de vegetatie gedomineerd door Fioringras (*Agrostis stolonifera*) waarbij in de wintermaanden anaërobe situaties ontstaan tijdens langdurige inundatie. Mogelijk vind hierdoor slikvorming en enige ophoging plaats ([figuur 4.1.12](#)). Op andere plaatsen is mogelijk sprake van ophoping van dood plantenmateriaal zoals bij NC12 waar Riet (*Phragmites australis*) domineert.



*Figuur 4.1.12 Slikvorming in winter in Fioringras vegetatie in vallei NC06. 22-3-2005.
Mud forming in winter season in vegetation of Creeping bentgrass in valley NC06. 22-3-2005.*



Er is een vergelijking gemaakt tussen de hoogteligging van het droogvallend maaiveld bij de meetpalen aan het begin en einde van de meetreeks in resp. 2002 en het voorjaar van 2011 (tabel 4.1.3). Daarmee kan over een periode van 9 jaar gekeken worden naar veranderingen in de hoogteligging van het maaiveld bij de meetpalen. Bij NC19 begint de reeks in 2005 en is de waarneempriode 6 jaar. Niet bij alle meetpalen wordt een verandering gevonden. Wat daarvan een oorzaak is blijft op dit moment onduidelijk. Mogelijk is hier minder bodemvorming of vindt sneller mineralisatie plaats. Als alle zes locaties waar mogelijk bodemvorming aan de orde is (tabel 4.1.3), worden gemiddeld, is er een maaiveldophoging van 2,3 mm/j. Indien alleen de vier plaatsen, NC06, NC07, NC12 en NC15, waar daadwerkelijk ophoging plaatsvond worden gemiddeld is er sprake van een ophoging van 4,0 mm/j.

Tabel 4.1.3 De paalhoogte boven maaiveld in 2002 en 2011 op plaatsen waar bodemophoging door de vegetatie mogelijk is. Paal NC19 vanaf 2005.
Heigth of measuring poles above groundlevel in 2002 and 2011 at places where soil can be formed by the vegetation. Pole NC19 starts in 2005.

	2002 cm	2011 cm	difference cm	speed mm/j
NC02	27	27	0	0,0
NC06	28	25	3	3,3
NC07	30	23	7	7,8
NC12	42	40	2	2,2
NC14	29	29	0	0,0
NC15	35	32,5	2,5	2,8
NC19	25	25	0	0,0
	average >>		2,1	2,3

Een andere kwantificering van ophoging van het maaiveld door bodemvorming kan verkregen worden door gebruik te maken van de hoogteligging van peilbuizen. Onderzoekraai 7 loopt van zuid naar noord over het eiland en de meest noordelijke 5 peilbuizen van deze raai staan in de valleien waar ook de meetpalen voor inundatiemeting staan (figuur 4.1.15). De waterstand in deze peilbuizen wordt jaarlijks gemeten en in de periode 1988-1990 en na 1999 is ook steeds met een liniaal de afstand tussen de buisrand en het maaiveld gemeten. Hierdoor is het mogelijk om over een langere reeks van jaren een indruk te krijgen van eventuele veranderingen van de maaiveldhoogte ten opzichte van de buisrand (figuur 4.1.16). De buisrand van deze peilbuizen is ook een aantal malen opgemeten ten opzichte van NAP en daarmee kan ook in combinatie met het NAM model Ameland_GRIDS_2010 een verloop van de daling van de buisranden in de tijd worden gegeven (figuur 4.1.17). Bij buis 21A is sprake van een maaiveldverlaging, bij de overige 4 buizen is sprake van maaiveldophoging (tabel 4.1.4).

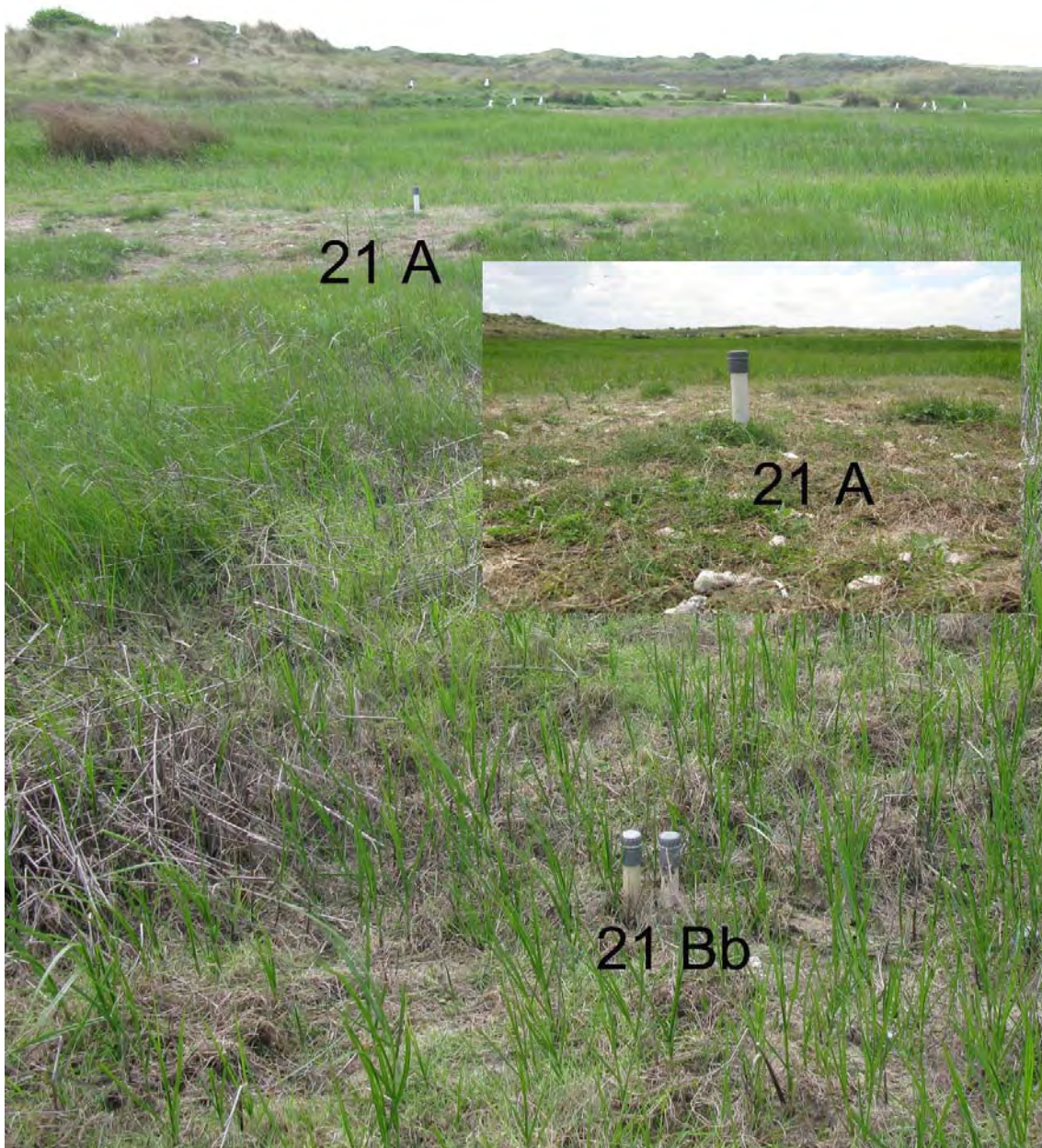
Tabel 4.1.4 Hoogteverandering van buisrand en van maaiveld (MV) van 5 peilbuizen in onderzoeksgebied in de periode 1989-2009.
Change of height level of top of 5 standpipes and ground level (MV) in research area in the period 1989-2009.

Valley	Pipe	difference 89-09 (cm)			speed mm/j
		Edge of pipe	MV	MV change cm	
NC02	21A	-28,5	-38,4	-9,9	-5,0
NC02	21Bb	-29,4	-12,3	17,1	8,6
NC06	17Aa	-28,4	-24,8	3,6	1,8
NC07	11Ab	-27,3	-19,2	8,1	4,1
NC12	8Aa	-27	-21	6	3,0

De gemiddelde ophoging van het maaiveld bij de 4 peilbuizen waar bodemvorming en ophoging van het maaiveld (en dus compensatie voor bodemdaling) plaatsvindt bedraagt 4,4 mm/j over de periode 1989-2009. Alleen bij de buis 21A is sprake van erosie. In het veld is gekeken naar een logische verklaring voor dit gebeuren want buis 21A en 21Bb liggen een paar meter uit



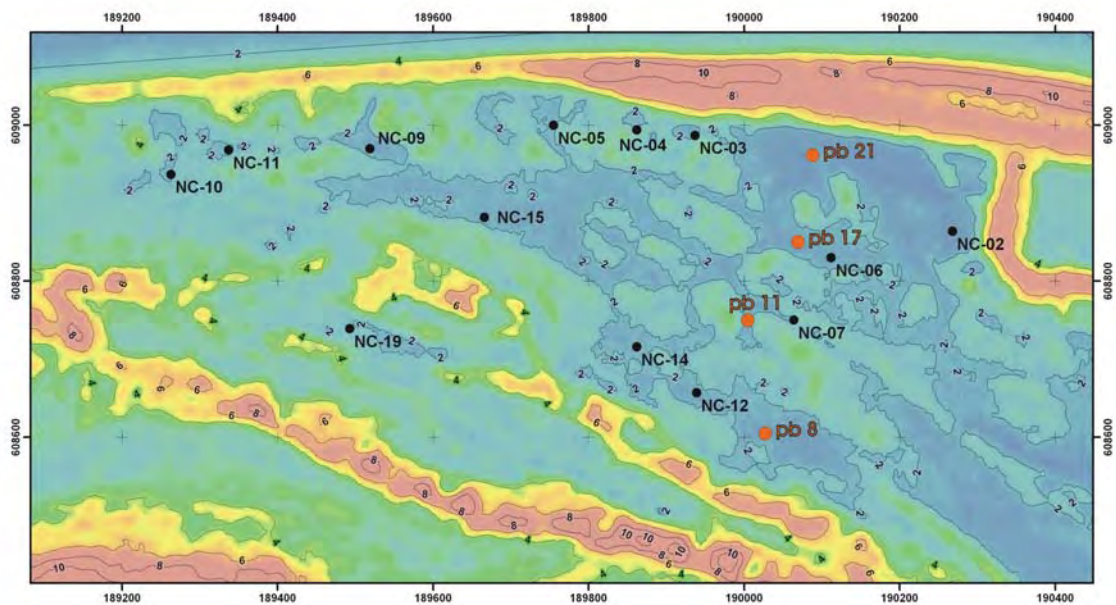
elkaar (figuur 4.1.13). Buis 21A blijkt de enige buis te zijn die op een zandkopje ligt. De vegetatie hierop is zeer ijl, mogelijk door de invloed van veel meeuwenmest van de broedkolonie vlakbij, en de minerale zandbodem is hier en daar zichtbaar. Waarschijnlijk is er golfslagerosie op deze zandige verhoging in de wintermaanden. De 4 andere peilbuizen liggen allen in een lokale depressie of dichte zode (buis 17Aa) waar in de loop der jaren wel ophoging van het maaiveld plaatsvindt. figuur 4.1.14 toont in detail peilbuis 8 waarbij ook depositie van dood plantenmateriaal van Riet zichtbaar is.



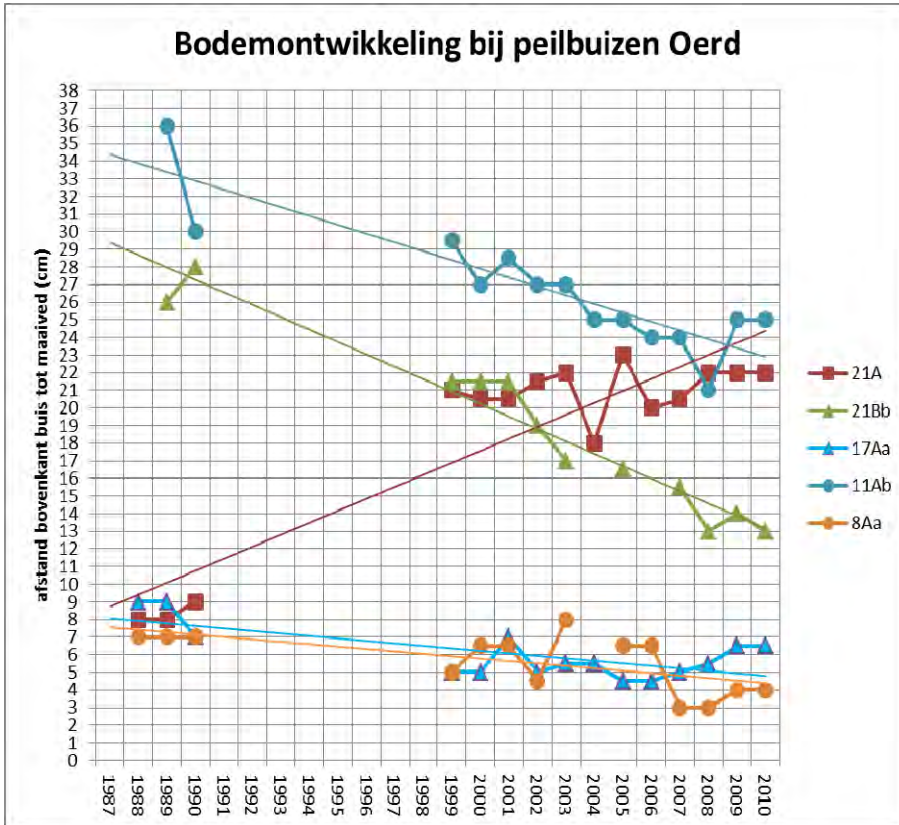
Figuur 4.1.13 Veldsituatie van peilbuis 21A en 21Bb (26-5-2011).
Field situation of standpipes 21A and 21Bb (26-5-2011).



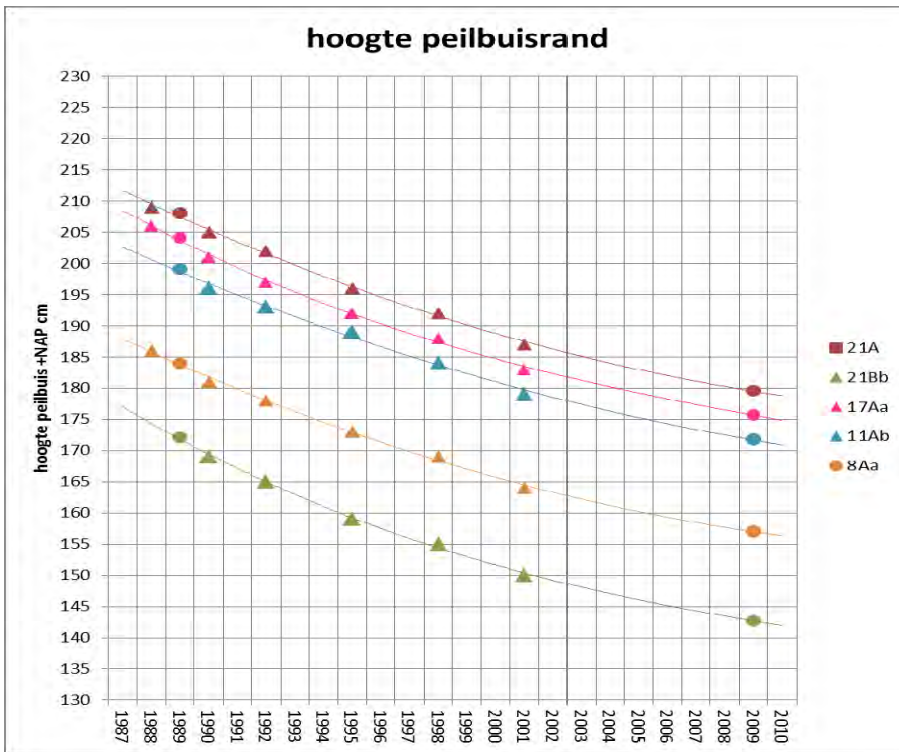
Figuur 4.1.14 Detail van de vegetatie waarin peilbuis 8Aa zichtbaar is (26-5-2011).
Detail of the vegetation in which standpipe 8Aa is visible (26-5-2011).



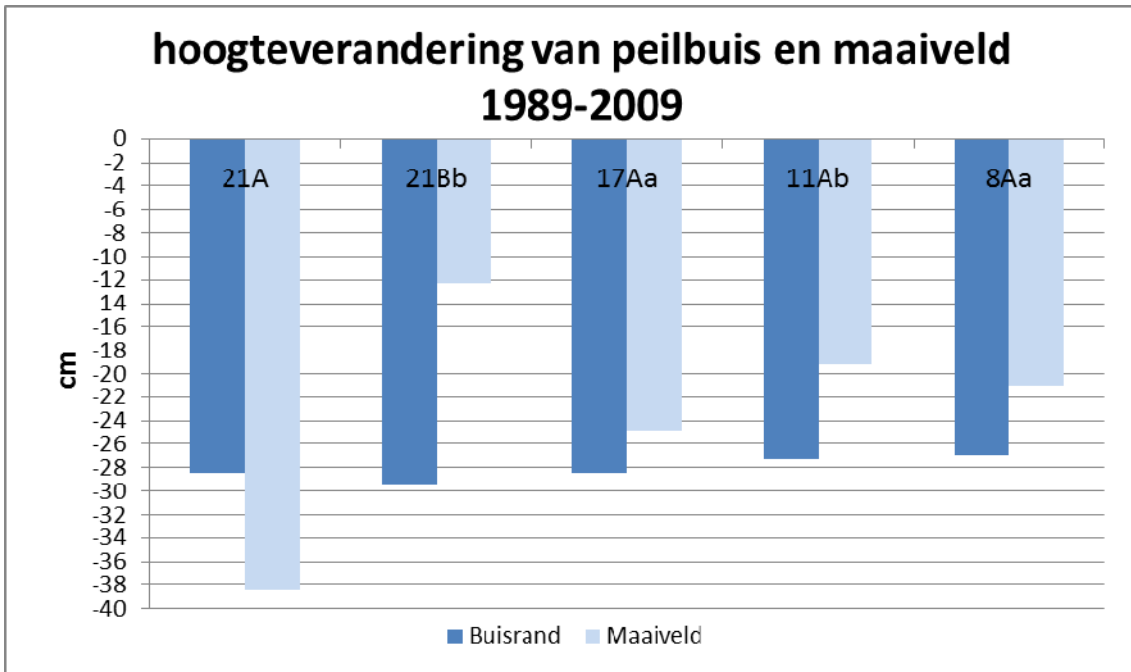
Figuur 4.1.15 Locatieschets van de ligging van de peilbuizen 8, 11, 17 en 21 van raai 7 die voor kwantificering van bodemvorming en maaiveldverhoging gebruikt zijn.
Location of standpipes which were used for quantification of changing ground level in research area.



Figuur 4.1.16 Verandering van maaiveldhoogte in de tijd bij een aantal grondwater peilbuizen in het onderzoeksgebied.
Change of ground level in time at several standpipes used for measuring groundwater levels.



Figuur 4.1.17 Hoogten in NAP van de buisrand van een aantal peilbuizen in het onderzoeksgebied. Driehoekmarkering is een meetwaarde, cirkelmarkering is een berekende waarde.
Amsterdam zero levels of top of groundwater standpipes in the research area.
Triangles are measurements, circles are calculated values.



Figuur 4.1.18 Hoogteverandering van peilbuis en maaiveld in de periode 1989-2009.
Change of height of standpipe and ground level in period 1989-2009.

4.1.3.5. Drempels

Het onderzoeksgebied wordt bij stormtij overstroomd met zeewater dat tussen de NAM locatie en de Oerderduinen door stroomt. Het merendeel van dit water komt over De Hon vanuit de Waddenzee en bij extreem hoge waterstanden komt een kleiner deel van het water over het strand waar het direct ten oosten van de NAM-locatie door een erosiegeul aansluit op het water dat vanaf de Waddenzee afkomstig is. Vervolgens is niet voor alle valleien duidelijk bij welke waterstand er overstroming plaats vindt. In het landschap en tussen de vegetatie is dit niet voor alle onderzoek-valleien even duidelijk. Voor een aantal valleien echter wel, omdat daar een smalle toestroomopening is waarin een duidelijke drempel ligt. Meestal in de vorm van een pad dat als een kunstmatige drempel fungeert. Deze hoogten zijn meestal enkele dagen na een stormtij bepaald op het moment dat het water nog net over de drempel terugsijpelde. Op dat moment is een aflezing gedaan aan de meetpaal in de betreffende vallei.

Tabel 4.1.5 Drempelhoogtes van enkele valleien.
Threshold levels of some valley's.

Valley	Threshold m +NAP	Date
NC02	1.69	4-10-2004
NC03	2.00	22-12-2003
NC05	1.78	31-12-2001
NC09	1.77	31-12-2001



*Figuur 4.1.19 De drempel naar vallei NC09 op de achtergrond. Het pad vormt de drempel. Hoogte 1.77 m +NAP (31-12- 2001).
The threshold to valley NC09 in the background. The path is forming the threshold. Level 1.77m +NAP (Amsterdam Zero, 31-12-2001).*



4.1.4. Waterstanden

4.1.4.1. Vergelijking waterstanden getijstation Nes en getijstation Wierumergronden met vallei NC02

In vorige rapportages is de schatting van de overstromingskans op Oost-Ameland steeds gerelateerd aan de waterstand bij het RWS getijstation in de Waddenzee bij Nes. Dit station bevindt zich echter ten westen van het wantij onder Ameland terwijl het overstromingswater van de valleien uit de Waddenzee en Noordzee ten oosten van het wantij komt. Bovendien staat het station Nes zo'n 10 kilometer verwijderd van de stormvloedbron, de Noordzee ten NW van Ameland waardoor stuwings optreedt en de waterstand bij Nes hoger is dan op hetzelfde moment op de Noordzee. Het stormtijwater op Oost-Ameland maakt een kortere weg van de Noordzee naar de zuidkant van de Hon en bij hoge waterstanden is er een verbinding tussen Noordzee en Waddenzee waardoor er minder stuwings optreedt. Uit de waarnemingen gedurende dit onderzoek blijkt de overstroombuig in de vallei die het eerst overstroomt (NC02) beter overeen te komen met het getijstation Wierumergronden dan met het station Nes (tabel 4.1.7). Een voorbeeld van het getijverloop van beide meetpalen en de overstroombuig in vallei NC02 gedurende een storm is in figuur 4.1.20 weergegeven. De vallei NC02 is de laagstgelegen vallei in het onderzoeksgebied met een drempelhoogte van 1,69 m +NAP in 2004 (tabel 4.1.5). Uit de waarnemingen blijkt voor overstroming van deze vallei tenminste een waterstand van 2,24 m +NAP bij het station Nes en 1,87 m. +NAP bij het station Wierumergronden nodig te zijn (situatie 2004). Stormtijden die net tot dit niveau reiken hebben overigens niet altijd hetzelfde resultaat, zoals op 07-10-2003 zichtbaar is. Vervolgens schommelt de hoogste waterstand in de vallei NC02 van -38 tot +59 centimeter rond de hoogste waarde van Wierumergronden. De gemiddelde afwijking van de maximale waterstand die in vallei NC02 wordt bereikt op basis van de 46 waargenomen inundaties in afgelopen 10 winters ten opzichte van de meetstations Nes en Wierumergronden wordt in tabel 4.1.7 weergegeven. Opvallend is dat de gemiddelde maximale waterstand in vallei NC02 exact overeen komt met de maximale waterstanden van het getijstation Wierumergronden. De hoogste waargenomen waterstand in het onderzoeksgebied vond plaats op 9 november 2007 toen +NAP 340 cm bereikt werd.

Tabel 4.1.6 Waterstandsafwijking van maximale waterhoogte (cm) in vallei NC02 ten opzichte van de getijstations Nes en Wierumergronden op basis van data in tabel 4.1.2.
Difference of maximum waterlevel (cm) in valley NC02 to tidal stations Nes and Wierumergronden on basis of data in table 4.1.4.2.

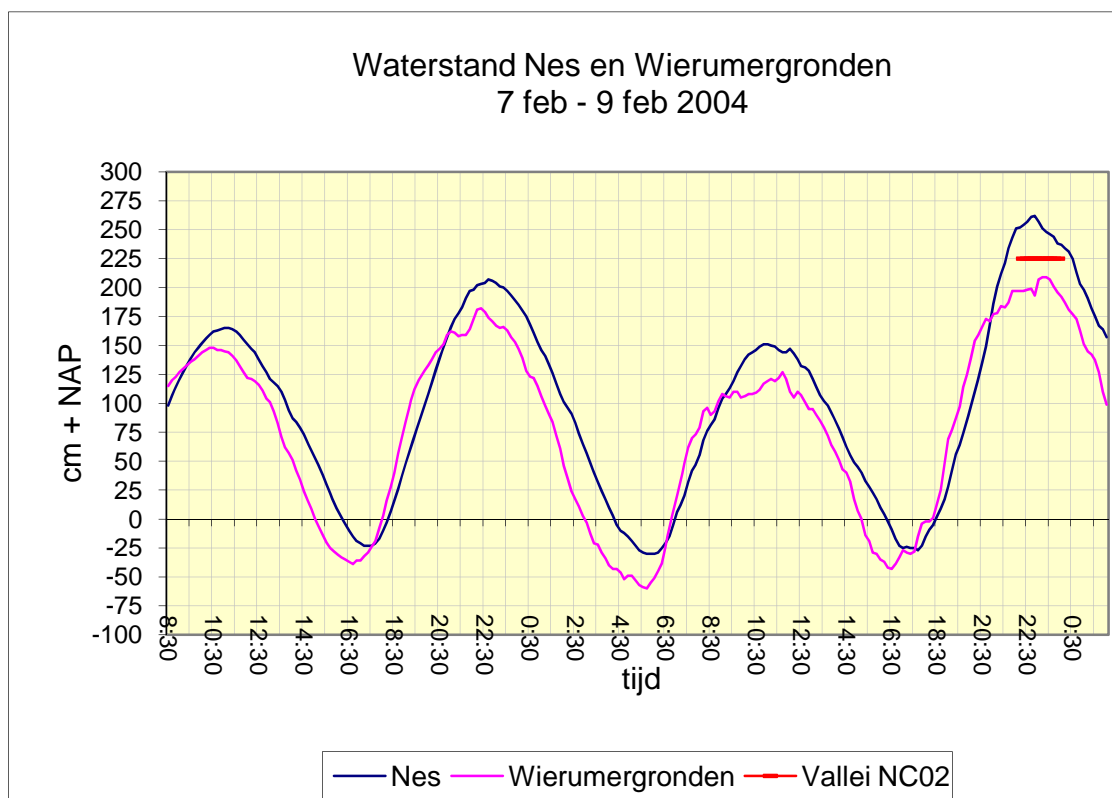
Difference to NC02	Nes	WG
Average	-39,0	0,0
SD	11,2	18,3
Max	-9	59
Min	-65	-38

Overigens is het niet zo dat bij iedere inundatie van vallei NC02 ook alle andere valleien inunderen. Ieder stormtij is uniek en er zit altijd enige 'rek' in de bij de getijstations gemeten waterstand en de uiteindelijke hoogte in het onderzoeksgebied. Ook is er enige vertraging in de waterverplaatsing van oost naar west omdat het water zich een weg moet zoeken door de laagste doorgangen tussen de duinen en er is ook weerstand van de vegetatie op het stromende water. Ook de wind is vaak tegengesteld aan de stroomrichting en dit kan vertragen en lokale verschillen in waterhoogte veroorzaken. Op dit ingewikkelde spel van krachten wordt hier niet verder ingegaan.



Tabel 4.1.7 Inundatiedata vallei NC02 en verband met getijstations Nes en Wierumergronden. ? betekent dat er geen volledige instroom is geweest tot bovenkant vallei.
 Inundation data valley NC02 and relation with tidal stations Nes and Wierumergronden. ? means there has been no total inundation to top of valley.

Number	Date	NES		WIERUMER GRONDEN		Highest level Valley NC-02 cm +NAP	Difference	
		HW Nes	Time Nes	HW WG	Time WG		Nes cm	WG cm
1	31-10-2001	238	20,50	205	21,30	200	-38	-5
2	28-12-2001	260	19,10	188	19,10	195	-65	7
3	29-1-2002	240	9,30	207	09,40	200	-40	-7
4	23-2-2002	253	4,50	217	04,40	220	-33	3
5	28-10-2002	263	1,10	205	00,40	220	-43	15
6	7-10-2003	220	7,50	191	08,40	geen instroom		
7	9-10-2003	224	9,30	187	09,30	171	-53	-16
8	15-12-2003	242	0,30	243	0,20	205	-37	-38
9	21-12-2003	270	18,40	229	19,20	243	-27	14
10	14-1-2003	225	1,00	194	01,10	193	-32	-1
11	8-2-2004	262	22,50	209	23,10	225	-37	16
12	21-9-2004	228	14,30	192	14,30	180	-48	-12
13	13-11-2004	228	09,30	191	9,30	174	-54	-17
14	18-12-2004	240	2,20	221	1,30	183	-57	-38
15	2-1-2005	223	13,00	178	14,00	185	-38	7
16	3-1-2005	224	1,00	184	1,10	188	-36	4
17	8-1-2005	229	18,00	193	18,50	191	-38	-2
18	12-1-2005	234	23,30	209	23,20	201	-33	-8
19	20-1-2005	227	17,20	202	17,30	190	-37	-12
20	13-2-2005	238	0,00	202	0,00	188	-50	-14
21	11-3-2005	228	22,40	197	22,20	185	-43	-12
22	16-12-2005	252	22,00	222	22,20	228	-24	6
23	8-2-2006	216	17,40	187	17,20	171	-45	-16
24	7-10-2006	235	10,50	200	10,10	177	-58	-23
25	1-11-2006	331	4,30	272	4,40	291	-40	19
26	12-11-2006	231	2,20	210	1,40	199	-32	-11
27	1-1-2007	235	19,00	200	19,10	201	-34	1
28	4-1-2007	237	22,10	204	22,00	204	-33	0
29	12-1-2007	307	1,50	253	1,40	280	-27	27
30	18-1-2007	291	21,30	232	20,30	240	-51	8
31	20-1-2007	226	23,00	188	22,20	180	-46	-8
32	18-3-2007	321	20,50	271	20,30	282	-39	11
33	6-11-2007	219	7,20	194	7,20	?		
34	9-11-2007	349	8,00	281	8,40	340	-9	59
35	25-11-2007	243	9,40	217	9,10	219	-24	2
36	25-11-2007	245	21,30	198	21,00	219	-26	21
37	24-1-2008	218	23,10	185	22,50	?		
38	1-2-2008	220	4,30	185	4,00	177	-43	-8
39	27-2-2008	208	12,40	173	12,40	?		
40	1-3-2008	305	13,10	234	13,00	273	-32	39
41	22-11-2008	226	4,10	178	4,30	184	-42	6
42	4-10-2009	256	9,00	217	9,20	200	-56	-17
43	24-11-2009	202	1,30	185	21,40	?		
44	28-2-2010	213	22,10	188	21,40	?		
45	24-10-2010	215	9,30	179	9:36	170	-45	-9
46	12-11-2010	256	13,20	217	13,10	228	-28	11
47	4-2-2011	244	22,30	218	22,40	217	-27	-1

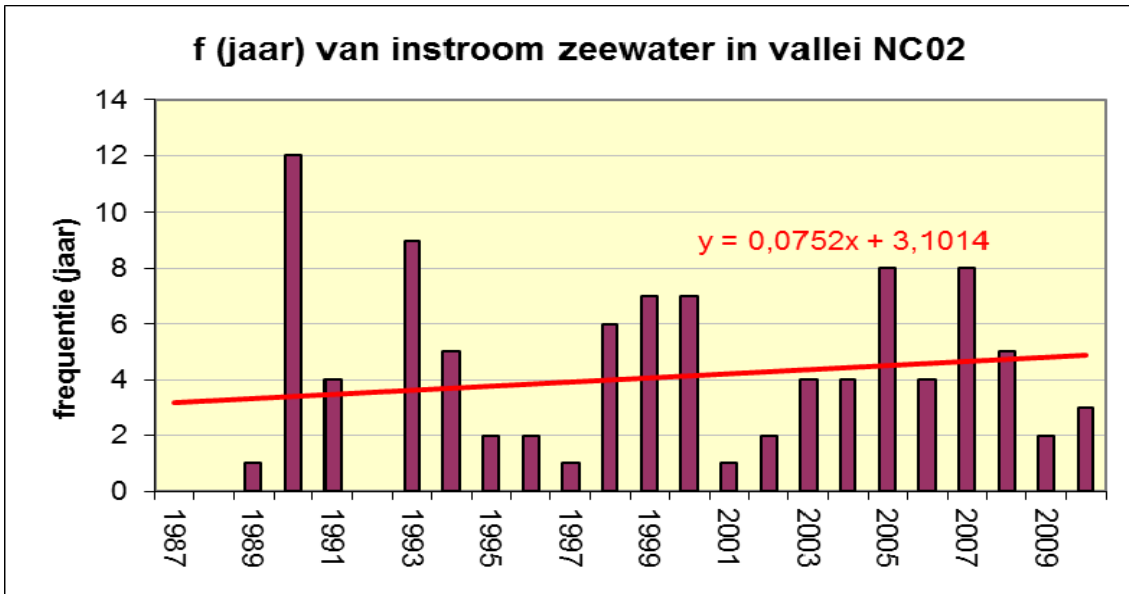


Figuur 4.1.20 Een voorbeeld van het verschil in getijverloop tussen de getijstations Nes en Wierumergronden. Tevens is de hoogste waterstand in vallei NC02 aangegeven.

Example of tidal curve of the tidal stations Nes and Wierumergronden. Also the maximum waterlevel reached in valley NC02 is shown.

4.1.4.2. Overstromingsfrequentie

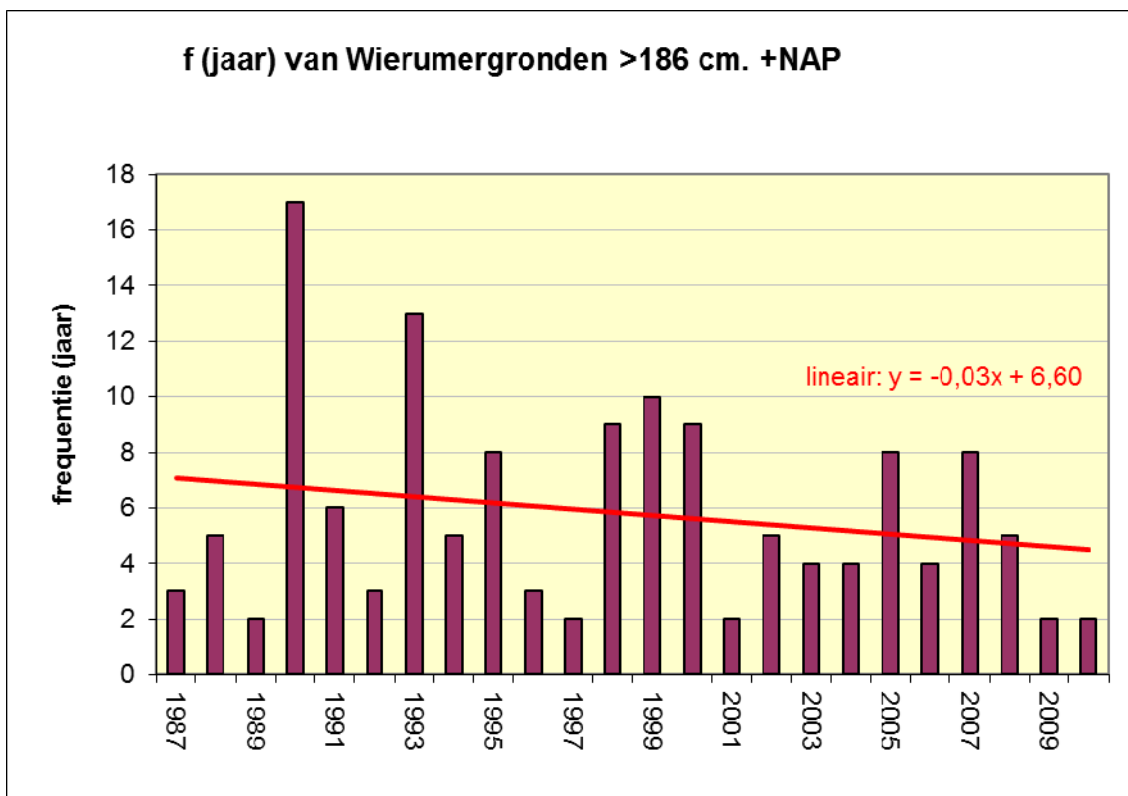
Schouten (1999) geeft in haar rapportage een model waarin de kans op overstroming wordt gegeven. Hierbij werd een scenario gebruikt dat uitgaat van 25 cm zeespiegelstijging per eeuw en een maximale bodemdaling van 28 cm in 2007 (zie Schouten 1999, tabel 4A). Daarbij zou de frequentie van inundatie verhogen van 4 naar 20 maal per jaar. De door haar voorspelde kans op overstroming wordt in deze rapportage getoetst aan de werkelijkheid gedurende de afgelopen 10 winters. De 28 cm bodemdaling is in 2004 reeds bereikt en in (2011) is een bodemdaling van 33 cm bereikt. Uit de resultaten van deze monitoring blijkt dat de voorspelde sterke toename in overstromingen tot nu toe niet gerealiseerd wordt. Door gebruik te maken van de in 2004 vastgestelde drempelhoogte voor vallei NC02 die bij een waterhoogte van +NAP 186 cm bij getijdestation Wierumergronden overstroomt, is in de periode 1987-2001 de overstromingsfrequentie berekend en na 2001 is de frequentie in het veld vastgesteld. Dan blijkt dat over de periode 1987-2010 de jaarlijkse overstromingsfrequentie is toegenomen met 2 inundaties (van 3 naar 5 inundaties per jaar, [figuur 4.1.21](#)).



Figuur 4.1.21 Overstromingsfrequentie van vallei NC02. Vanaf 1987 door berekening, vanaf 2001 door waarneming. Flooding frequency of the research area. From 1987 by calculation, after 2001 by inspection.

Op zich laat de frequentie van waterstanden boven +186 cm NAP Wierumergronden in de loop van de gaswinningsperiode een dalende trend zien (figuur 4.1.22). Het feit dat de jaarlijkse frequentie van inundatie in vallei NC02 in dezelfde periode toch stijgt van 3 naar 5 is een bodemdalingseffect.

Opvallend is het grote aantal overstromingen in 1990 en 1993 terwijl dan ook erg hoge waterstanden bereikt worden. Ook de opeenvolgende jaren 1998, 1999 en 2000 zijn bovengemiddeld stormachtig. Bijzonder is de situatie in de winter 1989-1990. Hier is de eerste overstroming pas op 18 januari en volgen tot 9 maart nog 11 overstromingen. Erg extreem was de situatie van 26 t/m 28 februari 1990 met 5 stormtijden waarvan de waterstand van 298 cm +NAP Wierumergronden op 26 februari 1990 de hoogste was in de reeks van de afgelopen 25 jaar. De winter 1992-1993 was ook opvallend extreem met 13 overstromingen. Opvallend was de clustering van 3 overstromingen van 11 t/m 13 januari, 4 overstromingen van 22 t/m 25 januari en 4 overstromingen van 19 t/m 21 februari. Ook bovengemiddeld stormrijk zijn de jaren 2005 en 2007. In 2005 is daarbij geen sprake van erg hoge waterstanden. Op 1 november 2006 is er een erg hoge stand van +272 cm Wierumergronden in een verder rustig jaar. Het stormrijke jaar 2007 is bovendien extreem in waterstanden met 3 maal een stand >250 cm Wierumergronden.



Figuur 4.1.22 Frequentie van waterstanden >186 cm +NAP bij getijde station Wierumergronden in periode 1987- 2010. Frequency of water levels above 186 cm +NAP (Amsterdam level) in period 1987-2010

Op basis van de gehanteerde stormstand van >186 cm +NAP bij de meetpaal Wierumergronden zijn de vijf vroegste herfstoverstromingen en vijf laatste voorjaarsoverstromingen tijdens de bodemdalingperiode uitgefilterd (tabel 4.1.8). Hieruit blijkt dat overstroming met zeewater tot april nog voor kan komen en opvallend is de vroege 'driedaagse' overstroming rond 20 september 1990.

Tabel 4.1.8 De vroegste en laatste overstromingen tijdens de dalingperiode op basis van >186 cm +NAP Wierumergronden. The earliest and last tidal inundations during the period of subsidence on basis of >186 cm +NAP (Amsterdam Zero).

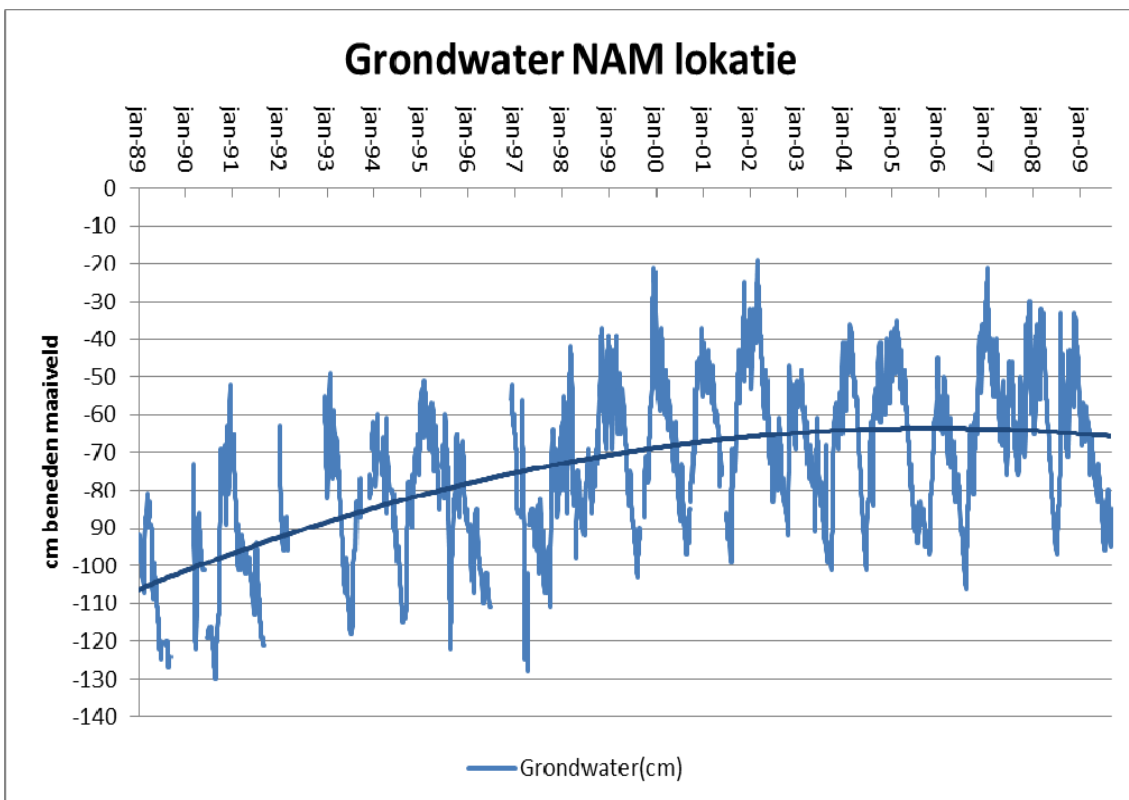
Wierumergronden	
Autumn	cm +NAP
19-9-1990	219
20-9-1990	221
21-9-1990	197
2-10-1991	198
2-10-1997	195
Spring	
1-4-1994	207
28-3-1987	203
24-3-1989	198
20-3-1995	192
18-3-2007	271

4.1.4.3. Tijdsduur van inundatie in valleien

Een belangrijk onderdeel van dit onderzoek was niet alleen de monitoring van de overstroming van de valleien met zeewater maar ook de monitoring van het verloop van de waterstand in de valleien in de periode na de overstroming. Al snel na de start in oktober 2001 bleek dat de meeste valleien lang geïnundeerd blijven en dat het maaiveld vaak een week na een storm nog niet droogvalt. Dit heeft alles te maken met een hoge grondwaterstand na een stormtij waardoor



infiltratie nauwelijks mogelijk is en daarbij speelt neerslag een grote rol bij de duur van de inundatie. In de praktijk staat in een neerslagrijke herfst een deel van de valleien soms al in september onder water door een hoge grondwaterstand. Deze grondwaterstand is de afgelopen decennia mogelijk ook verhoogd door de aanleg en ontwikkeling van de zeereep en de kustontwikkeling waarbij ook ophoging van het strand plaatsvindt (De Jong et al. 2011). In de periode maart tot half april valt de bodem weer droog. In extreem natte winters is het waarschijnlijk mogelijk dat sommige valleien pas in mei weer droogvallen. De stijging van de grondwaterstand in het onderzoeksgebied in de loop van de tijd als gevolg van neerslag en bodemdaling is uit peilbuismetingen op de NAM locatie af te lezen. [figuur 4.1.23](#) laat een sterke stijging over de periode 1989-2009 zien. De data van deze grafiek zijn niet helemaal ongestoord omdat soms bij hoge waterstanden water weggepompt wordt maar de trend is duidelijk en betrouwbaar. De stijging bedraagt ongeveer 40 centimeter over een periode van 20 jaar (2 cm/j) maar lijkt de laatste jaren te stabiliseren. Deze stijging is iets meer dan de bodemdaling en ook hiervoor zou de ontwikkeling van de zeereep en de kust een oorzaak kunnen zijn (De Jong et al. [hoofdstuk 2.6](#)).



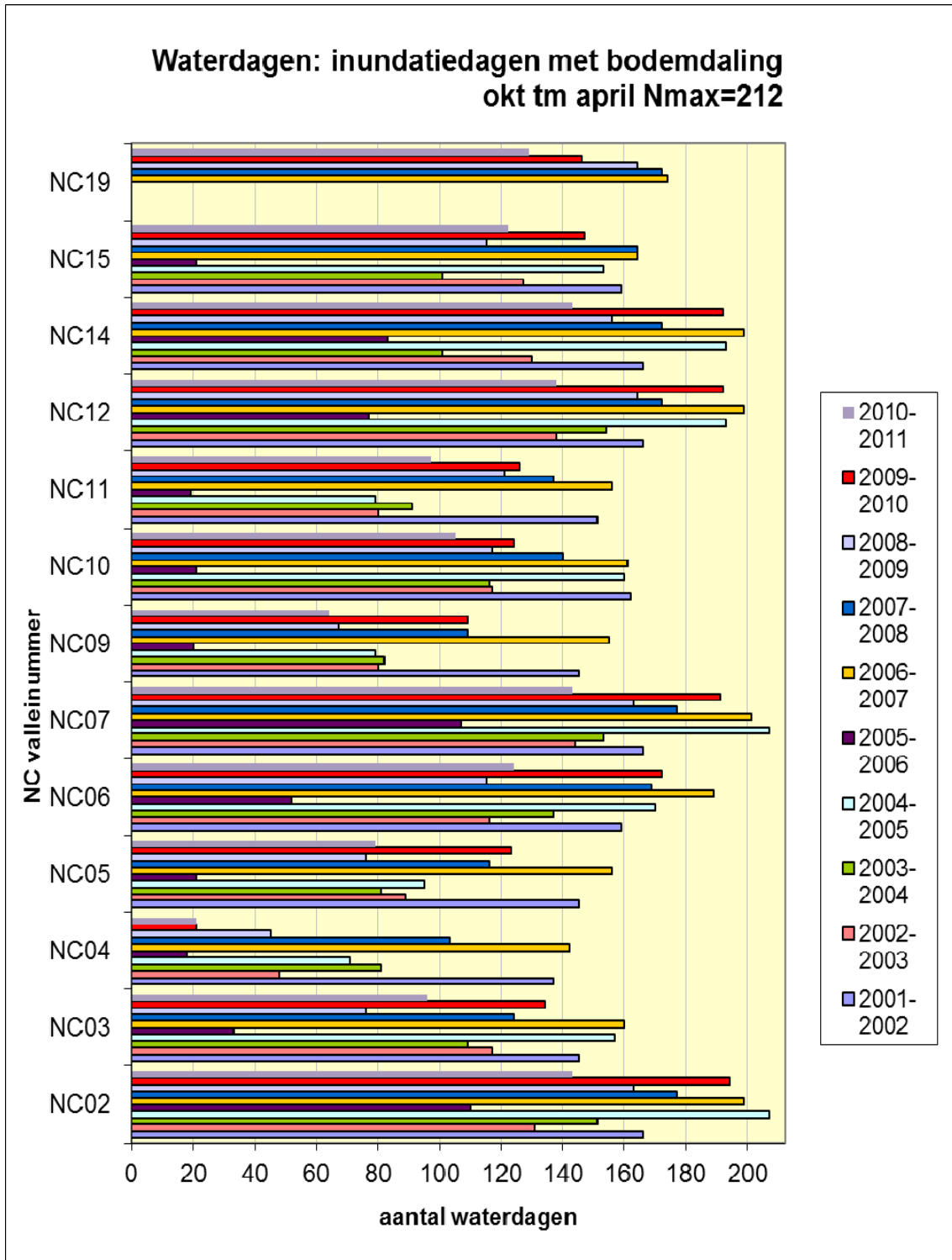
Figuur 4.1.23 Stijging van grondwaterstand bij NAM productie locatie als gevolg van de neerslag en de bodemdaling. Rising of level of groundwater at NAM production site due to rainfall and subsidence.



Tabel 4.1.9 Aantal dagen dat water boven maaiveld staat bij de meetpalen in de periode 1 okt–30 apr (N max = 212 dagen).
Number of days that there is water above ground level at the measuring poles in the period 1 Oct-30 Apr. (N max = 212 days).

Year	NC02	NC03	NC04	NC05	NC06	NC07	NC09	NC10	NC11	NC12	NC14	NC15	NC19
2001-2002	166	145	137	145	159	166	145	162	151	166	166	159	
2002-2003	131	117	48	89	116	144	80	117	80	138	130	127	
2003-2004	151	109	81	81	137	153	82	116	91	154	101	101	
2004-2005	207	157	71	95	170	207	79	160	79	193	193	153	
2005-2006	110	33	18	21	52	107	20	21	19	77	83	21	0
2006-2007	199	160	142	156	189	201	155	161	156	199	199	164	174
2007-2008	177	124	103	116	169	177	109	140	137	172	172	164	172
2008-2009	163	76	45	76	115	163	67	117	121	164	156	115	164
2009-2010	194	134	21	123	172	191	109	124	126	192	192	147	146
2010-2011	143	96	21	79	124	143	64	105	97	138	143	122	129
Max	207	160	142	156	189	207	155	162	156	199	199	164	174
Min	110	33	18	21	52	107	20	21	19	77	83	21	0
Average	164	115	69	98	140	165	91	122	106	159	154	127	131
SD	31	39	47	39	40	30	40	41	41	36	39	43	66

De winters 2004-2005 en 2006-2007 kunnen als de natste worden gekwalificeerd. Deze natte winters worden gescheiden door de tussenliggende droogste winter 2005-2006. Daarmee is de periode herfst 2004 t/m voorjaar 2007 wat de inundatieduur betreft de meest extreme periode.



Figuur 4.1.24 Grafische weergave van het aantal dagen dat er water boven maaiveld staat in 10 opeenvolgende winters. Graphical display of the number of days the ground level is inundated in 10 successive winters.

4.1.4.4. Tijdsduur van inundatie zonder bodemdaling

Teneinde de huidige situatie van langdurige inundaties te kunnen vergelijken met de uitgangssituatie zonder bodemdaling zijn alle gemeten waterstanden van de 10 winters 2001-2011 opnieuw doorgerekend op het aantal dagen water boven maaiveld waarbij de maaiveldhoogtes gecorrigeerd zijn voor de bodemdaling. [figuur 4.1.29](#) laat een voorbeeld zien van een vallei waarbij de gemeten waterstand geprojecteerd is op de maaiveldhoogte zonder bodemdaling. Het aantal dagen inundatie ligt dan veel lager. Alle meetdata van alle valleien zijn op deze wijze op de ongestoorde maaiveldhoogte geprojecteerd en daarbij is het aantal dagen



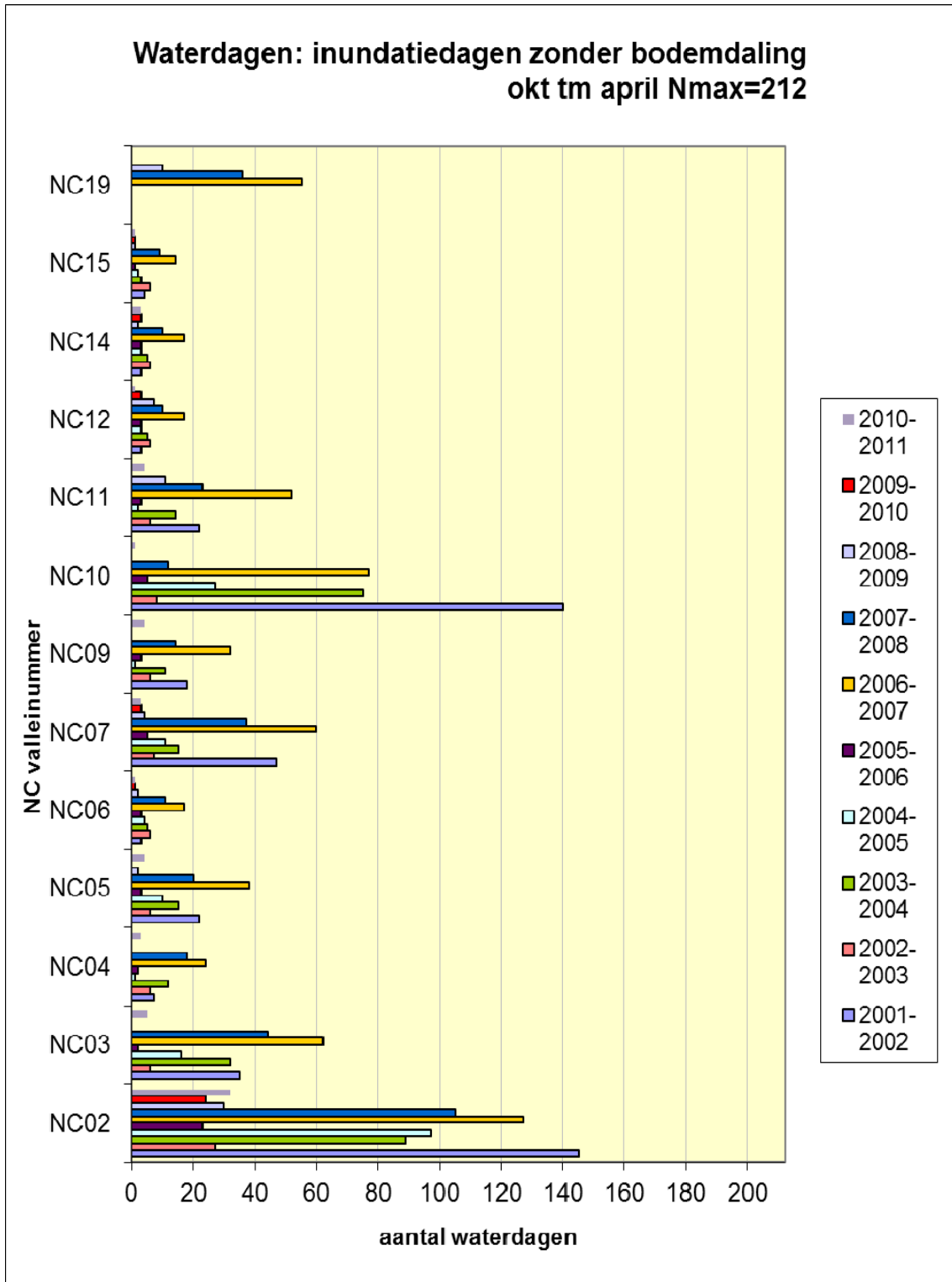
inundatie opnieuw geteld ([tabel 4.1.10](#)). Ten opzichte van de situatie met bodemdaling is het aantal dagen inundatie dan fors lager. Een statistische analyse laat zien (gepaarde t-toets) dat het verschil in inundatieduur met en zonder bodemdaling voor alle valleien significant is ([tabel 4.1.11](#)). Een grafische weergave van het berekende aantal dagen inundatie zonder bodemdaling staat in [figuur 4.1.25](#) gegeven.

Tabel 4.1.10 Aantal dagen dat water boven maaiveld zou staan in de periode 1 okt–30 apr ($N_{max} = 212$ dagen) op de ongestoorde maaiveldhoogte zonder de gemeten bodemdaling.
Number of days that there should be water above ground level in the period 1 Oct-30 Apr. ($N_{max} = 212$ days) on the original ground level without the measured subsidence.

No Subsidence	NC02	NC03	NC04	NC05	NC06	NC07	NC09	NC10	NC11	NC12	NC14	NC15	NC19
2001-2002	145	35	7	22	3	47	18	140	22	3	3	4	
2002-2003	27	6	6	6	6	7	6	8	6	6	6	6	
2003-2004	89	32	12	15	5	15	11	75	14	5	5	3	
2004-2005	97	16	1	10	4	11	1	27	2	3	3	2	
2005-2006	23	2	2	3	3	5	3	5	3	3	3	1	0
2006-2007	127	62	24	38	17	60	32	77	52	17	17	14	55
2007-2008	105	44	18	20	11	37	14	12	23	10	10	9	36
2008-2009	30	0	0	2	2	4	0	0	11	7	2	1	10
2009-2010	24	0	0	0	1	3	0	0	0	3	3	1	0
2010-2011	32	5	3	4	1	3	4	1	4	1	3	1	0
Max	145	62	24	38	17	60	32	140	52	17	17	14	55
Min	23	0	0	0	1	3	0	0	0	1	2	1	0
Average	70	20	7	12	5	19	9	35	14	6	6	4	17
SD	48	22	8	12	5	21	10	47	16	5	5	4	23

Tabel 4.1.11 Toename aantal inundatiedagen in de periode 1 okt–30 apr ($N_{max} = 212$ dagen) door bodemdaling.
Toename inundatieduur alle valleien (oranje waarden) is significant (gepaarde t-toets).
Increase of days of inundation in the period 1 Oct-30 Apr. ($N_{max} = 212$ days) due to subsidence.
Increase in duration of inundation is significant in all valleys (orange values, paired t-test).

Difference	NC02	NC03	NC04	NC05	NC06	NC07	NC09	NC10	NC11	NC12	NC14	NC15	NC19
2001-2002	21	110	130	123	156	119	127	22	129	163	163	155	
2002-2003	104	111	42	83	110	137	74	109	74	132	124	121	
2003-2004	62	77	69	66	132	138	71	41	77	149	96	98	
2004-2005	110	141	70	85	166	196	78	133	77	190	190	151	
2005-2006	87	31	16	18	49	102	17	16	16	74	80	20	0
2006-2007	72	98	118	118	172	141	123	84	104	182	182	150	119
2007-2008	72	80	85	96	158	140	95	128	114	162	162	155	136
2008-2009	133	76	45	74	113	159	67	117	110	157	154	114	154
2009-2010	170	134	21	123	171	188	109	124	126	189	189	146	146
2010-2011	111	91	18	75	123	140	60	104	93	137	140	121	129
Max	170	141	130	123	172	196	127	133	129	190	190	155	154
Min	21	31	16	18	49	102	17	16	16	74	80	20	0
Average	94	95	61	86	135	146	82	88	92	154	148	123	114
SD	41	32	41	32	38	29	33	45	33	34	38	41	57



Figuur 4.1.25 Grafische weergave van het aantal dagen dat er water boven maaiveld zou hebben gestaan zonder de gemeten bodemdaling in 10 opeenvolgende winters (tabel 4.1.10).
Graphical display of the number of days the ground level should have been inundated in 10 successive winters without the measured subsidence (table 1.10).



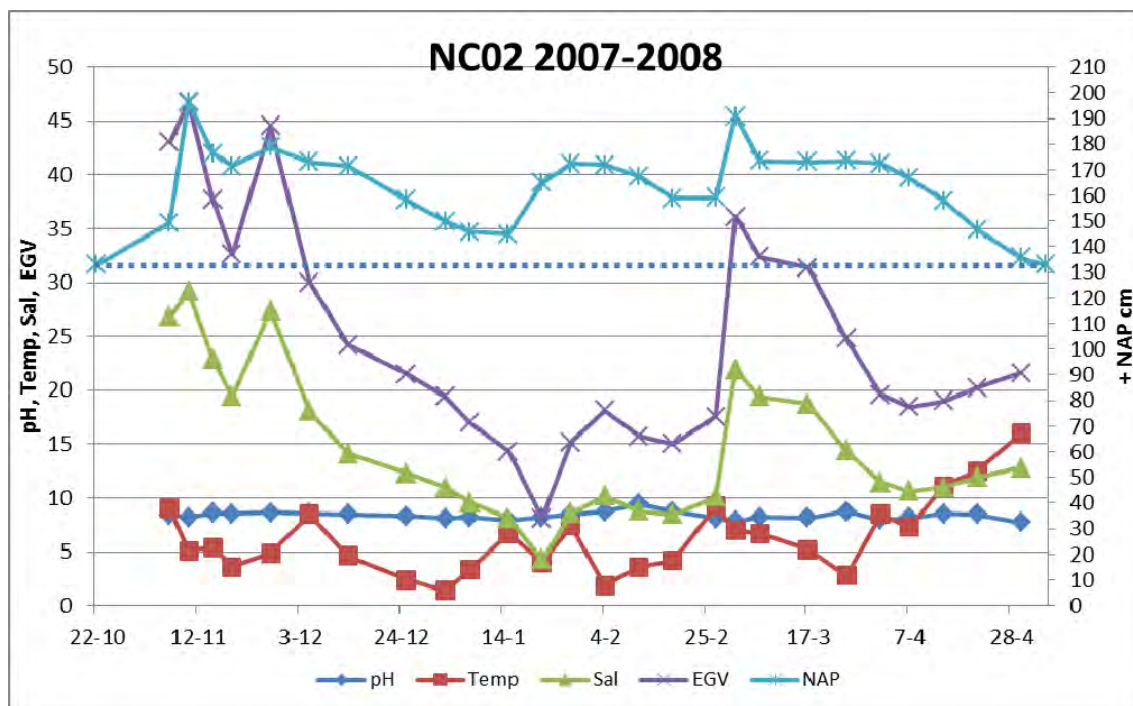
4.1.5. Waterkwaliteit boven maaiveld

4.1.5.1. Zoutgehalte

Gedurende de onderzoeksperiode is het zoutgehalte van het oppervlaktewater wekelijks gemeten. Uiteraard is dit gehalte het hoogst tijdens een overstroming met zeewater. Zeewater rond Ameland heeft een promillage van ongeveer 31. De maximaal gemeten waarde in de valleien was 28,6 ‰ in vallei NC02 op 9 oktober 2003. Op dat moment was er nog geen of nauwelijks grondwater boven maaiveld voor verdunning van het instromende zeewater. Hoe hoog het zoutgehalte stijgt na overstroming hangt uiteraard af van de mengverhouding tussen het in een vallei reeds aanwezige water en het aankomende zeewater. Voor alle valleien geldt dat na overstroming met zeewater vervolgens een 'wisselwerking' ontstaat tussen infiltratie en neerslag die de saliniteit geleidelijk weer doet dalen. Tot eventueel weer een overstroming met zeewater volgt of tot de waterstand in het voorjaar onder maaiveld zakt.

4.1.5.2. Andere parameters van het inundatiewater

Tijdens de waterstandmeting bij de meetpalen zijn naast het zoutgehalte ook de pH, temperatuur en EGV bepaald. Deze reeksen worden nu niet verder uitgewerkt omdat ze waarschijnlijk een minder belangrijke rol spelen ten opzichte van de met inundatieduur samenhangende factoren als zuurstofgehalte in de bodem en zoutgehalte op kwetsbare momenten voor de vegetatie. Een voorbeeld van het verloop van de diverse meetwaarden in een winter voor een vallei staat in [figuur 4.1.26](#) weergegeven.



Figuur 4.1.26 Verloop van meetwaarden in vallei NC02 in de winter 2007-2008. Er zijn in die periode 7 inundaties met zeewater. Het maaiveld ligt op 132 cm +NAP.
View of measured data in valley NC02 in winter 2007-2008. There are 7 inundations with seawater that period. The ground level is at 132 cm +NAP.



4.1.6. Vegetatieverandering

4.1.6.1. Duindoornsterfte en duindoorngroei

Op zoek naar een verklaring van de in 1994 geconstateerde duindoornsterfte als gevolg van een gebeurtenis in de periode 1989-1992 (Slim, 1997) in een aantal valleien is in eerdere rapportages geconstateerd dat verzilting en overstroming met zeewater geen duidelijke verklaring bieden.

Ook tijdens deze onderzoeksperiode is geconstateerd dat duindoorns rond de valleien regelmatig 'kopje onder' gaan in zeewater en desondanks tot nu geen sterfte laten zien (figuur 4.1.27). Ook de overstroming met zeewater vroeg in de herfst of laat in het voorjaar geeft geen duidelijke verklaring (tabel 4.1.8) voor de sterfte in de periode 1989-1992. Dergelijke vroege en late overstromingen hebben tijdens dit onderzoek althans niet tot sterfte geleid en er is dus geen reden om aan te nemen dat hier de verklaring van de sterfte ligt. Ook de late voorjaarsoverstroming van 1 april 1994 kwam te laat om de sterfte te verklaren, toen waren de struiken al dood. Van een sterke verzilting van het grondwater in de periode 1991-2004 is ook geen sprake (De Vlas, 2005).



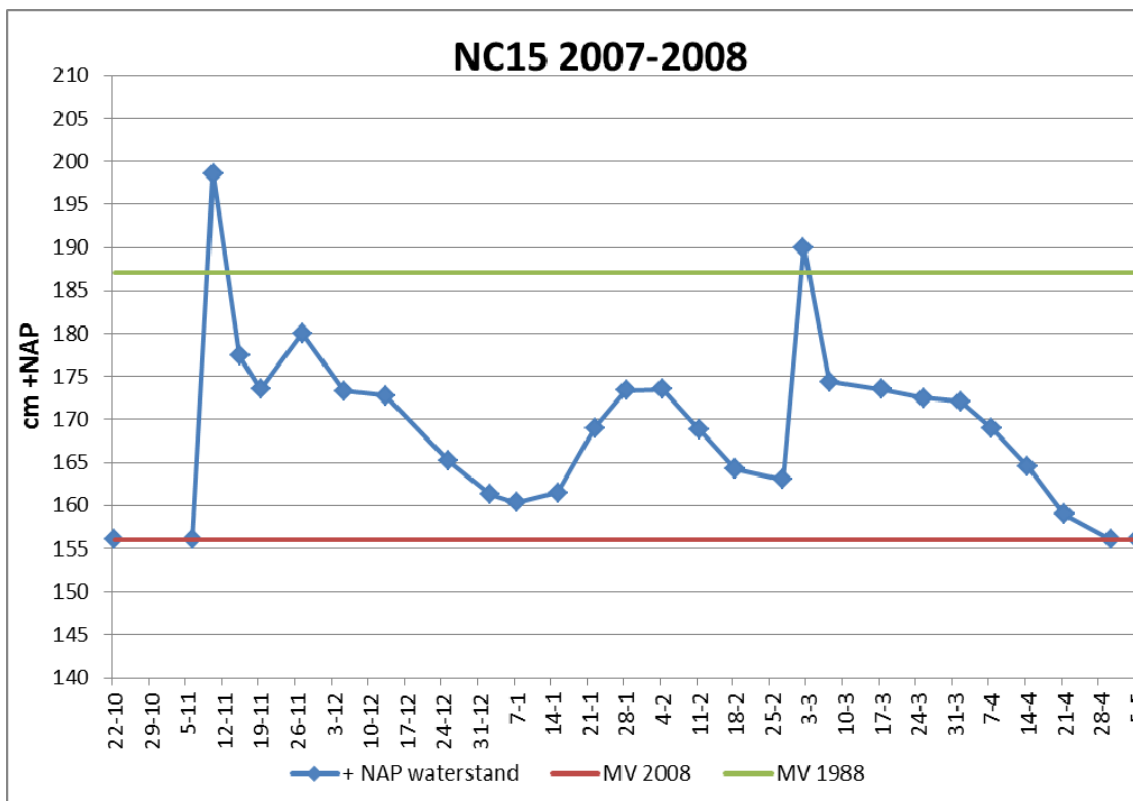
Figuur 4.1.27 *Opdrijfsel in de kruin van vitaal duindoornstruweel langs rand van vallei bij meetpunt NC06 (11-2-2004). Flood material in top of vital Sea buckthorn bush at the edge of valley near measuring pole NC06.*

De sterfte vond vooral plaats op de bodem van de valleien en uit hoogteligging van deze bodems blijkt ze allemaal binnen een smalle range van +NAP 135 cm tot +NAP 157 cm liggen (meting 2001). Hoewel er momenteel sprake is van enige compensatie van de bodemdaling door natuurlijke processen (dit hoofdstuk) moet bij een bodemdaling van 33 cm in 2011 toch rekening worden gehouden met vernatting door relatief stijgend grondwater.

Als voorbeeld van een reconstructie tot het meer oorspronkelijke maaiveld van 1988 is hier gekozen voor vallei NC15. In deze vallei is duidelijk duindoornsterfte opgetreden. In figuur 4.1.29 is de waterstandmeting van 2007-2008 weergegeven bij een gemeten maaiveldhoogte van 157 cm +NAP. In combinatie met neerslag resulteert dit in inundatie van de vallei in de periode 9 november december tot 24 april. Een periode van ruim 4,5 maand aaneengesloten met veelal 10-15 cm water boven maaiveld.



Figuur 4.1.28 In de periode 1989-1992 gestorven duindoorns in geïnundeerde vallei bij meetpunt NC15 (21-01-2004).
Dead Sea buckthorns which died in the period 1989-1992 in inundated valley NC15 (21-01-2004)



Figuur 4.1.29 Simulatie maaiveld (MV) 1988 in grafiek van waterstanden bij meetpunt NC15 in winter 2007-2008.
Simulation of the ground level (MV) of 1988 in the measured water levels at pole NC15 in the winter 2007-2008.



Indien uitsluitend met de factor bodemdaling rekening gehouden zou worden dan zou het maaiveld in vallei NC15 in 1988 31 cm hoger hebben gelegen ten opzichte van 2008. De groene lijn op een maaiveldhoogte van 187 cm +NAP in [figuur 4.1.29](#) geeft deze situatie aan. Bij een dergelijke maaiveldhoogte zou overstroming waarschijnlijk slechts tweemaal hebben plaatsgevonden en zou de inundatie korter dan 1 week hebben geduurd.

De valleien met duindoornsterfte betroffen NC03, NC04, NC05, NC09, NC11, NC12, NC14 en NC15. De duur van inundatie is in al deze valleien fors toegenomen en dit lijkt de sterfteoorzaak van destijds te zijn geweest. Een verdere ondersteuning hiervoor valt in het veld te zien. Naast de dode duindoorns in de diepste delen van de valleien valt op dat juist op de rand van de valleien een sterke vestiging en groei van nieuwe duindoorns heeft plaatsgevonden. Opvallend is dat dit gebeurd is en nog gebeurt op een niveau dat slechts zo'n 10–30 cm boven het langdurige inundatieniveau ligt. Deze afstand betreft dan het niveau waar de stam het maaiveld raakt, zodat de wortelzone ongeveer 10–30 cm redelijk droge bodem heeft en dan in langdurige onderdompeling terecht zal komen. Deze ondiep wortelende duindoorns hebben tijdens het begin van de bodemdaling waarschijnlijk ook op de valleibodems gestaan en deze zijn vervolgens geconfronteerd met een toenemende inundatieduur waardoor ze zijn gestorven. Op [figuur 4.1.28](#) is zichtbaar dat de dode duindoorns uit 1989-1992 op een plaats staan die tenminste sinds de winter 2001-2002 meerdere maanden is geïnundeerd (vallei NC15). De duindoorns zouden zich nooit gevestigd hebben onder dergelijke omstandigheden en waren dus reeds aanwezig voor deze langdurige inundaties door bodemdaling begonnen. Waarschijnlijk is de wortelzone van deze struiken 1 of 2 jaar voorafgaand aan de in 1994 geconstateerde sterfte door het water verstikt. Op dat moment bedroeg de bodemdaling op deze plaats 11 cm.



*Figuur 4.1.30 Nieuwe vitale vestiging van duindoorn aan bovenrand van vallei NC06 (11-2-2004).
New vital settlement of Sea buckthorn at upper edge of valley NC06 (11-2-2004).*

4.1.6.2. Vegetatieverandering in vallei NC02

Duidelijk is te zien hoe de vegetatie op sommige plaatsen aan het veranderen is. Op zich is die verandering zeer waarschijnlijk toe te schrijven aan de geleidelijke vernatting en verzilting door bodemdaling in de valleien. En op sommige plekken langs de zeereep door instuiving van strandzand. Dit wordt door Alterra onderzocht in de monitoring van de valleivegetaties (dit rapport). De in dit onderzoek gemeten data en inundatieduur worden daarbij in een multivariatieanalyse betrokken. Maar een extreme gebeurtenis zoals in het voorjaar van 2007 zorgt dan voor een plotselinge omslag. Deze bestond uit een forse inundatie met zeewater op 18 maart 2007 met een zeer hoge waterstand van +NAP 271 cm bij het getijstation Wierumergronden ([tabel 4.1.7](#)). Hierbij werden alle valleien met zeewater geïnundeerd. Daarna



volgde een extreem lange periode zonder neerslag waardoor met name de valleien NC02 en NC06 droog vielen met een zoutkorst veroorzaakt door de hoge saliniteit. Na de inundatie op 18 maart duurde het tot 7 mei voor er weer neerslag viel. In de periode van ruim een maand tussen 18 maart 2007 toen het stormtij binnenliep en het droogvallen op 24 april 2007 werd bij NC02 steeds een saliniteit boven 25 ‰ gemeten. In vallei NC02 en NC06 leidde dit tot vrijwel totale sterfte van de vegetatie die voor een groot deel uit Fioringras bestond waarna later dat jaar een veel ziltere kweldervegetatie terugkwam. Voorjaar 2011 was zichtbaar dat Fioringras aan een comeback bezig is maar dat de zilte soorten ook definitief voet in de grond hebben gekregen. In de laagste delen groeit nu permanent Heen (*Scirpus maritimus*) en Zeekraal (*Salicornia europaea*). Verder is er een zonering te zien van Zilte rus (*Juncus gerardii*), Zilverschoon (*Potentilla anserina*) en Rode ogentroost (*Odontites vernus*) in de richting van de hogere duinen rondom de vallei. Kortom, een klassiek beeld van een overgang van een kwelder naar een duinvoet.



*Figuur 4.1.31 Panoramabeeld van vallei NC02 op 25 april 2007. Duidelijk zichtbaar is de afgestorven vegetatie met een kale bodem als resultaat.
Panorama view of valley NC02 on 25 April 2007. Clearly visible is the dead vegetation and bare ground.*



*Figuur 4.1.32 Panoramabeeld van vallei NC02 op 25 september 2008. Er heeft zich een kweldervegetatie gevestigd met Zeeaster (*Aster tripolium*) in het midden (laagste) en rondom een zonering van Schorrekruid (*Suaeda maritima*) en Zilverschoon (*Potentilla anserina*).
Panoramaview of valley NC02 on 25 September 2008. A saltmarsh vegetation settled with Sea-aster in the middle (lowest) and a zone of Common seablite and Silverweed.*



*Figuur 4.1.33 Panoramabeeld van vallei NC02 op 20 juli 2010. In het midden van de vallei (laagste) groeit Heen en Fioringras. Daaromheen een zonering van Zilte rus en op de overgang naar de duinen groeit een gordel van Zilverschoon.
Panoramaview of valley NC02 on 20 July 2010. In the middle (lowest) Sea clubrush and Creeping bentgrass. Around that a zone of Saltmarsh rush and on the edge to the dunes a zone of Silverweed.*



4.1.7. Conclusies

- De door Schouten voorspelde sterke stijging van het aantal overstromingen met zeewater door bodemdaling is niet opgetreden. De trend is wel stijgend waarbij het jaarlijkse aantal inundaties met zeewater ruwweg toeneemt van 3 in 1987 naar 5 in 2010.
- In de valleien die het dichtst langs de zeereep liggen vindt compensatie van de bodemdaling plaats door instuiving van strandzand. Deze ophoging bedraagt 5,3 mm/j in de periode 2001-2011.
- In verder van de zeereep verwijderde valleien vindt enige compensatie van de bodemdaling plaats door bodemvorming door de vegetatie. Deze ophoging bedraagt gemiddeld 2,3 mm/j bij de in dit onderzoek gebruikte meetpalen waarbij niet bij alle palen een ophoging van het maaiveld zichtbaar is. Bij analyse van een langere reeks (1989-2009) data waarbij gebruik is gemaakt van maaivelddata bij peilbuizen in valleien in hetzelfde gebied, is sprake van een ophoging van 4,4 mm/j. Een zandige verhoging daarentegen laat juist erosie zien, waarschijnlijk door golfslag tijdens inundaties.
- De tijdsduur van inundatie van de onderzochte valleien is sinds het begin van de gaswinning fors toegenomen. In het merendeel van de valleien staat in 1986 een enkele week een weinig water boven het maaiveld na een stormtij. In deze onderzoeksperiode 2001-2011 is dit vrijwel iedere winter gedurende meerdere maanden het geval met veelal decimeters water boven maaiveld. Hieruit blijkt dat de bodemdaling in de valleien tot nu toe beperkt is gecompenseerd.
- Kortdurende overspoeling van duindoorns met zeewater leidt niet tot aantasting van de struiken.
- De sterfte begin negentiger jaren van duindoorns in valleien is zeer waarschijnlijk veroorzaakt door langere inundatie van de wortelzone op het moment dat de bodemdaling ongeveer 11 cm bedroeg.
- Er heeft sinds de sterfte van de duindoorns op de valleibodems een sterke nieuwe vestiging van Duindoorn plaatsgevonden op de rand van meerdere valleien. Deze vestiging en uitgroei van duindoornstruweel op de bovenranden van meerdere valleien is nog steeds gaande.
- In vallei NC02 heeft in 2007 een spectaculaire vegetatieverandering plaatsgevonden. Na een erg hoog stormtij op 18 maart viel de vallei op 24 april droog zonder dat het in die periode had geregend waardoor het zoute water (saliniteit 25 ‰) voor een totale sterfte van de door Fioringras gedomineerde vegetatie zorgde. Later dat jaar kiemden diverse soorten kwelderplanten en sindsdien is er sprake van een kweldervegetatie.



4.1.8. Literatuur

Dobben, H.F. van, & P.A. Slim. 2011. Past and future plant diversity of a coastal wetland driven by soil subsidence and climate change. *Climatic Change*, 2011. Springerlink.com

Eysink, W.D., N. Dankers, K.S. Dijkema, H.F. van Dobben, C.J. Smit & J. de Vlas. 2000. Monitoring effecten van bodemdaling op Ameland-Oost; Evaluatie na 13 jaar gaswinning. Begeleidingscommissie Monitoring Bodemdaling Ameland. Assen, 2000.

Jong, B. de, P.A. Slim, M. Riksen & J. Krol, 2011. Ontwikkeling van de zeereep onder dynamisch kustbeheer op Oost-Ameland; onderzoek naar de bijdrage van duinbeheer op de kustveiligheid. Alterra rapport 2152, Wageningen.

Meijden, R. van der, 2000. Bedreigde en kwetsbare vaatplanten in Nederland. *Gorteria* 26-4. Nationaal Herbarium Nederland, Leiden.

Schouten, D, 1999. Overstromingsrisico duinvalleien Ameland-Oost. NAM, Assen.

Slim, P.A., 1997. Vooronderzoek duindoornsterfte duingebied Oost-Ameland, Rapport 307, IBN, Wageningen.

Vlas, J. de, 2005. Monitoring effecten van bodemdaling op Ameland-Oost; Evaluatie na 18 jaar gaswinning. Begeleidingscommissie Monitoring Bodemdaling Ameland. Assen, 2005.

Wiertz, J. 1992. De grondwaterkwaliteit in enkele duinvalleien op Oost-Ameland in 1990-1991. IBN-DLO, Wageningen.

Weeda, E.J., Westra, R., Westra, C. & T. Westra, 1987. Nederlandse oecologische flora; wilde planten en hun relaties. Deel 2. IVN, Amsterdam.

Adres auteur:
Natuurcentrum Ameland
Johan Krol
Postbus 60
NL-9163ZM Nes Ameland
Tel. 0031(0)519-542737
Mail. natuurcentrum.jkrol@planet.nl





4.2. Bodemvorming in Duinvalleien op Ameland-Oost en referentiegebieden

Ab Grootjans en Wilmer Woudwijk

Inhoudsopgave

Voorwoord	210
Samenvatting/Summary	211
4.2.1. Inleiding	213
4.2.2. Onderzoeksopzet en gebiedsbeschrijving	215
4.2.2.1. Algemene onderzoeksopzet	215
4.2.2.2. Selectie van onderzoeksgebieden	215
4.2.2.3. Karakterisering van de vegetatie	215
4.2.2.4. Vaststelling van de leeftijd van monsterplekken	216
4.2.2.5. Monstername en analyse	216
4.2.2.6. Statistische analyse	217
4.2.2.7. Analyse van gemeten grondwaterstanden	217
4.2.2.8. Correctie voor bodemdaling	217
4.2.3. Onderzoek in referentiegebieden	218
4.2.3.1. Chronosequence Terschelling (Koegelwieck)	218
4.2.3.2. Chronosequence Schiermonnikoog (Kapenglop)	218
4.2.3.3. Invloed van de vegetatie op de organische stof stapeling in de bodem	219
4.2.4. Onderzoek in het bodemdalingsgebied op Ameland	224
4.2.4.1. Organische stofophoping in de jonge valleien van Het Oerd	224
4.2.4.2. Organische stofophoping in de oudere valleien	224
4.2.5. Vergelijking van Ameland met referenties elders op de Waddeneilanden	226
4.2.6. Vergelijking met Newborough Warren (Wales; Jones et al. 2008)	228
4.2.7. Conclusies en aanbevelingen	229
4.2.8. Literatuur	230



Voorwoord

Dit hoofdstuk rapporteert over een door een master-student van de Rijksuniversiteit Groningen (Milieukunde) uitgevoerd onderzoek (Wilmer Woudwijk). Het onderzoek betreft de mogelijke invloed van bodemdaling op de snelheid van organische stofopbouw in natte duinvalleien. De organische stofopbouw in duinvalleien van het bodemdalingsgebied "Het Oerd" op Ameland is in het lopende onderzoek niet gemeten. Daarom is geprobeerd een vergelijking te maken met goed gedocumenteerde monitoringsonderzoeken naar organische stofopbouw in herstelprojecten in duinvalleien die niet door bodemdaling zijn beïnvloed. Verwacht werd dat door de bodemdaling de bodem van de valleien in Het Oerd natter zouden worden en dat door stagnatie van oppervlaktewater de bodem meer zuurstofloos zou worden. Dat zou dan betekenen dat dood materiaal minder snel wordt afgebroken, de hoeveelheid organische stof in de bodem zou toenemen en de bodem ook in geringe mate zou ophogen. Het onderzoek dat hier gepresenteerd wordt poogt op deze vragen een antwoord te geven.



Samenvatting/Summary

In 1986 begon de Nederlandse Aardolie Maatschappij (NAM) met de winning van aardgas op Ameland. Sindsdien werd een bodemverlaging van 20-30 cm gemeten in "Het Oerd", een gebied met veel duinvalleien, met als gevolg dat de inundaties met grondwater en zeewater toenamen. Verwacht werd dat daardoor de ophopingsnelheid van de organische stof in de bodem zou toenemen door het vaker voorkomen van zuurstofloze omstandigheden. Om de invloed van de bodemdaling op de ophopingsnelheid van organische stof in de bodem vast te stellen, werd gekozen voor een vergelijking met 22 gebieden waar geen bodemdaling had plaats gevonden. Op Ameland werden 7 plekken geselecteerd. In totaal werden 135 bodemonsters genomen en geanalyseerd op organische stofgehalte en pH. De 'referenties' lagen in duinvalleien op Texel, Terschelling, Vlieland en Schiermonnikoog en waren geselecteerd vanwege een goede kennis omtrent geschiedenis van de organische stofopbouw, zuurgraad en hydrologische omstandigheden. Om de snelheid van de organische stofopbouw te schatten werd gebruik gemaakt van zgn 'chronosequences' (vergelijkbare plekken die verschillen in ontwikkelingsgeschiedenis). Het grondwater regime van de monsterplekken werd geanalyseerd met het computer model Menyanthes.

Een vergelijking van de chronosequences van Schiermonnikoog en Terschelling laat zien dat de organische stof stapeling in relatief productieve valleien (bos) op Schiermonnikoog bijna twee keer zo hoog is dan in een laag productieve vallei (Cranberry heide) op Terschelling. Verdere aanwijzingen dat de productiviteit van vegetaties zeer bepalend is voor de snelheid van organische stofopbouw, is de extreem lage organische stofopbouw in valleien die door de zeer laag productieve soort Oeverkruid wordt gedomineerd. Kenmerkende duinvalleivegetaties met veel Rode Lijstsoorten, gedomineerd door Knopbies, hadden een hogere opbouwsnelheid van organische stof. De hoogste waarden werden gevonden in vegetaties die gedomineerd werden door hoogproductieve wilgenstruwelen of door hoog opgaand Riet. Door zoet water beïnvloede valleien op Ameland hadden een vergelijkbare organische stofopbouw als vergelijkbare valleien op Terschelling. Door brakwater beïnvloede valleien van Het Oerd hadden echter een duidelijk lagere organische stofopbouw dan hoogproductieve zoete referenties op andere eilanden. Het is waarschijnlijk dat sulfaat reductie als gevolg van langdurige inundaties met sulfatrijk oppervlaktewater de decompositie van organische stof in de bodem hebben versneld. Bodemdaling heeft dan ook waarschijnlijk eerder een vertragende dan een stimulerende invloed op de ophoping van organische stof in de bodem.

In 1986 the Nederlandse Aardolie Maatschappij (NAM) started gas production on the Wadden Sea island of Ameland. Since then a soil subsidence of 20 to 30 cm was measured in a dune slack area "Het Oerd". As a consequence longer inundations of combination of sea- and groundwater occurred. The expectation was that soil subsidence would accelerate the accumulation rate of soil organic matter through the increase of anaerobic circumstances. In order to assess the impact of soil subsidence on organic matter accumulation we also studied 22 study sites where no soil subsidence had occurred. Seven study sites were selected on Ameland. The reference sites were located in dune slacks on Texel, Terschelling, Vlieland en Schiermonnikoog. They were selected when a good knowledge was available on history of the slack, accumulation rates of organic matter, pH and hydrological conditions. In total 135 soil samples were taken in the field and analysed (organic matter content and pH). To determine the accumulation rate of soil organic matter soil chronosequences were used (comparable sites that differ in development stage). The groundwater regime was analysed with the computer program Menyanthes. Average groundwater levels and inundation duration were simulated for a period of 25 years (1985 – 2010).

A comparison of the chronosequences of Schiermonnikoog and Terschelling showed that on Schiermonnikoog accumulation rates of soil organic matter in the more productive (forest) sites were almost twice as high as the low productive Cranberry heaths of Terschelling. Further evidence that the productivity of the vegetation was decisive for the accumulation rates of organic matter was found in sites dominated by *Littorella uniflora*, where almost no organic matter had accumulated, even after 90 years. *Littorella uniflora* is a very small low and very low productive pioneer species. Sites of a typical dune slack species with many Red List species, dominated by *Schoenus nigricans* had a higher accumulation rate. The highest accumulation rates were found in sites dominated by shrubs (*Salix repens*) and tall reed (*Phragmites australis*). Fresh water influenced sites in Het Oerd had a similar accumulation rate of organic



matter as Terschelling. The brackish study sites in the Eastern part of Het Oerd had, however, a significant lower accumulation rate compared to references with a high productive vegetation. It is likely that sulphate reduction due to prolonged inundations with sulphate rich surface water had stimulated decomposition processes in the soil. Therefore, soil subsidence appears to reduce accumulation rates in dune slacks instead of stimulating accumulation of organic matter.



4.2.1. Inleiding

In natte duinvalleien is de ontwikkeling van de hoeveelheid organische stof in de tijd heel belangrijk voor het verloop van de vegetatieontwikkeling en daarmee ook voor de instandhouding van bedreigde duinvalleisoorten. Veel van die Rode-Lijstsoorten zijn namelijk kenmerkend voor beginstadia van de vegetatie in duinvalleien en zijn gebonden aan een lage beschikbaarheid van voedingsstoffen en een hoge pH (Grootjans et al. 1995, Lammerts & Grootjans 1998).

Een snelle toename van organische stof in de bodem betekent tevens dat de totale voorraad voedingsstoffen van stikstof en fosfaat snel toeneemt, want meer dan 90% van de totale N en P voorraad in de bodem is vastgelegd in de organische stof laag. Duinvalleivegetaties zijn, met uitzondering van de eerste ontwikkelingsstadia (< 5 jaar oud), stikstof gelimiteerd (Lammerts et al. 1998). Dit betekent ook dat duinvalleivegetaties al vrij snel in hun ontwikkeling sneller kunnen groeien als gevolg van de relatief hoger atmosferische stikstof depositie in het duingebied (15-20 kg N/ha/jaar; Sival & Strijkstra-Kalk, 1999). En door meer ontwikkeling van biomassa neemt ook de productie van dood organisch materiaal toe (Kooijman et al 1998).

Sturende factoren voor de accumulatiesnelheid van organische stof

De snelheid van organische stofontwikkeling in de bodem is globaal afhankelijk van het klimaat, de hydrologische omstandigheden en van het bodem- en vegetatietype (Jones et al. 2008). Klimaat, hydrologie en bodemtype bepalen vooral hoe snel de bodem verzuurt en hoe nat de bodem is. De voedingstoestand bepaalt vooral welk vegetatietype zich kan ontwikkelen.

De hoeveelheid organische stof die zich in een bodem ophoopt is de resultante van de hoeveelheid dood materiaal die door de vegetatie aan de bodem wordt toegevoegd (bladeren, wortels, stengels) en van de hoeveelheid organisch materiaal die door afbraak (mineralisatie) uit het systeem verdwijnt. Hoe hoger de productiviteit van een vegetatie, hoe hoger de productie van dood materiaal. De afbraak van dit dode materiaal wordt onder meer bepaald door het hydrologische regime en door de zuurgraad van de bodem.

Vrijwel alle duinvalleien staan in de natte periode onder water en vallen in de zomer droog. Maar welke vegetatie zich kan vestigen wordt bepaald door hoe lang de vallei onder water staat en ook hoe lang hij droog valt. Hoge grondwaterstanden in de winterperiode veroorzaken langdurige zuurstofloze omstandigheden in de wortelzone. Alleen vegetaties die daaraan zijn aangepast kunnen dit overleven. De vegetatie van jonge duinvalleien ('pionier' vegetaties), met meestal veel Rode-Lijstsoorten zijn uitstekend aangepast aan het langdurig onder water staan in de winter en het vroege voorjaar, maar langdurige inundaties gedurende de zomer zijn heel nadelig. Langdurige inundatie in de natte periode kan leiden tot een versnelde accumulatie van organische stof, omdat de microbiële omzetting (mineralisatie) wordt geremd door zuurstofloze omstandigheden. Dit is vooral het geval wanneer het grond of oppervlaktewater relatief kalkarm, (en dus zuur) is. Een hoger zuurgraad (dus lage pH) remt de mineralisatie nog meer dan zuurstofloze omstandigheden. De accumulatiesnelheid van organische stof neemt dus snel toe indien alleen infiltratiesituaties bestaan waarbij regenwater in de vallei blijft staan en langzaam door de bodem wegstroomt. Indien er daarentegen voldoende kalkrijk grondwater door de vallei stroomt blijft de zuurgraad laag en kan de mineralisatie van dood organisch materiaal hoog zijn. Dus grondwater gevoede valleien stapelen daardoor gemiddeld minder snel organisch materiaal dan infiltratievalleien (Lammerts et al. 1995). Dit wordt anders wanneer de vallei ook zomers permanent nat blijft. Dan kan in sommige gevallen veenvorming optreden wanneer het grondwater zeer arm is aan sulfaat, veel ijzer of kalk bevat en wanneer er een productieve vegetatie, zoals Riet, aanwezig is die zeer veel dood materiaal produceert.

Wat is een chronosequence?

Omdat de bodemontwikkeling relatief traag verloopt (vele jaren tot vele decennia), wordt bij het bestuderen van zulke bodemprocessen vaak gebruik gemaakt van zogenaamde 'chronosequences' (Stevens & Walker 1970, Walker & del Moral 2003). Een chronosequence is een serie plekken in het landschap die een zelfde uitgangssituatie hebben gekend, maar die door verschil in leeftijd verschillen in bodemvorming. Plekken in een duinvallei die op verschillende momenten zijn geplagd vormen dus een vrij ideale chronosequence (Berendse et al. 1988). Wanneer we alle verschillende stadia op hetzelfde moment bemonsteren, krijgen we inzicht in een proces die zich over meerdere decennia heeft afgespeeld. Verschillende duinvalleien die



allemaal op een min of meer vergelijkbare manier zijn gevormd, maar verschillen in leeftijd, kunnen ook als een chronosequence worden beschouwd (Olf et al. 1993, Sival 1996, Jones et al. 2010), maar het is hier veel minder zeker dat de bodemvorming ook niet door andere landschapsprocessen worden beïnvloed. In het huidige onderzoek gebruiken we beide typen chronosequences. De tijdschaal die we hierbij hanteren is maximaal 120 jaar. In de meeste gevallen hebben we de valleien ook nog in de tijd gevolgd, zodat we althans in een tijdsbestek van 15-20 jaar kunnen controleren of veronderstelde processen ook verlopen zoals de chronosequence verondersteld.

Compensatie van bodemdaling door organische stof stapeling?

Bij een bodemdaling zoals op Ameland zal de overstromingsduur in de valleien worden verhoogd (van Dobben & Slim 2011) en kan de vegetatie eventueel ook 's zomers langer onder water staan. Men zou dus kunnen verwachten dat de accumulatie van organische stof versneld wordt, vooral in situaties waar een hoogproductieve vegetatie aanwezig is. Om te onderzoeken of dit ook werkelijk het geval is hebben we geprobeerd de accumulatiesnelheden in de valleien van Oost-Ameland te reconstrueren en te vergelijken met de ontwikkeling van de organische stof in valleien die niet door een bodemdaling worden beïnvloed, zoals op Texel, Terschelling, Vlieland, en Schiermonnikoog.

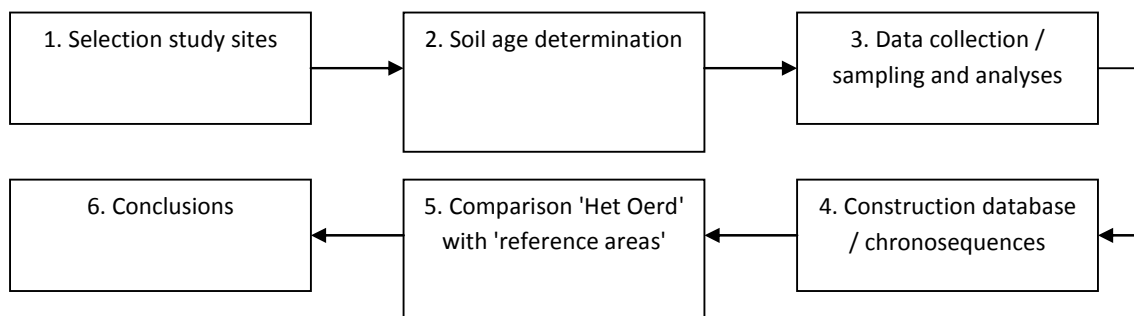
In ons onderzoek zullen we de gemeten hoeveelheden organische stof relateren met de leeftijd van de vallei, pH van de toplaag (0-10cm) die op hetzelfde moment is gemeten als de organische stof, en met het verloop van de grondwaterstand over tien jaar.



4.2.2. Onderzoeksopzet en gebiedsbeschrijving

4.2.2.1. Algemene onderzoeksopzet

Binnen het bodemdalingsgebied werden op Ameland een aantal valleien van verschillende ouderdom geselecteerd (Wiertz 1990). Op de andere Waddeneilanden werden eveneens valleien geselecteerd, waar langjarige monitoringsonderzoeken werden uitgevoerd door de Rijksuniversiteit Groningen (Everts et al. 2004). Ook hier werd de leeftijd van de valleien of het tijdstip van plaggen vastgesteld (figuur 4.2.1). In al deze valleien werden in 2010 de pH en de hoeveelheid organische stof (in kg/m²) bepaald. Gegevens over het grondwaterregime werden verzameld uit de archieven van Natuurbeschermingsorganisaties en deze werden middels een hydrologisch model (Menyanthes; Von Asmuth et al. 2010) gesimuleerd over een vergelijkbare periode van 25 jaar (1985-2010). Gebruikte grondwaterstands variabelen waren gemiddelde inundatieduur (GI) en gemiddelde laagste grondwaterstand (GLG). Alle gegevens werden in een database gezet, waarna de relevante accumulatiesnelheden binnen de dalingsgebieden op Ameland vergeleken konden worden met referentie gebieden elders op de Waddeneilanden.



Figuur 4.2.1 Flow diagram van de algemene onderzoeksopzet. Scheme of research approach.

4.2.2.2. Selectie van onderzoeksgebieden

In September 2010 werden 7 monsterpunten geselecteerd in het Oerd op Ameland. Dit waren vrijwel allemaal gebieden die in het lopende onderzoek naar de ecologische gevolgen van bodemdaling ook werden gebruikt. Soms hadden deze gebieden zich op een vergelijkbare manier als in het Oerd ontwikkeld (Schiermonnikoog, Texel), maar in andere gevallen weken de hydrologische omstandigheden sterk af (Vlieland, Terschelling). De gegevens van dergelijke gebieden worden hier toch gepresenteerd om een beeld van de variatie te krijgen van accumulatiesnelheden van organisch materiaal in duinvalleien op de Nederlandse Waddeneilanden. De gegevens werden ook vergeleken met een vergelijkbaar onderzoek in Engeland en Wales (Jones et al. 2008). In totaal werden op de andere Waddeneilanden 22 gebieden geselecteerd.

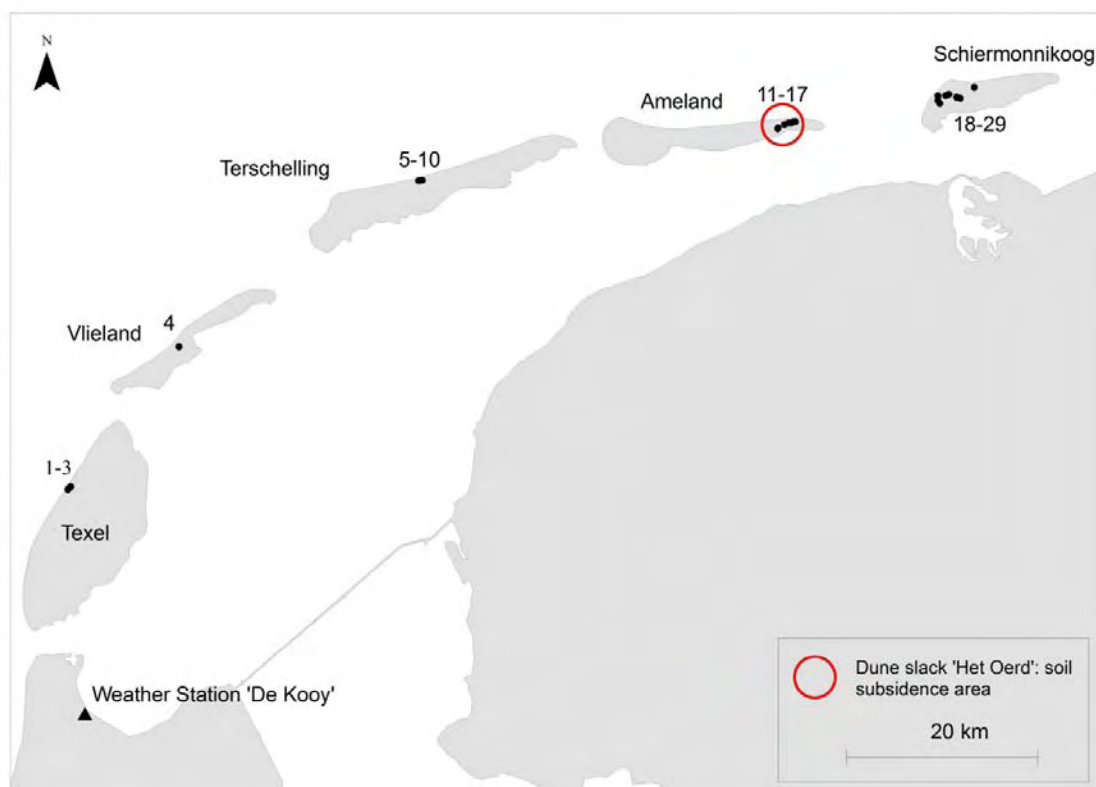
De 29 locaties staan weergegeven in figuur 4.2.2. Meer details en co-ordinaten staan in de master thesis van Wilmer Woudwijk, die ter inzage ligt op het IVEM (Instituut voor Energie en Milieustudies van de Rijksuniversiteit Groningen). Drie monsterpunten werden geselecteerd in the Buiten Muy op Texel (BM1, BM2, BM3). In the Kroons Polders op Vlieland werd 1 monsterpunt geselecteerd in de 4e Kroons Polder (KP1). In de Koegelwiek op Terschelling werden 6 monsterpunten geselecteerd (KW1 - KW6). In het bodemdalingsgebied van het Oerd op Ameland werden 7 monsterpunten geselecteerd (OE1 - OE7). Op Schiermonnikoog werden 12 monsterpunten geselecteerd, verspreid over 6 duinvalleien, die in het verleden zijn geplagd of in het geval van een natuurlijke ontwikkeling, de start van de ontwikkeling bekend was; Strandvlakte (SV2), Berkenplas (BP1), Vuurtorenvallei (VV1), Hertenbosvallei (HB2), Kapenglop (KG1 - KG5) en Primaire Vallei (PV1 - PV3).

4.2.2.3. Karakterisering van de vegetatie

Voor elke monsterplek is het vegetatietype bepaald op basis van bestaande vegetatieopnamen of op basis van veldbezoeken in 2010 en 2011. Voor de bestaande vegetatieopnamen is gebruik gemaakt van Adema & Grootjans (2002), Everts & Grootjans (2000), Everts et al. (2007), Grijpstra (1997), Grootjans et al. (2000). De vegetatiebeschrijvingen van de valleien op



Het Oerd zijn afkomstig van permanente kwadraten van het bodemdalingsonderzoek die sinds 1986 worden opgenomen (Bodemdalingscommissie/NAM, 2000). Aanvullende gegevens zijn verzameld in 2010 (J. Krol, Natuurcentrum Ameland).



Figuur 4.2.2 Ligging van de bemonsterde duinvallei locaties op de Waddeneilanden. 1-3: Buiten Muy, 4: Kroons polders, 5-10: Koegelwieck, 11-17: Het Oerd, 18-29: Schiermonnikoog: Strandvlakte, Berkenplas, Hertenbosvallei, Vuurtorevallei, Kapenglop en Primaire Vallei.
Location of the dune slacks on the Dutch Wadden Sea Islands that have been sampled in this research.

4.2.2.4. Vaststelling van de leeftijd van monsterplekken

Leeftijden van de valleien of plagplekken zijn bepaald op basis van literatuur, kaarten of luchtfoto's om te zien in welk jaar de vegetatie voor het eerst begroeid is geraakt. Bij bepaling van de leeftijd van De Buiten Muy op Terschelling is gebruik gemaakt van: Adema (2002) en Westhoff & van Oosten, (1991), van de Kroons Polders op Vlieland: de Vries (1961), de Koegelwieck op Terschelling: Sival et al 1996), Het Oerd op Ameland: Wiertz (1990), de valleien op Schiermonnikoog: Sival et al. 1996).

4.2.2.5. Monstername en analyse

Tussen Augustus en November 2010 werden 133 bodemmonsters genomen van 0-5 en indien nodig (organische laag > 5cm) ook van de laag 5-10 cm of dieper. Daarbij werd gebruik gemaakt van zgn pF-ringen met een volume van 100 cm³. In Het Oerd werden 55 bodem monsters genomen en van de andere eilanden 78. De Koegelwieck werd niet meer bemonsterd, maar er werd gebruik gemaakt van data die door studenten van de Radboud Universiteit in september 2009 werden verzameld. Bij de monstername werd de levende vegetatie en de recente strooisel laag verwijderd. De dikte van de organische laag werd in vijfvoud [in vijf dicht bij elkaar gelegen plekken genoteerd. Na monstername werden de monsters gekoeld en bij 4°C bewaard totdat ze geanalyseerd konden worden.

In het laboratorium werd van alle monsters de pH(KCl) bepaald alsmede het gloeiverlies bij 550°C gedurende 15 uur. Bulk Density, vochtgehalte en volume gehalte organische stof (SOM) werd daarna berekend. De pH(H₂O) en pH(KCl) werden gemeten na toevoeging van 20 ml water op 15 g grond.



4.2.2.6. Statistische analyse

Data van organische stof en leeftijd van de valleien werden gefit met logaritmische polynomial regressie modellen (in EXCEL). Verschillen van chronosequences van meer dan 3 jaar werden getest de Student-Newman-Keuls test. Verschillen van data met slechts twee tijdstappen werden getest met de Mann-Whitney test.

4.2.2.7. Analyse van gemeten grondwaterstanden

Bemonsteringsplekken en plekken waar door de Natuurbeschermingsorganisaties (SBB en Natuurmonumenten) grondwaterstanden werden gemeten werden aan elkaar gekoppeld, dmv veldmetingen of met behulp van een gedetailleerde hoogtekkaart. In het laatste geval werd daarbij gebruik gemaakt van een GIS systeem (Arc GIS). Grondwater gegevens van Het Oerd zijn afkomstig van Deltares.

Het verloop van de grondwater standen in de diverse valleien werd gesimuleerd met het computerprogramma Menyanthes (von Asmuth et al. 2010) voor een periode van 25 jaar (1985-2010), dus gedurende de periode van gaswinning op Ameland (Vlas de & Marquenie, 2004). Het programma Menyanthes simuleert het verloop van grondwaterstanden op basis van een reeks gemeten grondwaterstanden over meerdere jaren, alsmede neerslag en verdampingsgegevens en levert dan de grondwaterstandsdynamiek over een vergelijkbare periode, welke niet afhankelijk is van bijvoorbeeld natte en droge jaren. Neerslaggegevens zijn afkomstig van KNMI stations op Texel, Vlieland, Schiermonnikoog en Ameland, alsmede van een lokaal meetstation op Terschelling, nabij Hoorn. Verdampingsgegevens zijn afkomstig van het KNMI meetstation de Kooy bij Den Helder. Niet voor alle monsterpunten waren voldoende meetgegevens van het grondwater regime voorhanden. Dit was het geval voor twee plekken in de Koegelwieck, twee op Het Oerd, alsmede twee plekken op Schiermonnikoog.

4.2.2.8. Correctie voor bodemdaling

Voor de bemonsteringsplekken op Ameland is gecorrigeerd voor de opgetreden bodemdaling. Daarvoor zijn metingen gebruikt van 1988, 1990, 1992 en 1994 (Bodemdalingscommissie/NAM). Voor de periode na 1994 zijn computervoorstellingen gebruikt. (Bodemdalingscommissie/NAM, 2005).

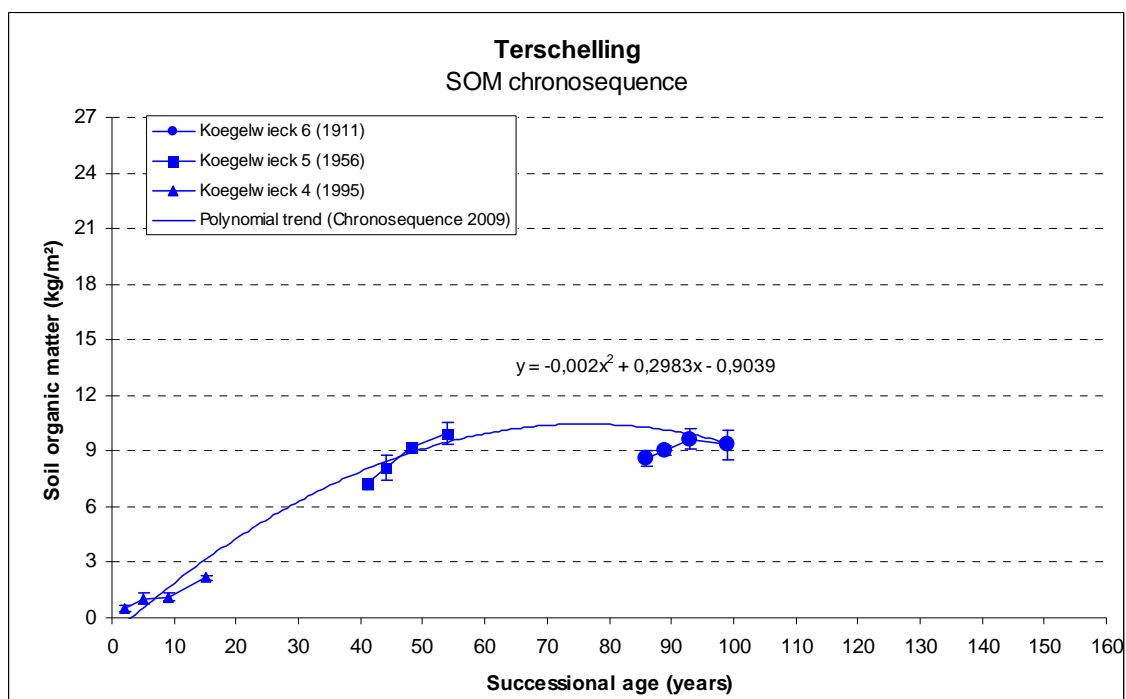


4.2.3. Onderzoek in referentiegebieden

4.2.3.1. Chronosequence Terschelling (Koegelwiek)

De chronosequence voor Terschelling voor een periode van 100 jaar, is gebaseerd op een viertal plagexperimenten die daar op verschillende tijdstippen en naast elkaar zijn uitgevoerd (1956, 1986, 1990 en 1995). De nooit geplagde referentie is ongeveer 100 jaar oud (Grootjans et al. 1995) en de vegetatie wordt gedomineerd door lage struiken (Kruipwilg), grassoorten (Duinriet) en Cranberry. Alle stadia zijn sinds 1990 gemonitord en de accumulatie van organische stof is op 4 tijdstippen gemeten.

Figuur 4.2.3 geeft de verandering weer in organische stof hoeveelheden voor twee plagstadia en de niet geplagde referentie. Duidelijk te zien is dat er vrij snelle stijging te zien gedurende de eerste 40 jaren, waarna de hoeveelheden stabiel blijven op een niveau van ongeveer 10 kg/m². Het jongste stadium dat in 1995 geplagd is vertoont een langzame, doch significante stijging gedurende de eerste 15 jaar (ca. 0,15 kg/m²/jaar). De stijging in het plagstadium van 1956 vertoont een iets sterkere stijging van ca. 0,21 kg/m²/jaar). De gemiddelde stijging over 55 jaar is 0,18 kg/m²/jaar. Daarna neemt de hoeveelheid organische stof in de bodem niet meer toe.



Figuur 4.2.3 Accumulatie snelheid van organisch materiaal in de bodem van de Koegelwiek op Terschelling over een tijdsperiode van ongeveer 100 jaar. De resultaten zijn gebaseerd op een serie plagexperimenten die tezamen een chronosequence vormen.

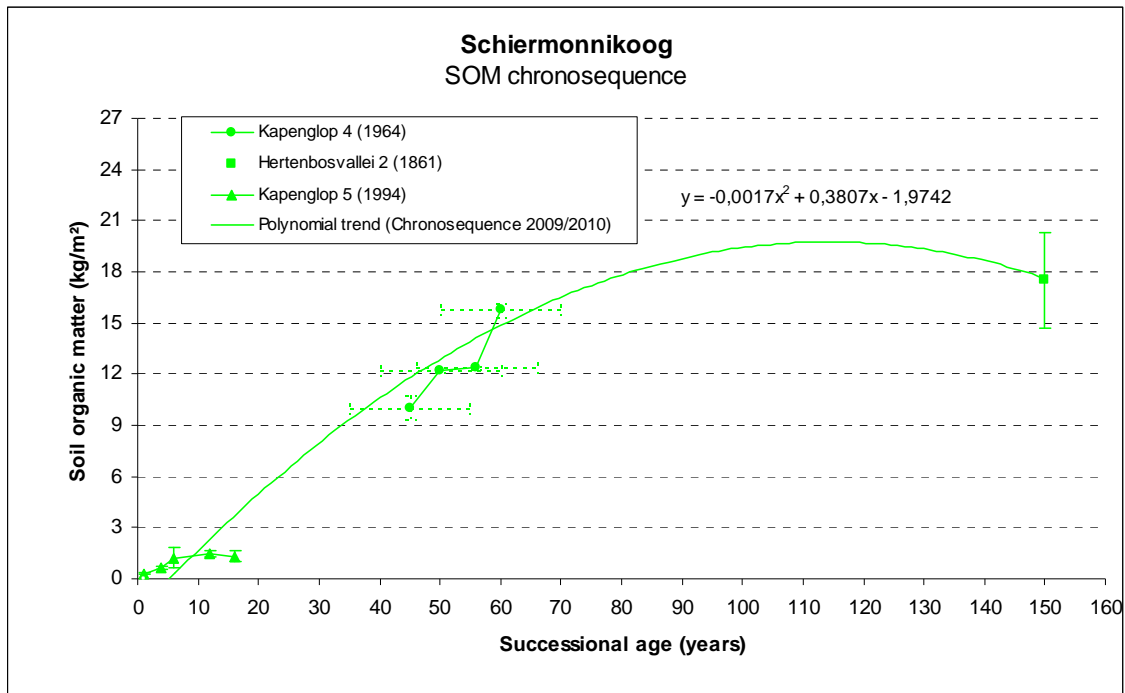
Accumulation rate of organic matter in the dune slack Koegelwiek on the Wadden Sea island of Terschelling during a period of 100 years. The results are based on measurements in a chronosequence of sod cut sites very close to each other.

4.2.3.2. Chronosequence Schiermonnikoog (Kapenglop)

De chronosequence voor Schiermonnikoog (**figuur 4.2.4**) is gebaseerd op verschillende plagstadia in een centraal gelegen vallei 'het Kapenglop' en op een vermoedelijk nooit geplagd stadium in de naastgelegen vallei de Hertenbos vallei. Het jongste plagstadium stapelt vrijwel geen organische stof (ca. 0,08 kg/m²/jaar) en heeft na 15 jaar nog veel pionier soorten waaronder veel Rode lijstsoorten. Het ruim veertig jaar oude stadium is momenteel een opgaand Wilgen en Berken struweel, maar was in 1964 nog een zeer soortenrijke lage open duinvalleivegetatie met veel Rode Lijstsoorten (Grootjans et al. 1991). In dit stadium neemt de organische stof hoeveelheid tussen 1990 en 2009 snel toe met ca. 0,3 kg/m²/jaar). Van het oudste stadium is geen toenamesnelheid bekend, maar die zal erg laag zijn. De totale hoeveelheid is maar iets hoger (17,5 kg/m²) dan die van het Elzenbosje van het Kapenglop (15,8 kg/m²). Wat opvalt is dat de oudere stadia van Schiermonnikoog veel meer organische



stof in hun bodem hebben opgeslagen dat de oudste stadia van de Koegelwieck van Terschelling (ca. 18 kg/m² tegen ca. 10 kg/m²). Sival (1997) vond ook een vergelijkbare hoeveelheid organische stof (18 kg/m²) in een binnendijs (zoet) duinbosje in de Kooiduinen van Schiermonnikoog.



Figuur 4.2.4 *Accumulatie snelheid van organisch materiaal in de bodem van een oude primaire vallei (het Kapenglop) op Schiermonnikoog. Het jongste stadium betreft een plagexperiment uit 1994. Het 45 jaar oude stadium is met zekerheid na 1964 niet meer geplagd, daarvoor zeer waarschijnlijk wel (Grootjans et al. 1995) Het oudste stadium in de dichtbijgelegen Hertenbosvallei (150 jaar oud) is waarschijnlijk nooit geplagd.*
Accumulation rate of organic matter in the dune slack Kapenglop on the Wadden Sea island of Schiermonnikoog. The youngest stage has been sod cut in 1994. The 45 year old stage has not been sod cut after 1964. Before 1964 the site may have been sod cut regularly (Grootjans et al. 1995). The oldest site is situated in the dune slack Hertenbos, which is c. 150 years old and situated close to the Kapenglop.

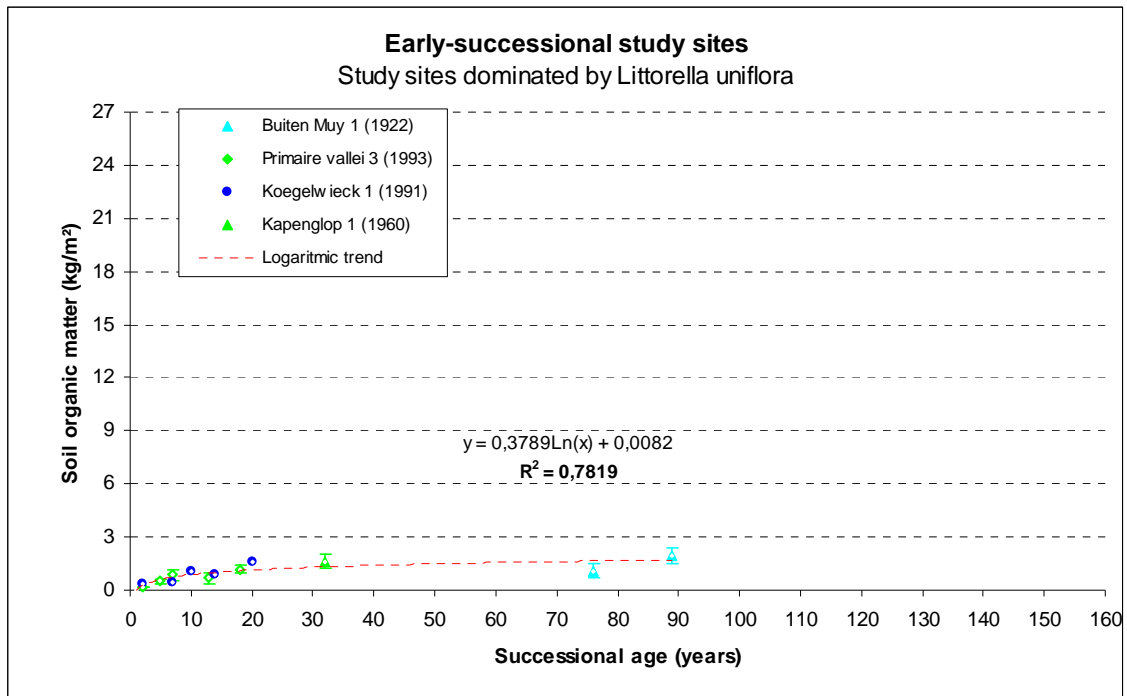
Het belangrijkste verschil tussen beide reeksen is dat op Schiermonnikoog eindstadia bossen zijn en in de Koegelwieck is dat een laagblijvend Kruiwilg struweel met veel Cranberries. Deze laatste vegetatie heeft een veel lagere productie dan een bos. Sival (1997) vond geen belangrijke verschillen in zuurgraad tussen het Cranberry stadium van de Koegelwieck en het oudste (bos) stadium van Schiermonnikoog. De bosbodem van Schiermonnikoog was zelfs nog iets zuurder. Woudwijk (2011) komt tot eenzelfde conclusie.

4.2.3.3. Invloed van de vegetatie op de organische stof stapeling in de bodem

Uit een vergelijk van de beide chronosequences van Schiermonnikoog en Terschelling komt naar voren dat een oud vegetatiestadium bestaande uit hoog opgaande bomen en struiken meer organische stof stapelt in de bodem dan een laagblijvend struweel van kruiwilg met Cranberries. Verschillen in zuurgraad worden niet gevonden (Woudwijk 2011). Waarschijnlijk is het bos productiever en produceert meer dood materiaal dat in de bodem blijft opgeslagen.

Pionierstadia met Oeverkruid (Littorella uniflora)

Kijken we naar de hoeveelheid organische stof die door een laagproductieve vegetatie van Oeverkruid wordt gevormd, dan blijkt dat enkele oude valleien die nog steeds door Oeverkruid worden gedomineerd, inderdaad vrijwel geen organische stof stapelen ([figuur 4.2.5](#)).

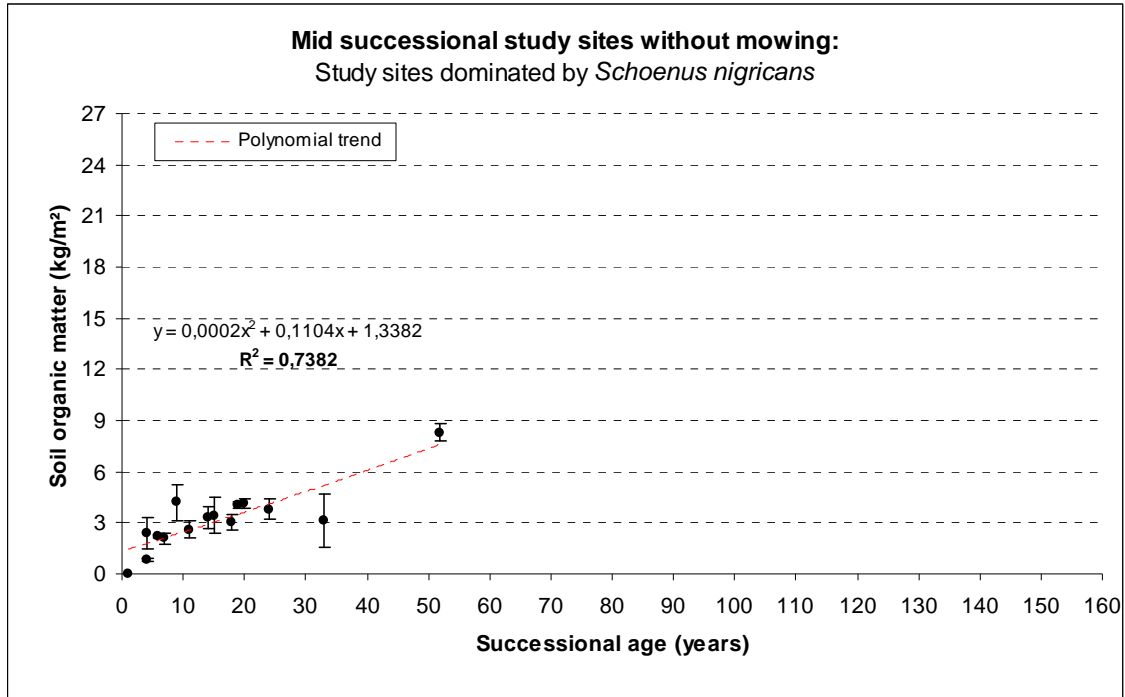


Figuur 4.2.5 Organische stofstapeling in duinvalleien met een laagproductieve vegetatie gedomineerd door Oeverkruid (*Littorella uniflora*). De metingen zijn gedaan in verschillende valleien, op verschillende eilanden, over een periode van 20-90 jaar.
Accumulation of organic matter in dune slacks dominated by *Littorella uniflora*. Measurements were done in different slacks, on different islands over periods ranging from 20-90 years.

De hoogst gemeten hoeveelheid organische stof is ca. 2 kg/m², zelfs na ca. 100 jaar. Omgerekend is dit ca. 0,02 kg/m²/jaar. [Figuur 4.2.5](#) laat zien dat de oude vallei op Texel ('Buiten Muy'), geen uitzondering is. Ook jongere valleien of plagstadia op Terschelling en op Schiermonnikoog stapelen vrijwel geen organische stof. De toename is max. 0.08 kg/m²/jaar gedurende de eerste 20 jaar. Daarna blijft de hoeveelheid organische stof min of meer constant.

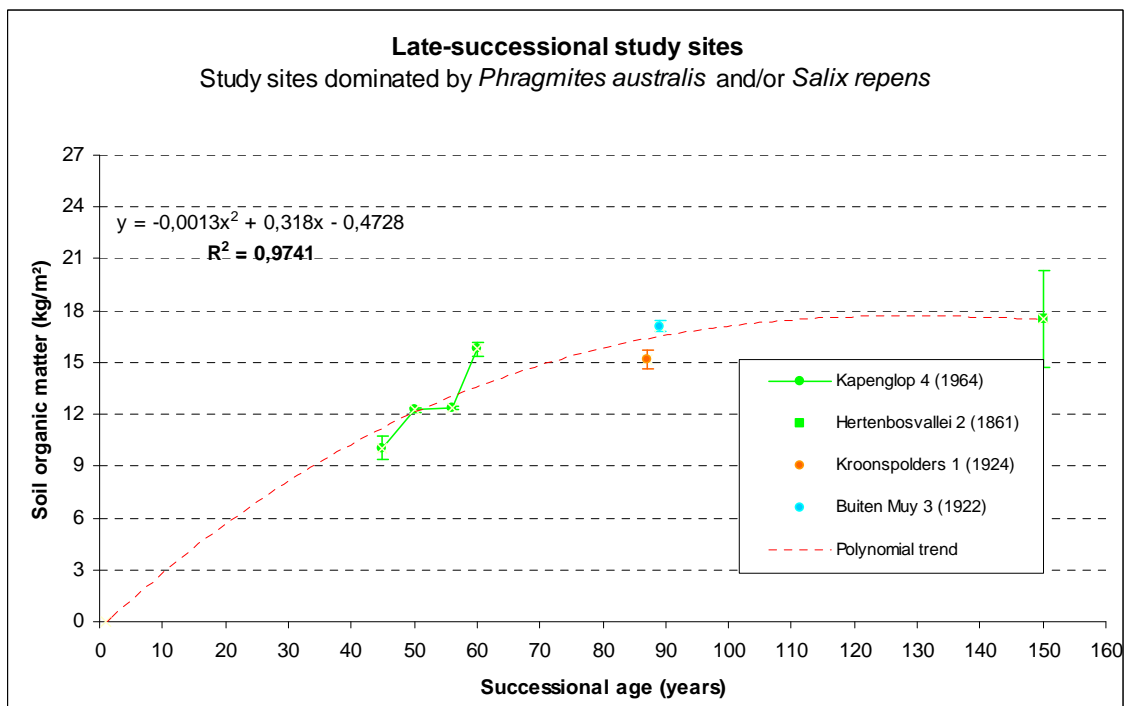
Jonge successiestadia met Knobbies

Wanneer we een successie stadium met Knobbies, dat in de successie veelal de opvolger is van pioniervegetaties met Oeverkruid (Westhoff & van Oosten 1991), dan blijkt dat binnen ca. 30 jaar de hoeveelheid organische stof kan toenemen tot ca. 3-5 kg/m² ([figuur 4.2.6](#)).



Figuur 4.2.6 Organische stofstapeling in laagproductieve vegetaties gedomineerd door Knopbies (*Schoenus nigricans*), met zeer veel Rode Lijstsoorten, in verschillende valleien, op verschillende eilanden, over een periode van 5-50 jaar.
Accumulation of organic matter in dune slacks dominated by *Schoenus nigricans*. Measurements were done in different slacks, on different islands over periods ranging from 5-50 years.

De gemiddelde toename is 0.14 kg/m²/jaar gedurende de eerste 25 jaar. Dit is bijna twee keer sneller dan in Oeverkruidvegetaties. Er zijn echter enkele uitzonderingen die sneller of langzamer stapelen.



Figuur 4.2.7 Organische stofstapeling in hoogproductieve vegetaties gedomineerd door Riet (*Phragmites australis*), Wilg (*Salix repens* en *S. cinerea*) of Berk (*Betula sp.*) in verschillende valleien, op verschillende eilanden, over een periode van 60-90 jaar.
Accumulation of organic matter in dune slacks dominated by Reed (*Phragmites australis*). Measurements were done in different slacks, on different islands over periods ranging from 60-90 years.



Het oudste stadium van ca. 50 jaar betreft een oude Knopbiesvegetatie op de Strandvlakte van Schiermonnikoog. Hier zijn veel Rode-Lijstsoorten inmiddels verdwenen en dringen grassen en struiken langzaam maar zeker op.

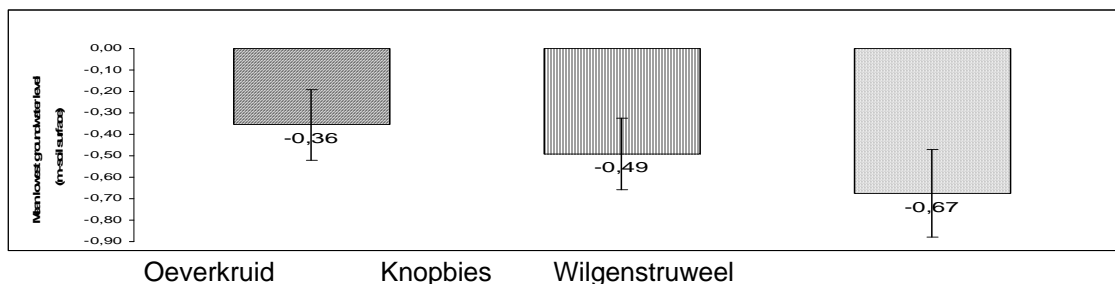
Latere successiestadia met Riet of Wilg

In bodems van oudere successie stadia, gedomineerd door hoogproductieve vegetaties zoals Riet, Wilgen- of Berkenstruweel, zien we dat in een vergelijkbaar tijdsbestek (ca. 90 jaar) tussen de 15 en 18 kg/m² organische stof wordt opgeslagen in de toplaag (figuur 4.2.7).

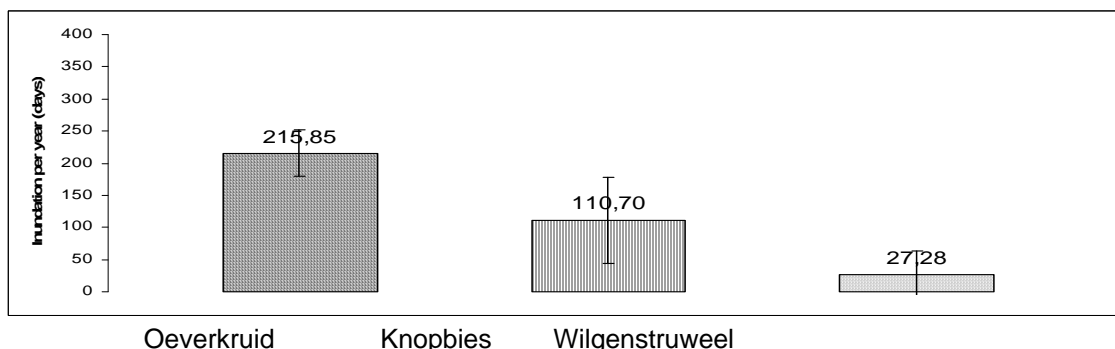
Mogelijke oorzaken van verschillen in organische stofstapeling

Waarom de ene vallei laagproductief blijft, zelfs na 90 jaren en een andere vrijwel onmiddellijk begint met een snelle organische stof stapeling is door Woudwijk (2011) verder onderzocht. Hij vond dat de oudere stadia die door bomen of struiken werden gedomineerd allemaal verzuurden en van een pH van rond de 6-7 in de pionier stadia zakten naar een pH van 4-5. De zuurgraad in de door Oeverkruid gedomineerde valleien bleven echter hoger dan 6. Vegetaties gedomineerd door Riet verzuurden ook niet of weinig.

Woudwijk (2011) vond wel verschillen in hydrologische omstandigheden. Overkruid vegetaties waren veel natter dan de Wilgenstruweel typen. De gemiddelde laagste grondwaterstanden waren hoger (figuur 4.2.8: 36cm minus maaiveld) dan in Wilgenstruwelen (67cm - mv) en de overstromingsduur was veel langer (figuur 4.2.9: 216 dagen tegen 27 dagen). Duinvalleien gedomineerd door Oeverkruid staan dus 6-7 maanden onder water. Gedurende die tijd stroomt grondwater uit de omgeving toe (Grootjans et al 1995, Sival et al. 1997). Dit is de reden waarom de grondwaterstanden 's zomers niet meer dan ca. 40 cm wegzakken. De vegetatie die door Wilgen worden gedomineerd liggen of hoger in de vallei of ze krijgen minder grondwater toegevoegd. Daar zakken de zomerse grondwaterstanden vrij diep weg. Bij droogvallen mineraliseert een deel van de geaccumuleerde organische stof, hetgeen de concurrentiepositie van snelgroeiende planten verbetert ten koste van pionier soorten als Oeverkruid of Knopbies.



Figuur 4.2.8 Gemiddelde laagste grondwaterstanden in cm minus maaiveld, gesimuleerd over 25 jaar in referentiegebieden die niet door bodemdaling worden beïnvloed en begroeid zijn met resp. Oeverkruid (*Littorella uniflora*), Knopbies (*Schoenus nigricans*) en Kruiwilg (*Salix repens*). Mean lowest water levels in cm minus surface level. The data have been simulated with a computer program over a period of 25 years in areas which have not been influenced by soil subsidence. The vegetation is dominated by resp. *Littorella uniflora*, *Schoenus nigricans* and *Salix* species.



Figuur 4.2.9 Gemiddelde Overstromingsduur in dagen gesimuleerd over 25 jaar in referentiegebieden die niet door bodemdaling worden beïnvloed en begroeid zijn met resp. Oeverkruid (*Littorella uniflora*), Knopbies (*Schoenus nigricans*) en Kruiwilg (*Salix repens*). Mean inundation period (in days) simulated with a computer program over a period of 25 years in areas which have not been influenced by soil subsidence. The vegetation is dominated by resp. *Littorella uniflora*, *Schoenus nigricans* and *Salix* species.



Waarom Oeverkruid bij die lange inundatie perioden en die hele hoge grondwaterstanden in de zomer langdurig kan overleven en al die tijd accumulatie van organische stof weet te voorkomen is door Adema et al. (2002, 2005) nader uitgezocht. Hij vond dat dit type duinvalleivegetatie een lange levensduur had vanwege de bijzondere hydrologie en de eigenschap van Oeverkruid om zijn eigen milieu heel voedselarm te houden (Adema et al. 2005). Oeverkruid is in staat om via zijn wortels veel zuurstof in het omliggende zuurstofloze milieu te pompen (Radial Oxygen Loss; ROL). Hierdoor heeft de plant geen last van hoge concentraties sulfide of gereduceerd ijzer, waar soorten die geen zuurstof kunnen lekken wel last van hebben. Bovendien wordt buiten de wortel ammonium geoxideerd tot nitraat, waar de plant een voorkeur voor heeft. Oeverkruid is een heel klein plantje dat maar weinig voedingstoffen nodig heeft. De nitraat die de plant niet opneemt, stroomt met het grondwater verder door de valleibodem en komt dan buiten de invloedssfeer van de wortels weer in zuurstofloze omstandigheden terecht. Dan wordt nitraat door micro-organismen gereduceerd tot gasvormige stikstof (N_2) dat vervolgens naar de lucht ontwijkt. Op deze wijze verspilt Oeverkruid voedingstoffen die de vallei binnenkomen en maakt ze voor concurrenten onbereikbaar. De soort houdt dus zijn eigen pionier milieu langdurig in stand.

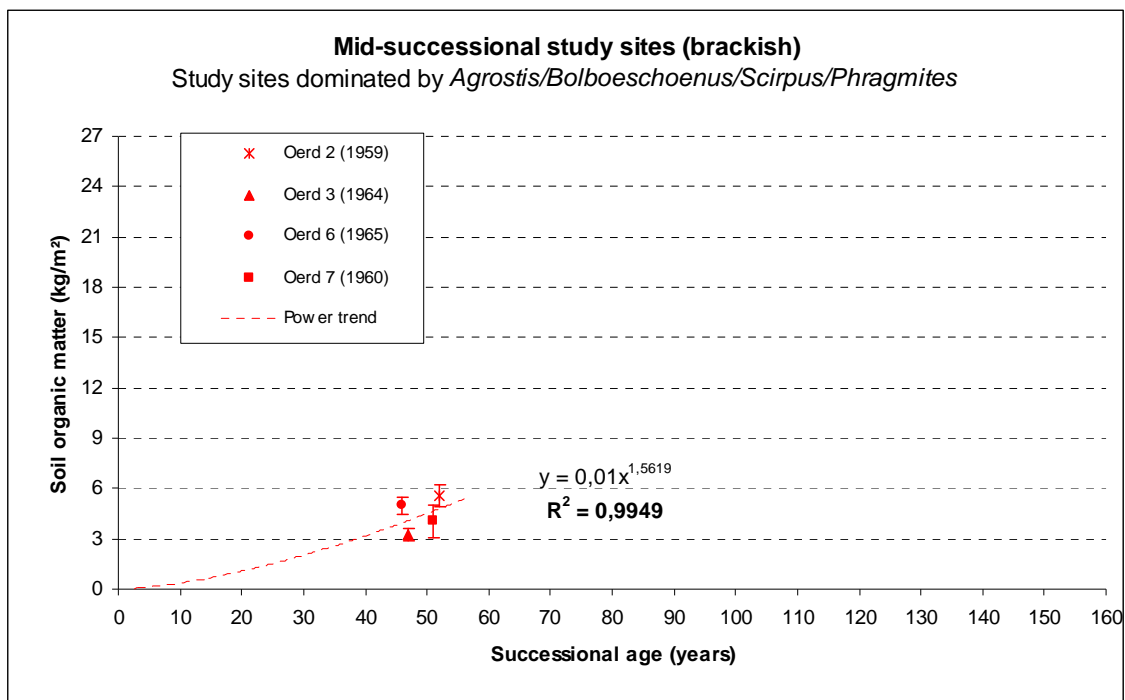


4.2.4. Onderzoek in het bodemdalingsgebied op Ameland

4.2.4.1. Organische stofopphoping in de jonge valleien van Het Oerd

In het Oerd konden we geen chronosequence benadering hanteren omdat de natuurlijke ontwikkeling van duinvalleien door de bodemdaling al langere tijd is verstoord. We kunnen wel onderzoeken hoe de hoeveelheid organische stof die binnen het bodemdalingsgebied in de daar liggende relatief jonge valleien zich verhoudt tot vergelijkbaar jonge valleien op andere eilanden.

Wat dan opvalt is dat de monsterplekken in de relatief jonge valleien (ca. 40-50 jaar oud) allemaal een vergelijkbaar lage hoeveelheid organische stof in de bodem hebben (ca. 3-6 kg/m²).

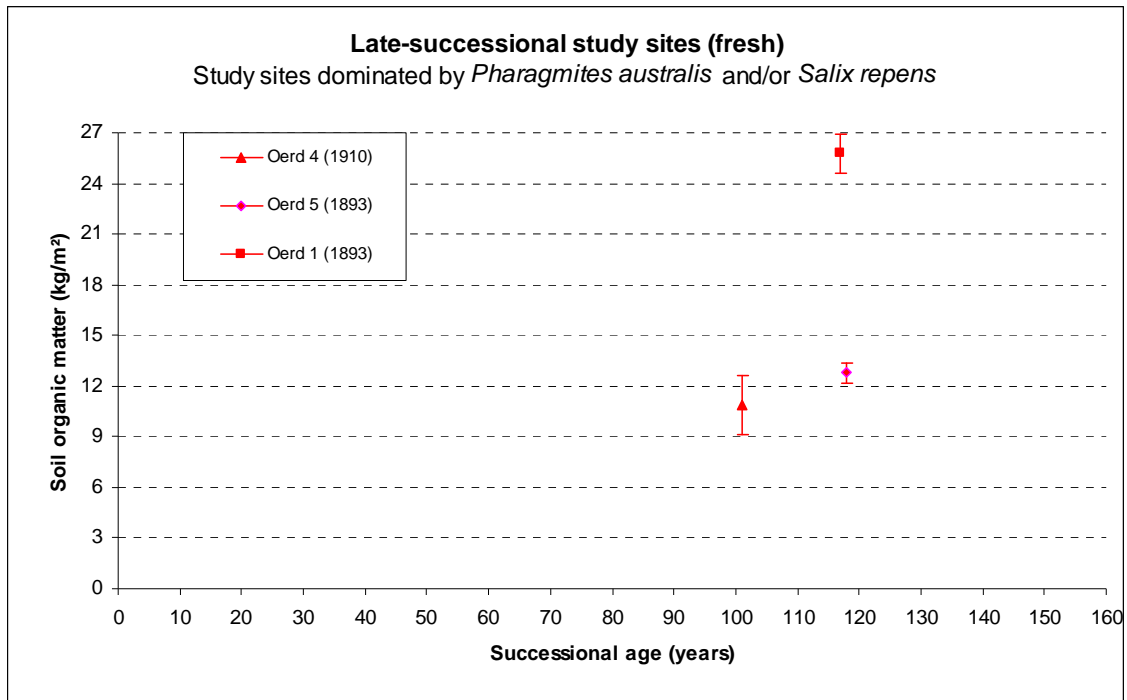


Figuur 4.2.10 Organische stofstapeling in hoogproductieve vegetaties gedomineerd door Riet (*Phragmites australis*), Fioringras (*Agrostis stolonifera*), of Zeebies (*Scirpus maritimus*), gemeten in de relatief jonge valleien (tot 50 jaar) binnen het bodemdalingsgebied van Ameland.

Accumulation of organic matter in dune slacks dominated by Reed (*Phragmites australis*), *Agrostis stolonifera* or *Scirpus maritimus*. Measurements were done in within the soil subsidence area in relatively young dune slacks (up to 50 years).

4.2.4.2. Organische stofopphoping in de oudere valleien

Oudere stadia verschillen heel sterk (figuur 4.2.11). Een oude vallei springt er vooral uit. Dit is de vallei van de Oerder meertjes, met een organische stofstapeling van meer dan 25 kg/m².



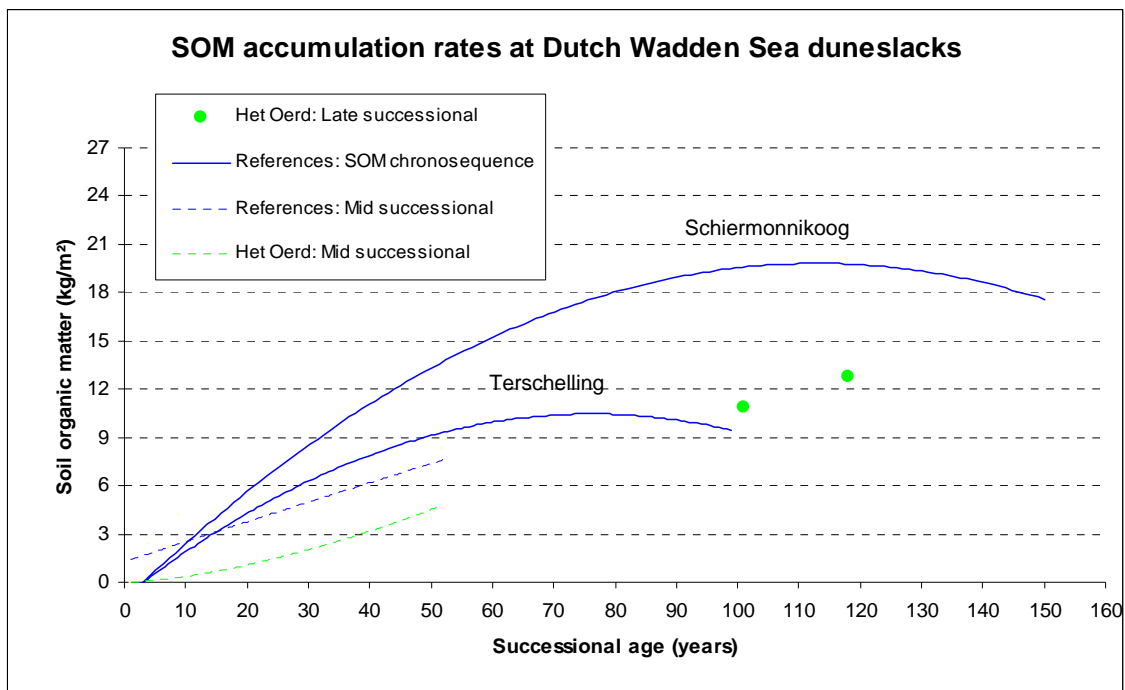
Figuur 4.2.11. Organische stofstapeling in hoogproductieve vegetaties gedomineerd door Riet (*Phragmites australis*), Zeebies (*Scirpus maritimus*) of Kruiplwilg (*Salix repens*), gemeten in de relatief oude valleien (meer dan 100 jaar) binnen het bodemdalingsgebied van Ameland.
Accumulation of organic matter in dune slacks dominated by high productive Reed (*Phragmites australis*), *Scirpus maritimus* or *Salix repens*. Measurements were done in within the soil subsidence area in relatively old dune slacks (more than 100 years).

Deze vallei wordt door Riet gedomineerd en is waarschijnlijk meer dan 100 jaar oud (wellicht zelfs meer dan 200 jaar oud (vgl Isbary 1936)). Feitelijk hebben we hier met veenvorming te maken. De waterstanden zijn echter tegenwoordig veel te laag (Woudwijk 2011) om veenvorming nog mogelijk te maken. Ook de vegetatie indiceert verdroging en verzuuring. Dit is waarschijnlijk al rond het begin van de vorige eeuw gebeurd toen een deel van de hoge duinen door stormen is verdwenen (Isbary 1936). Maar het geeft aan dat in een overheersend zoet milieu (de Oerder meertjes zijn al lange tijd afgesneden van de invloed van overstromend zeewater) er in de omgeving van Het Oerd een zeer intensieve stapeling van organisch materiaal (veen) mogelijk was. De andere oudere valleien worden ook zelden of niet door zeewater overstroomd.



4.2.5. Vergelijking van Ameland met referenties elders op de Waddeneilanden

Wanneer we nu de resultaten van de valleien van het Oerd vergelijken met de reeksen van organische stofstapeling op andere Waddeneilanden, dan valt op dat de oudere stadia overeenkomen met de chronosequence van de Koegelwieck op Terschelling. Ze stapelen in ca. 100 jaar 10-13 kg/m². De reeks van Schiermonnikoog met duidelijke bosontwikkeling ligt veel hoger (meer dan 18 kg/m²). Zowel de reeks van Schiermonnikoog als de reeks van Terschelling hebben plaatsgevonden in een zoet milieu. De valleien Oerd 4 en Oerd 5 die hier staan weergegeven zijn in hun ontwikkeling beïnvloed door overstromingen met zeewater. En dit gebeurt in toenemende mate (Krol 2011). De vegetatie in deze valleien zijn minder productief dan opgaand bos, maar productiever dan de laagblijvende vegetaties van de Koegelwieck (Olf et al. 1993, Grootjans et al. 1995). Ze zijn ook veel minder zuur, de pH is hoger dan 6 (Woudwijk 2011).



Figuur 4.2.12. Organische stofstapeling binnen het bodemdalingsgebied van Ameland, in vergelijking met de ontwikkelingsreeksen op Schiermonnikoog (Kapenglop) en Terschelling (Koegelwieck). Accumulation of organic matter within the soil subsidence area of Ameland compared to organic matter accumulation rates, measured in chronosequences on other islands.

Men mag dus verwachten dat de mineralisatie van organische stof hoger is in de valleien van het Oerd in vergelijking met de Koegelwieck. Een vergelijking met een 100 jaar oude bosbodem (Berk) op Schiermonnikoog (Sival et al. 1996), die ook zo nu en dan door zeewater wordt overstromd, laat zien dat hier de hoeveelheid organische stof in de bodem rond de 7-8 kg/m² ligt; dus nog lager dan op Ameland.

Wanneer we de organische stofreeksen van relatief jonge valleien van Het Oerd vergelijken met de relatief jonge successiestadia met Knopbies (op de andere eilanden), dan valt op dat de 'brakke' valleien van Het Oerd lager scoren dan de 'zoete' valleien met Knopbies (figuur 4.2.12). De enige vegetatie die door Knopbies wordt gedomineerd en wel regelmatig door zeewater wordt overstromd ligt in de Strandvlakte van Schiermonnikoog, is ook ongeveer 50 jaar oud en heeft meer dan tweemaal zoveel (8 tegen 3-5 kg/m²) organische stof gestapeld dan de even oude valleien in Het Oerd. Maar die Knopbiesvegetatie op Schiermonnikoog licht aan de rand van een groot zoetwater reservoir, die maakt dat de wortelzone van de vegetatie vrijwel altijd zoet is, dit in tegenstelling tot de valleien in Het Oerd. De conclusie lijkt dan ook te zijn dat regelmatig overstromen met zout of brak water leidt tot een geringere stapeling van organische stof dan regelmatig toestroming van baserijk en (zuurstofloos) grondwater.



Zeewater is rijk aan sulfaat. Wanneer dit sulfaatrijke oppervlaktewater een laag binnendringt die rijk is aan organische stof dan wordt al snel alle zuurstof verbruikt, waarna vervolgens sulfaat wordt gereduceerd door micro-organismen. Daarbij wordt tevens organisch materiaal afgebroken door micro-organismen en komt minerale stikstof en fosfaat beschikbaar voor de vegetatie. Sulfaatrijk water stimuleert dus de mineralisatie van gronden die rijk zijn aan organische stof, met name in de zomer, waarbij de bodemtemperaturen relatief hoog zijn. Dit proces wordt ook wel interne eutrofiëring genoemd (Lucassen et al. 2004, Smolders et al. 2006), en is in laagveengebieden dat door sulfaatrijk landbouwwater wordt beïnvloed verantwoordelijk voor een snelle ontwikkeling van snelgroeiende soorten als Riet (Lamers et al. 2002). Waarschijnlijk is dit proces ook verantwoordelijk voor een snelle ontwikkeling van Riet en Zeebies vegetaties als gevolg van het vaker en langer inunderen met zeewater in het bodemdalingsgebied.

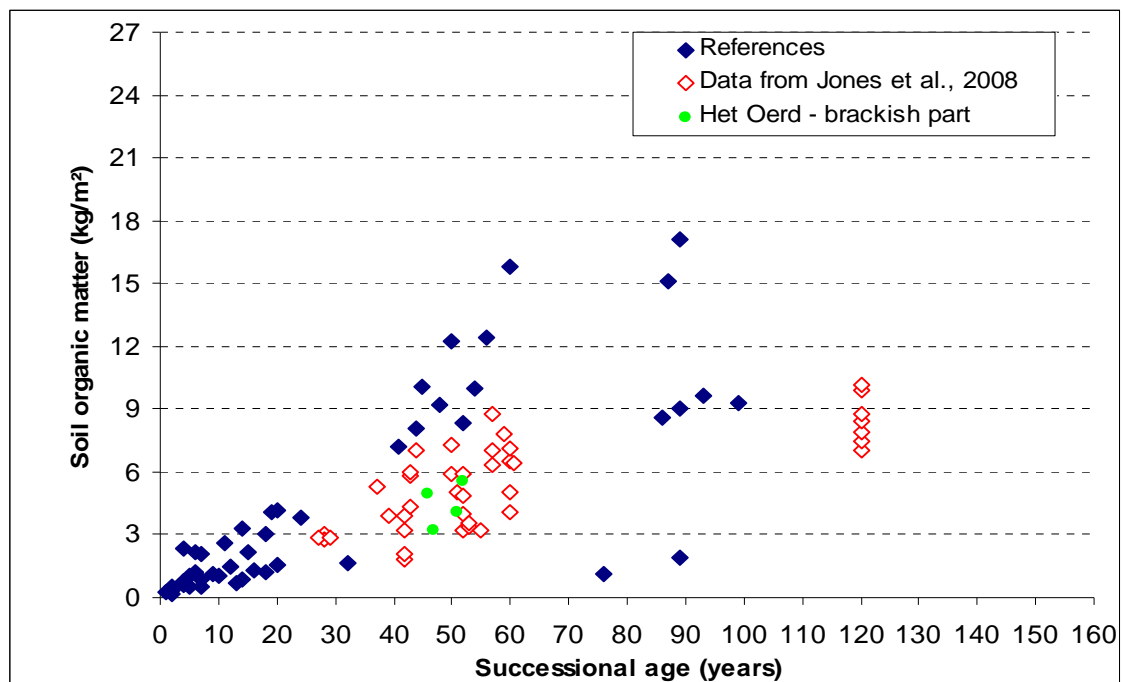


4.2.6. Vergelijking met Newborough Warren (Wales; Jones et al. 2008)

In het één van de grootste duin gebieden van Engeland, de Newborough Warren in Wales werd door Jones et al. (2008) een vergelijkbaar onderzoek uitgevoerd als het onze, hoewel hier standplaatsen niet in de tijd werden gemonitord. Er werd dus uitsluitend gebruik gemaakt van een chronosequence benadering, hetgeen waarschijnlijk de reden is dat ook de standaardafwijkingen in dit onderzoek relatief groot zijn. In **figuur 4.2.13** zijn de resultaten van dit onderzoek weergegeven tesamen met onze eigen resultaten. Valleien die regelmatig werden gemaaid zijn in dit overzicht weggelaten omdat maaien de opbouw van organische stof verlaagt (Woudwijk 2011). Voor de duidelijkheid zijn ook alle standaardafwijkingen weggelaten.

Duidelijk te zien is dat de resultaten uit Wales meer overeenkomen met de resultaten van Het Oerd dan met de overige referentiegebieden op de Waddeneilanden. Jones et al. (2008) verklaren de hogere accumulatiesnelheden in veel valleien op de Waddeneilanden aan het regelmatig plaggen en de meer ontkalkte bodems. Deze verklaring is ons inziens maar heel gedeeltelijk juist. Weliswaar zijn de duinvalleien in Wales veel kalkrijker dan de duingebieden van de Waddeneilanden, maar veel van onze duinvalleien worden door kalkrijk grondwater gevoed en de zuurgraad is maar weinig lager dan de in Engeland. Verder zijn veel van de door ons gepresenteerde gegevens afkomstig van valleien die gedurende de waarnemingsperiode niet zijn geplagd of gemaaid.

Meer waarschijnlijk ligt het verschil aan het grondwater regime. De Engelse duinsystemen zijn vrijwel allemaal veel kleiner dan de onze (Davis et al. 2006). Hierdoor is de aanvoer van grondwater in de zomerperiode beperkt en vallen de valleien eerder droog en vallen ook de waterstanden dieper weg (Clarke et al. 2010). In zo'n kalkrijk milieu kan men dus verwachten dat de mineralisatie van organische stof veel hoger is dan bij ons. Bij eenzelfde biomassaproductie zal daarom de hoeveelheid geaccumuleerde organische stof veel lager zijn.



Figuur 4.2.13 Vergelijking van de organische stof accumulatie in valleien van Het Oerd, met referenties in Wales (Jones et al. 2008) en elders op de Waddeneilanden. Accumulation of organic matter within the soil subsidence area of Ameland compared to organic matter accumulation rates, measured in chronosequences on other islands and with measurements from chronosequences on Wales: Jones et al 2008).



4.2.7. Conclusies en aanbevelingen

Samenvattend is onze conclusie dat onze eerder verwoorde verwachting dat bij toenemende vernatting van de duinvalleien in het bodemdalingsgebied de hoeveelheid organische stof in de bodem zal toenemen, niet houdbaar is gebleken. Hoewel we de situatie van voor de bodemdaling niet kennen wat betreft de hoeveelheid organische stof, zijn er duidelijke aanwijzingen dat de stapeling in het gebied van in de meer brakke valleien van Het Oerd achterblijft bij die van de meeste ander (zoete) valleien op de Waddeneilanden. Deels kan dat komen doordat meer slib op de bodem wordt afgezet (Krol 2011), en deels ook omdat de mineralisatie waarschijnlijk hoger is door een sterke sulfaatreductie in de bodem. Bij een toenemende vernatting door sulfaatrijk water zal een proces in werking treden waarbij de vegetatie steeds productiever wordt, de productie van dood materiaal als gevolg daarvan ook, maar dit dode materiaal wordt nauwelijks vastgelegd in een organische laag, maar wordt door mineralisatie weer opgenomen door de vegetatie. Wanneer door nieuwe duinvorming de invloed van het zeewater weer minder zou worden zal uiteindelijk een bos ontstaan, waarbij de meeste organische stof bovengronds wordt vastgelegd.

Hoewel het mechanisme van interne eutrofiëring door sulfaatrijk (zee-)water in bodem die rijk zijn aan organische stof al veel langer bekend is (zie voor een overzicht: Smolders et al. 2006), is de concrete uitwerking van dit proces bij toenemende vernatting met brak water op de eilanden niet onderzocht. Het is niet bekend hoeveel organische stof er in de valleien zat voor de bodemdaling begon. Dit is ook niet meer met enige nauwkeurigheid te achterhalen. Om de hypothese van interne eutrofiëring te toetsen is het wel mogelijk om de mineralisatie in het laboratorium te meten van monsters afkomstig uit het Oerd en deze te vergelijken met monsters uit valleien van gelijke leeftijd buiten het bodemdalingsgebied en waar geen invloed van sulfaatrijk oppervlakte water aanwezig is.

Verder kan het vaststellen van de exacte leeftijden van de monsterplaatsen verbeterd worden door de techniek van 'Optically Stimulated Luminescence' (OSL) toe te passen (Nielsen et al. 2010). Hierbij wordt een klein licht signaal gemeten afkomstig van zandkorrels die langere tijd 'begraven' zijn geweest. Uit de sterkte van deze lichtsignalen kan afgeleid worden hoe lang zo'n zandkorrel is afgesloten van het licht. Toegepast op Het Oerd kan deze techniek meer zekerheid bieden omtrent de precieze leeftijden van de valleien.



4.2.8. Literatuur

- Adema, E. B. (2002). Alternative stable states in dune slack succession. PhD thesis, Rijksuniversiteit Groningen.
- Adema, E. B., & Grootjans, A. P. (2002). Vegetatie en abiotiek in de 3e en 4e Kroons polders van Vlieland: Effectmonitoring van frequentere in- en uitstroming van zoutwater. Haren: Laboratorium voor Plantenecologie, Rijksuniversiteit Groningen.
- Berendse, F., Lammerts, E. J., & Olff, H. (1998). Soil organic matter accumulation and its implications for nitrogen mineralization and plant species composition during succession in coastal dune slacks. *Plant Ecology*, 137: 71-78.
- Bodemdalingscommissie/NAM. (2000). Monitoring effecten van bodemdaling op Ameland-oost; evaluatie na 13 jaar gaswinning. Assen: NAM.
- Bodemdalingscommissie/NAM. (2005). Monitoring effecten van bodemdaling op Ameland-oost; evaluatie na 18 jaar gaswinning. Assen: NAM.
- Clarke, D. and Sanitwong Na Ayuthaya, S 2010. Predicted effects of climate change, vegetation and tree cover on dune slack habitats at Ainsdale on the Sefton Coast, UK. *J Coast Cons* 14: 115-126.
- Everts, F. H., & Grootjans, A. P. (2000). Monitoring anti-verdrogingsmaatregelen Schiermonnikoog 1993 - 1999 No. EV 00/13). Groningen: EGG consult Everts & De Vries.
- Everts, F. H., Grootjans, A. P., & De Vries, N. P. J. (2007). Monitoring anti-verdrogingsmaatregelen Schiermonnikoog fase 2. 2000-2004. eindrapportage 2005. EGG consult Everts & De Vries.
- Gerlach, A., Albers, E. A., & Broedlin, W. (1994). Development of the nitrogen-cycle in the soils of a coastal dune succession. *Acta Botanica Neerlandica*, 43(2), 189-203.
- Grijpstra, J. (1997). Hydrologie & accumulatie van organisch materiaal in de Buiten Muy en het Kapenvlak op Texel. Haren: Laboratorium voor Plantenecologie, Rijksuniversiteit Groningen.
- Grootjans, A. P., Adema, E. B., Bekker, R. M., & Lammerts, E. J. (2004). Why young coastal dune slacks sustain a high biodiversity. *Ecological Studies*, 171
- Grootjans, A. P., Ernst, W. H. O., & Stuyfzand, P. J. (1998). European dune slacks: Strong interactions of biology, pedogenesis and hydrology. *Trends in Ecology & Evolution*, 13: 96-100.
- Grootjans, A. P., Lammerts, E. J., & van Beusekom, F. (1995). Kalkrijke duinvalleien op de Waddeneilanden : Ecologie en regeneratiemogelijkheden. Utrecht: Stichting Uitgeverij van de Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging.
- Huggett, R. J. (1998). Soil chronosequences, soil development, and soil evolution: A critical review. *Catena*, 32(3-4), 155-172.
- Isbary, G. (1936). Das Inselgebiet von Ameland bis Rottermeroog. *Archief Deutchen Seewarte* 56 (3) (kaart 161). Hamburg, 77 pp.
- Jones, M. L. M., Sowerby, A., Williams, D. L., & Jones, R. E. (2008). Factors controlling soil development in sand dunes: Evidence from a coastal dune soil chronosequence. *Plant and Soil*, 307(1-2), 219-234.
- Kooijman, A. M., Dopheide, J. C. R., Sevink, J., Takken, I., & Verstraten, J. M. (1998). Nutrient limitations and their implications on the effects of atmospheric deposition in coastal dunes; lime-poor and lime-rich sites in the Netherlands. *Journal of Ecology*, 86(3), 511-526.
- Krol, J. (2005). Monitoring van inundatie in duinvalleien op Ameland-Oost in 2001-2004



- Lamers, L.P.M., Smolders, A.J.P. and Roelofs, J.G.M. (2002). The restoration of fens in the Netherlands. *Hydrobiologia* 478, 107–30.
- Lammerts, E. J., & Grootjans, A. P. (1998). Key environmental variables determining the occurrence and life span of basiphilous dune slack vegetation. *Acta Botanica Neerlandica*, 47(3), 369-392.
- Lucassen, E.C.H.E.T., Smolders, A.J.P., Van de Crommemacker, J. & Roelofs, J.G.M., 2004. Effects of stagnating sulphate-rich water on the mobility of phosphorus in freshwater wetlands. *Arch. f. Hydrobiologie* 160: 117-131.
- Marquenie, J. M. (2005,). Openbare audit 18 jaar monitoring bodemdaling Ameland-Oost. Message posted to http://www.waddenzee.nl/Symposium_en_audit.2276.0.html
- Marquenie, J. M., & Vlas de, J. (2005). The impact of subsidence and sea level rise in the Wadden sea: Prediction and field verification. In J. E. Vermaat, L. Bouwer, K. Turner & W. Salomons (Eds.),
- Nielsen, A. H., Elberling, B., & Pejrup, M. (2010). Soil development rates from an optically stimulated luminescence-dated beach ridge sequence in northern Jutland, Denmark. *Canadian Journal of Soil Science*, 90(2), 295-307.
- Olf, H., Huisman, J., & Van Tooren, B. F. (1993). Species dynamics and nutrient accumulation during early primary succession in coastal sand dunes. *Journal of Ecology*, 81(4), 693-706.
- Sival, F. P. (1996). Mesotrophic basiphilous communities affected by changes in soil properties in two dune slack chronosequences. *Acta Botanica Neerlandica*(45), 95-106.
- Sival, F. P., & Strijkstra-Kalk, M. (1999). Atmospheric deposition of acidifying and eutrophication substances in dune slacks. *Water Air and Soil Pollution*, 116(3-4), 461-477.
- Smolders, Smolders A.J.P., L.P.M. Lamers, E.C.H.E.T. Lucassen, G. van der Velde & J.G.M. Roelofs, J.G.M. (2006). Internal eutrophication: 'How it works and what to do about it', a review. *Chemistry and Ecology* 22: 93-111.
- Stevens, P. R., & Walker, T. W. (1970). Chronosequence concept and soil formation. *Quarterly Review of Biology*, 45(4), 333-&.
- Syers, J. K., Adams, J. A., & Walker, T. W. (1970). Accumulation of organic matter in a chronosequence of soils developed on wind-blown sand in New-Zealand. *Journal of Soil Science*, 21(1), 146-&.
- Sykora, K. V., van den Bogert, J. C. J. M., & Berendse, F. (2004). Changes in soil and vegetation during dune slack succession. *Journal of Vegetation Science*, 15(2), 209-218.
- Veer, M. A. C., & Kooijman, A. M. (1997). Effects of grass-encroachment on vegetation and soil in Dutch dry dune grasslands. *Plant and Soil*, 192(1), 119-128.
- Vlas de, J., & Marquenie, J. (2004). The impact of subsidence and sea level rise in the Wadden sea: Prediction and field verification
- Von Asmuth, J. R., Maas, K., Knotters, M., & Leunk, I. (2010). *Menyanthes* user manual, version 1.9.3
- Vries, V. d. (1961). Vegetatiestudie op de westpunt van vlieland. Dissertation, Rijksuniversiteit Groningen.
- Walker, L. R., & Moral del, R. (2003). Primary succession and ecosystem rehabilitation. Cambridge: University Press.



Westhoff, V., & van Oosten, M. F. (1991). Plantengroei van de Waddeneilanden. Utrecht: Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging.

Wiertz, J. (1990). Ontstaanswijze, grondwater en bijzondere plantensoorten van enkele duinvalleien op Oost-Ameland. Leersum: Rijksinstituut voor Natuurbeheer.



Monstername augustus 2010,plek Oerd 3



Zeer natte omstandigheden
oktober 2010, plek Oerd 4



Monstername september 2010,
plek Hertenbosvallei 2



Monsterplek met Oeverkruid
november 2010, Buiten Muy 1





4.3. Vegetatiemonitoring en geostatistische vegetatiekartering duinvalleien Oost-Ameland 2001-2010

P.A. Slim, D.J. Brus, G.B.M. Heuvelink, A.H. Heidema, G.M. Dirkse & H.F. van Dobben





Inhoudsopgave

Samenvatting/Summary	237
4.3.1. Inleiding	240
4.3.2. Vegetatiemonitoring	244
4.3.2.1. Methode	244
4.3.2.1.1. Ontwerp meetnet opnamepunten	244
4.3.2.1.2. Uitzetten opnamepunten	245
4.3.2.1.3. Werkwijze vegetatieopnamen	245
4.3.2.1.4. Analyse vegetatieopnamen	249
4.3.2.1.5. Geïsoleerd liggende kleine valleitjes	249
4.3.2.2. Resultaten	250
4.3.2.2.1. Analyse vegetatieopnamen	250
4.3.2.2.2. Gradiëntanalyse	255
4.3.2.2.3. Geïsoleerde kleine valleitjes	258
4.3.3. Geostatistische vegetatiekartering	260
4.3.3.1. Beschrijving van de dataset en hulpinformatie	260
4.3.3.1.1. Vegetatietype op meetlocaties	260
4.3.3.1.2. Hulpinformatie	262
4.3.3.2. Geostatistische interpolatie met regressie-kriging	268
4.3.3.2.1. Regressie	268
4.3.3.2.2. Kriging van regressie-residuen	269
4.3.3.2.3. Gevolgde procedure	270
4.3.3.3. Resultaten	271
4.3.3.3.1. Geselecteerde regressiemodellen	271
4.3.3.3.2. Semivariogrammen	271
4.3.3.3.3. Kaarten met kans op voorkomen van vegetatietypen	273
4.3.3.3.4. Vegetatiekaart	274
4.3.3.3.5. Arealen van de vegetatietypen	278
4.3.4. Discussie	279
4.3.5. Conclusies en aanbevelingen	281
4.3.6. Referenties	283

Bijlagen

Bijlage 4.3 A	Overzicht van de vegetatietypen van alle plots	286
Bijlage 4.3 B	Soortenlijst van alle opnamen van de ongelijnd systematisch gelote plots	291
Bijlage 4.3 C	Soortenlijst van alle opnamen van de gestratificeerd aselekt gelote plots	297
Bijlage 4.3 D	Overzicht inventarisaties geïsoleerde kleine valleien III en V aan de zuidkant van de Oerderduinen in 2001, 2004 en 2007	303
Bijlage 4.3 E	Voorwaartse selectie van omgevingsvariabelen in CCA op alle data (over alle jaren)	305
Bijlage 4.3 F	Gemeten (X-, Y- en Z-coördinaten) voor 2006 voor de ongelijnd systematische en gestratificeerd aselekt steekproef	306
Bijlage 4.3 G	Gelote (X- en Y-coördinaten) en gemeten (X-, Y- en Z-coördinaten) voor 2008	310
Bijlage 4.3 H	Gelote (X- en Y-coördinaten) en gemeten (X-, Y- en Z-coördinaten) voor 2010	316

Voorplaat boven:

Lage kwelder ten westen van de NAM-locatie. Op de voorgrond Duindoorn (*Hippophae rhamnoides*), dan een zone met Zilverschoon (*Potentilla anserina*) en Zilte rus (*Juncus gerardi*), en daarna in het water Schorrenkruid (*Suaeda maritima*) met op de achtergrond Heen (*Bolboschoenus maritimus*). Foto: H.F. van Dobben (22-8-2008).

Voorplaat onder:

Verruigde en verstruweelde duinvallei ten oosten van het fietspad. Een deel van het duidoornstruweel is dood. Op de voorgrond Krulzuring (*Rumex crispus*) en Koninginnenkruid (*Eupatorium cannabinum*); zie 4.3.2.2.1 Analyse vegetatieopnamen type 3. Foto: H.P.J. Huiskes (2-8-2010).



Samenvatting/Summary

Dit rapport beschrijft gedetailleerd de vegetatie in 2001, 2004, 2006, 2008 en 2010, en de vegetatieveranderingen gedurende die periode, van een aantal vochtige duinvalleien gelegen op Oost-Ameland ter grootte van 70 ha. Deze duinvalleien liggen binnen het gebied waar sinds 1986 bodemdaling optreedt als gevolg van de toen gestarte winning van aardgas door de Nederlandse Aardolie Maatschappij. Deze rapportage bestaat uit twee delen. In het eerste deel 'Vegetatiemonitoring' beschrijven we de vegetatieveranderingen op grond van puntinformatie verkregen uit een groot aantal over het gebied verspreide proefvlakken. In het deel 'Geostatistische vegetatiekartering' maken we vegetatiekaarten voor het gebied voor de betreffende vijf jaren en interpreteren we de vegetatieveranderingen door vergelijking van de aldus verkregen vlakdekkende informatie.

Vegetatiemonitoring

Geautomatiseerde classificatie door clusteranalyse van alle vegetatieopnamen in alle jaren leidde tot een lokale vegetatietypologie die goed aansluit bij Europese en landelijke referentiesystemen. Deze lokale vegetatietypologie bestaat uit acht voor de vegetatiekartering relevante vegetatietypen waartussen eventuele veranderingen, in relatie tot bodemdaling, ecologisch goed te duiden zijn:

1. Helmduinen aan de zee kant;
2. Vastgelegde, grazige duinen;
3. Verruigde en verstruweelde duinvalleien;
4. Duindoornstruweel;
5. Hoge kwelder (meer zout);
6. Hoge kwelder (minder zout);
7. Lage kwelder (minder zout) en
8. Lage kwelder (meer zout).

In de periode 2001-2010 traden op het niveau van de puntinformatie (pq's) behoorlijke veranderingen op in de flora en vegetatie van de duinvalleien in hart van de bodemdalingsschotel op Oost-Ameland. Tamelijk onveranderd is het voorkomen van dominante soorten. Er is een effect van afnemende zanddynamiek; de duinen worden vastgelegd. Tevens is er een effect van de toegenomen vernatting, maar nog opvallender de toename en daarna weer afname of verdwijning van soorten die indiceren voor de overstroming met zeewater. Andere soorten vertonen als gevolg van dezelfde gebeurtenis het tegengestelde patroon. Door de lokale sterfte van vegetaties door overstroming, namen weer andere, minder gewaardeerde soorten toe. Er is een positief gewaardeerd effect van maaiveldverlaging door een natuurontwikkelingsproject in het westen van het onderzoeksgebied. Mede door externe eutrofiëring veroorzaakte successie van de vegetatie, nemen sommige meer bijzondere plantensoorten af.

Bij clusteranalyse blijkt dat in de gehele waarnemingsperiode 37% van de 70 vaste plekken van vegetatietype veranderde. Veranderingen heffen elkaar deels op maar per saldo is er sprake van successie richting verruiging en vernatting, en naar meer kwelderachtige vegetaties.

Multivariate analyse van alle vegetatieopnamen van alle pq's uit de periode 2001-2010, laat in de soortenplot van de opnamen zien dat de voor kartering onderscheiden typen goed herkenbaar zijn en ecologische relevantie hebben. De belangrijkste verklarende omgevingsvariabelen zijn 'droog', afstand tot de Noordzee, afstand tot de instroom vanuit de Waddenzee, en wel of geen aanwezigheid van konijnen. De meest veranderde vegetatietypen in de waarnemingsperiode zijn de vegetatietypen 3) Verruigde en verstruweelde duinvalleien, 5) Hoge kwelder, meer zout, 6) Hoge kwelder, minder zout en 8) Lage kwelder, meer zout; dus daar waar het effect van vernatting en verzilting het meest manifest is. Na inundaties met zeewater worden de kwelderachtige vegetaties zilter en na uitblijven ervan weer minder zout en minder nat. De vlakdekkende informatie van de vegetatiekartering bevestigt dit beeld.

De twee geïsoleerd liggende kleine valleitjes met vlier- en meidoornsterfte zijn sinds 1994-95 niet opnieuw geïnundeerd. Vlier loopt plaatselijk weer uit. Nieuwe vestiging van Gewone vlier en Eenstijlige meidoorn vindt plaats. De vegetatie veranderde tussen 2001, 2004 en 2007 relatief weinig. Wel wordt het aandeel open terrein steeds minder, treedt er verruiging op en vormt het struweel een steeds dichter bestand. Deze ontwikkeling komt overeen met de in de duinen van het vasteland en de Waddeneilanden vastgestelde verruiging en verstruweling, en is mogelijk toe te schrijven aan verdergaande algehele eutrofiëring en afname van de konijnenstand.



Geostatistische vegetatiekartering

Uit de resultaten van de vegetatiekartering blijkt dat er gedurende de monitoringperiode 2001-2010 verschuivingen in de arealen zijn opgetreden van drie van de acht vegetatietypen. Er is een verschuiving opgetreden waarbij vegetatietype 2) Vastgelegde, grazige duinen (30% > 19%) plaats heeft gemaakt voor het type 5) Hoge kwelder, meer zout (3% > 11%) en 7) Lage kwelder, minder zout (1% > 8%). De toename van de arealen van de twee laatstgenoemde vegetatietypen is goed te verklaren uit de geconstateerde vernatting en verzilting in het gebied, welke is veroorzaakt door weersinvloeden, bodemdaling en natuurontwikkeling. De opgetreden vernatting blijkt overduidelijk uit de kaarten van het aantal dagen per jaar dat locaties in het gebied onder water staan.

De vernatting in het gebied kan verschillende oorzaken hebben. Ten eerste kan deze worden veroorzaakt door toevallige weersomstandigheden. Het ene jaar is nu eenmaal natter dan het andere jaar. Ten tweede is de toename van de overstromingsfrequentie met zeewater uit de Waddenzee vooral oorzaak van de vernatting en verzilting van het gebied. Een derde verklaring is de opgetreden bodemdaling. Deze is in het hart van de bodemdalingsschotel fors (28-32 cm), maar in de karteringsperiode ca. 8 cm. En tenslotte is het door It Fryske Gea in 2005 uitgevoerde natuurontwikkelingsproject in het westen van het onderzoekgebied waarbij daadwerkelijk het maaiveld is verlaagd en enkele drempels in de valleibodem zijn verwijderd, van grote invloed geweest op de vernatting en beperkte verzilting aldaar. Zeker een deel van de afname aan vegetatietype 2) Vastgelegde, grazige duinen vanaf 2006 is hiermee te verklaren. Mogelijk neemt ook wat areaal af als aangrenzende natte en zilte vegetaties zich uitbreiden, maar daarvoor is geen directe aanwijzing.

De vrij plotselinge veranderingen na 2005 (natuurontwikkeling), en 2006 en 2007 (hoge vloed) lijken eerder veroorzaakt door deze gebeurtenissen dan door de significant monotone trend van de bodemdaling. Bij uitblijven van inundatie zien we bij voorbeeld deels een terugverandering bij 6) Lage kwelder, minder zout naar 3) Verruigde en verstruweelde duinvalleien.

This report describes in detail the vegetation observed in 2001, 2004, 2006, 2008 and 2010, and the vegetational changes during that period, in a number of humid dune slacks in an area (70 ha) on the eastern side of the isle of Ameland. The dune slacks lie in a region that since 1986 has been affected by land subsidence, caused by the extraction of natural gas started that year by the Nederlandse Aardolie Maatschappij (NAM). The report consists of two parts. In the first part '*Vegetation Monitoring*', we describe vegetational changes based on point information obtained from a large number of permanent test plots (PQs) spread throughout the area. In the second part '*Geostatistical Vegetation Mapping*', we create vegetation maps of the area for the five years under study and interpret the vegetational changes by comparing the obtained surface cover information.

Vegetation monitoring

Automatic classification by cluster analysis of all vegetation relevés for all years led to a local vegetation typology that corresponds well to the European and national classification systems. The local vegetation typology contains eight vegetation types deemed relevant for vegetation mapping and among which any changes observed in occurrences, in relation to subsidence, should be straightforward to explain ecologically. The following vegetation types are distinguished: 1) Seaside Marram dunes, 2) Fixed grassy dunes, 3) Overgrown and thicketed dune slacks, 4) Sea-buckthorn thickets, 5) High saltmarsh (more saline), 6) High saltmarsh (less saline), 7) Low saltmarsh (less saline) and 8) Low saltmarsh (more saline).

Over the 2001–2010 period, considerable changes took place at the level of the point information (PQs) in the flora and vegetation of the dune slacks in the heart of the subsidence basin on eastern Ameland. The occurrence of dominant species was relatively unchanged. However, diminished sand dynamics were observed, with the dunes becoming fixed. The area also became increasingly wet. Even more striking was the initial increase and later reduction or disappearance of species indicative of seawater flooding. Other species demonstrated an opposite pattern as a result of the same event. Because of local vegetation dying out due to flooding, other, less valued species became more prevalent. Midway through the monitoring period, a nature development project lowered the ground level height in the western part of the



study area, which had a beneficial effect. Vegetation succession caused in part by eutrophication led to diminishment of some of the more unusual plant species.

Cluster analysis shows that the vegetation type changed on 37% of the 70 permanent plots over the entire observation period. Some of the changes cancelled each other out, but on balance there was succession towards increasing density and increasing wetness, and towards more saltmarsh-type vegetation.

Multivariate analysis of all vegetation relevés from all PQs over the 2001–2010 period show in the species plot that the types distinguished for mapping were easily identifiable and ecologically relevant. The major explanatory environmental variables are 'dry', distance from the North Sea, distance from the influx from the Wadden Sea, and whether or not rabbits were present. The vegetation types that changed most over the observation period were 3) Overgrown and thicketed dune slacks, 5) High saltmarsh (more saline), 6) High saltmarsh (less saline) and 8) Low saltmarsh (more saline) – those for which the effect of increased wetness and salinisation was most manifest. After seawater inundations, the saltmarsh vegetation became saltier, and following a period without such inundation it became less salty and less wet. The surface cover information from the vegetation mapping confirmed this picture.

Two small isolated slacks where Elder and Hawthorn were dying out have not been inundated since 1994–95. There, Elder bushes were producing new growth locally, and new stands of Common Elder and Hawthorn were becoming established. Relatively little changed in the vegetation from 2001 to 2004 and 2007. However, the share of open terrain did diminish, overgrowth intensified and thickets formed an increasingly dense mass. These developments are similar to those found in the dunes on the mainland and the overgrowth and increasing density of thickets on the West Frisian Islands. They could be attributable to an advancing overall eutrophication and decline of the rabbit population.

Geostatistic vegetation mapping

The results of the vegetation mapping show that during the 2001–2010 monitoring period shifts occurred in the area grown with three of the eight types of vegetation. Vegetation type 2) Fixed grassy dunes (30%>19%) gave way for type 5) High saltmarsh (more saline) (3%>11%) and type 7) Low saltmarsh (less saline) (1%>8%). The rise in the area grown with the latter two vegetation types is easily explained by the increased wetness and salinisation of the area, caused by weather influences, subsidence and the nature development project. The increased wetness is clearly evident on the maps showing the number of days each year that the various locations are under water.

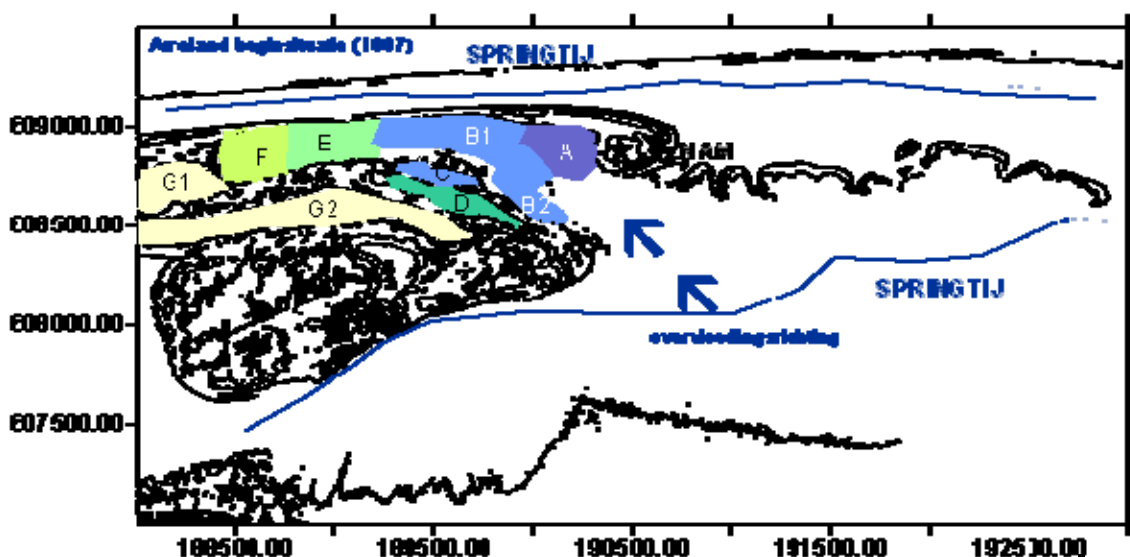
The increasing wetness of the area has a number of causes. First, it is caused by random weather conditions. After all, rainfall quantities differ from year to year. Second, the more frequent flooding by seawater from the Wadden Sea is a major reason not only for the increased wetness, but also for the rising salinisation of the area. A third explanation is subsidence. This is substantial (28–32 cm) in the heart of the subsidence basin. During the mapped period some 8 cm of subsidence was recorded. Finally, there is the nature development project carried out in 2005 by It Fryske Gea in the western part of the study area. This project lowered the ground surface height and removed several thresholds on the floor of the dune slack, with substantial effect in terms of increased wetness and salinisation there. These measures certainly explain part of the reduction of vegetation type 2) Fixed grassy dunes since 2006. Some of the area grown with this type of vegetation might disappear if the adjacent wetland and saltmarsh vegetation were to expand, but there is no direct evidence for this.

The fairly sudden changes after 2005 (when the nature development project was implemented) and after 2006 and 2007 (when there were high flooding) seem more likely to have been caused by these events than by the significant monotonic trend of soil subsidence. In the absence of inundation, we observed, for example, somewhat of a reversion back from 6) Low saltmarsh (less saline) to 3) Overgrown and thicketed dune slacks.



4.3.1. Inleiding

In 1995 is vastgesteld dat in enkele jonge duinvalleien van de Oerderduinen op Oost-Ameland juist ten westen van de gaswinningslocatie van de Nederlandse Aardolie Maatschappij B.V. (NAM) waar het zeewater incidenteel nog toegang heeft ([hoofdstuk 4.1](#)), over een grote oppervlakte sterfte optrad van struweel van Duindoorn (*Hippophae rhamnoides*). Deze valleien zijn gelegen binnen de door de aardgaswinning veroorzaakte bodemdalingsschotel. Dit zijn de valleien VI (C) en VII (A, B1 en B2) volgens de aanduiding van de beheerder van het gebied, It Fryske Gea (met tussen haakjes de valleinummers volgens Schouten 1999) ([figuur 4.3.1](#)). Daarnaast kwam in 1994 sterfte voor van struweel van Gewone vlier (*Sambucus nigra*) en van Eenstijlige meidoorn (*Crataegus monogyna*) in twee geïsoleerde kleine valleitjes in de Oerderduinen ([figuur 4.3.8](#)). Met de aanduiding van It Fryske Gea: vliersterfte in de valleien III & V; meidoornsterfte alleen in vallei V (Slim 1997a, 1997b, Eysink et al. 2000a, 2000b).



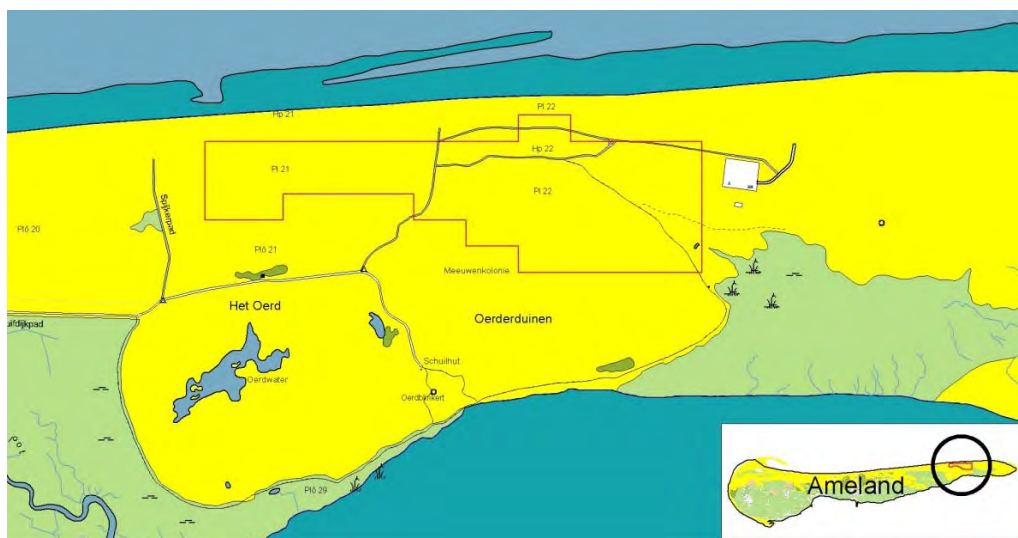
Figuur 4.3.1 Oost-Ameland in de beginsituatie (1987) bij aanvang van de bodemdaling met de verschillende duinvalleien (Schouten 1999). It Fryske Gea noemt vallei C: vallei VI, en de valleien A, B1 en B2: vallei VII. The east side of the isle of Ameland in the initial state (1987) with the various dune slacks at the start of subsidence (Schouten 1999). It Fryske Gea refers to slack C as slack VI and to slacks A, B1 and B2 as slack VII.

In 2000 is aannemelijk gemaakt dat de duindoornsterfte was veroorzaakt door hoge vloeden vanuit de Waddenzee in de periode 1989-1992. Vlier- en meidoornsterfte trad op doordat grondwater ver boven het maaiveld stond in de door neerslag zeer natte periode 1993-1994. Conclusie was toen dat in het dynamische gebied van Oost-Ameland het bodemdalingseffect op de vegetatie ondergeschikt was aan de verstoring veroorzaakt door bijzondere natuurlijke gebeurtenissen ('events') zoals extreme storm en neerslag (Krol 2004, Eysink et al. 2000a, 2000b, Slim 1997a, 1997b). Naderhand stelde Krol ([hoofdstuk 4.1](#)) dat niet zozeer hoge vloeden, als wel langdurige inundatie oorzaak van sterfte zou zijn geweest. Bijzondere gebeurtenissen alsook weersinvloeden blijven in hun uitwerking op dit gebied uiterst belangrijk. In 2006 en 2007 vonden bij storm langdurige overvloedingen plaats. Deze 'events' en hun uitwerking worden uitvoerig besproken in een apart hoofdstuk in deze rapportage ([hoofdstuk 4.1](#)).

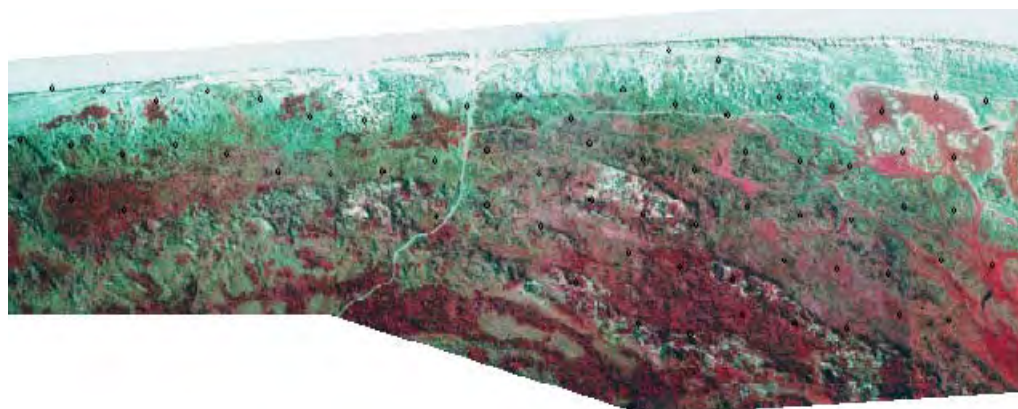
Na 13 jaar gaswinning vond in 2000 een evaluatie plaats van de effecten van de bodemdaling (Eysink et al. 2000a, 2000b). Tevens kwam een audit tot stand van het onderzoek zelf. Deze audit vond plaats met een openbaar symposium onder auspiciën van het Centre for Ecological and Evolutionary Studies van de Rijksuniversiteit Groningen. De Begeleidingscommissie Monitoring Bodemdaling Ameland besloot hierop tot bijstelling van het tot dan uitgevoerde monitoringprogramma om daarmee o.a. de effecten van bodemdaling op de duinvalleien intensiever te laten monitoren. In deze valleien met struweelsterfte zijn vanwege de ligging in het centrum van de bodemdalingsschotel de sterkste ecologische effecten van bodemdaling te verwachten. Het gebied met duindoornsterfte omvatte ca. 25 ha, maar de uitgebreide monitoring beslaat met 70 ha ook de omgeving, en omvat daarmee terreindelen waarin ook andere of geen ecologische effecten van bodemdaling verwacht kunnen worden. De ligging van



het onderzoekgebied op Oost-Ameland is gegeven in [figuur 4.3.2](#). De false colour luchtfoto van [figuur 4.3.3](#) geeft aanvullende informatie over de ligging in het landschap.



Figuur 4.3.2 Ligging van het onderzoekgebied op Oost-Ameland (rood omkaderd). In het noorden ligt de Noordzee met in het noordoosten de NAM-locatie; de trechervormige duinvallei is naar de zuidoostzijde open voor hoge vloedten vanuit de Waddenzee. De afstand tussen de opvolgend genummerde strandpalen is 1 km.
 Location of the study area on the eastern side of the isle of Ameland (outlined in red). To the north is the North Sea with the NAM drilling site at the north-east; the funnel-shaped dune slack is open on the south-east to inundation by high tides from the Wadden Sea. The distance between the consecutively numbered beach markers is 1 km.



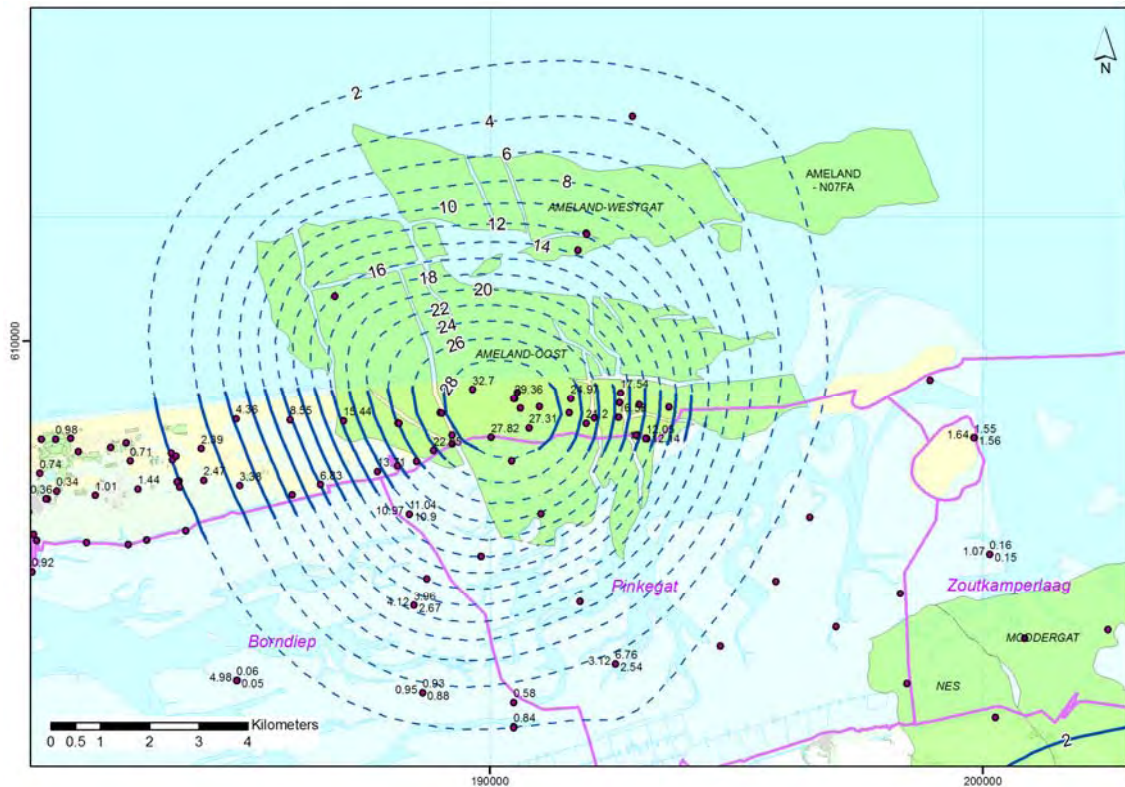
0 100 200 meters

False colour luchtfoto
 Duinvalleien Ameland-Oost
 met pq's

Figuur 4.3.3 False colour luchtfoto (juli 1997) gemaakt door de Meetkundige Dienst (Adviesdienst Geo-informatie en ICT) van Rijkswaterstaat met de in 2001, 2004, 2006, 2008 en 2010 opgenomen proefvlakken of pq's (δ) van de ongelijnd systematische steekproef (zie [4.3.2.1.1](#) Ontwerp meetnet opnamepunten). Wit tot blauwgrijze kleuren indiceren vegetaties met een lage biomassa (hoge, droge duinen); roze tot donkerrode kleuren indiceren vegetaties met een hoge biomassa (duinvalleien, struwelen). Het kronkellijntje naar boven is het fietspad naar het strand (strandpaal 21.6). Ten westen hiervan voerde It Fryske Gea in 2005 een natuurontwikkelingsproject uit (zie [figuur 4.3.5](#)). Het lijntje naar het oosten is het wandelpad naar de NAM-locatie. Let op schaalverschil met [figuur 4.3.2](#). Beeldverwerking M.E. Sanders.
 False colour aerial photograph taken by the survey service (Geo-information and ICT) of the Netherlands Department of Public Works (Rijkswaterstaat). The dots represent the permanent plots or PQs (δ) selected in 2001, 2004, 2006, 2008 and 2008 by unaligned systematic sampling (section [4.3.2.1.1](#) provides details on the sampling procedure). White to bluish grey colours indicate vegetation with a low biomass (high, dry dunes); pink to dark red colours indicate vegetation with a high biomass (dune slacks and thickets). The winding line from north to south is a bicycle path to the beach (at marker 21.6). West of this path is where It Fryske Gea carried out a nature development project in 2005 (see [figure 4.3.5](#)). The line from east to west is a hiking path to the NAM drilling site. Note the scale difference with [figure 4.3.2](#). Image processing M.E. Sanders.



Bodemdaling in het onderzoekgebied treedt op vanaf 1986, na de start van de aardgaswinning door de NAM eind 1985. Een overzicht van de tot 2009 op Oost-Ameland gemeten bodemdaling is gegeven in [figuur 4.3.4](#). In het onderzoekgebied is de daling tot dat moment 28-32 cm. De prognose voor de eindsituatie in 2025-2050 ligt volgens het bodemdalingsmodel <AMELAND_GRIDS_2009_concept_v2.xls> in de orde van grootte van ca. 34-38 cm ([hoofdstuk 1](#)).



Figuur 4.3.4 *Contouren van de in de periode 1986-2009 gemeten bodemdaling (cm) op Ameland als gevolg van aardgaswinning uit alle voorkomens in dit gebied (dit rapport). De ligging van de gasvelden is als groene ondergrond aangegeven. Uiterst links liggen Buren en Nes (met de aanlegsteiger van de veerboot).*
Subsidence contours (cm) measured over the 1986–2009 period on the isle of Ameland as a result of the extraction of natural gas from all incidences in this area (this report). The locations of the gas fields are shaded in green. At the far left are Buren and Nes (where the ferry landing is located).

Het gekarteerde gebied is eigendom van de Dienst der Domeinen en is sinds mensenheugenis in beheer bij de provinciale natuurbeschermingsvereniging It Fryske Gea. Najaar 2005 heeft It Fryske Gea een groot natuurontwikkelingsproject uitgevoerd op Oost-Ameland waarvan hier van belang is dat daarbij in het westelijke deel van het proefgebied het maaiveld is verlaagd, en struweel en dominante duinrietvegetaties zijn verwijderd. Hiermee beoogde de terreinbeheerder de successie van de vegetatie terug te zetten om daarmee weer kansen te scheppen voor hooggewaardeerde vegetaties van jonge duinvallen. Het gebied met natuurontwikkeling ligt ten westen van het noord-zuid lopende fietspad ter hoogte van paal 21.6 ([figuur 4.3.5](#)). Dit gedeelte beslaat ca. 30 % van de gemonitorde en gekarteerde oppervlakte van 70 ha.



Figuur 4.3.5 Op deze luchtfoto van Google Earth uit het najaar van 2005 is het natuurontwikkelingsproject van It Fryske Gea in uitvoering. Het onderzoekgebied bestrijkt nagenoeg de volle breedte van de foto. Vergelijk de [figuur 4.3.2](#) en [4.3.3](#). Te zien is dat het natuurontwikkelingsproject zich beperkt tot het deel ten westen van het noord-zuid lopende fietspad.
This Google Earth aerial image was taken in the fall of 2005 and shows the nature development project carried out by It Fryske Gea in progress. The study area covers almost the full width of the photograph. Comparing this photograph with [figure 4.3.2](#) and [4.3.3](#), it is evident that the nature development project is limited to the area west of the north-south running bicycle path.

Deze rapportage is de weerslag van de vegetatiemonitoring die in 2001, 2004, 2006, 2008 en 2010 in het onderzoekgebied heeft plaatsgevonden. Zij omvat in [hoofdstuk 4.3.2](#) 'Vegetatiemonitoring' de vaststelling van het vegetatietype op proefvlakken en een analyse van de vegetatieveranderingen op basis van deze puntinformatie. Vervolgens worden in [hoofdstuk 4.3.3](#) 'Geostatistische vegetatiekartering' met behulp van geostatistische technieken vlakdekkende kaarten van het vegetatietype voor alle jaren gemaakt en worden deze kaarten met elkaar vergeleken.

Over de vernatting in het onderzoekgebied is door het Natuurcentrum Ameland informatie ingewonnen op een aantal strategisch gekozen waarnemingspunten (Krol 2004, [hoofdstuk 4.1](#)). Deze puntinformatie is in ons onderzoek eerst vlakdekkend gemaakt en daarna aangewend voor de geostatistische vegetatiekartering.

In [hoofdstukken 4.3.2 en 4.3.3](#) beschrijven we de methoden en resultaten van de vegetatiemonitoring en vegetatiekartering. De discussie van de resultaten is opgenomen in [hoofdstuk 4.3.4](#) en de conclusies staan in [hoofdstuk 4.3.5](#).



4.3.2. Vegetatiemonitoring

In dit hoofdstuk beschrijven we opzet en uitzetting van het meetnet van opnamepunten van vegetatieopnamen, alsmede het maken en analyseren van de vegetatieopnamen, onder andere resulterend in een beschrijving van de onderscheiden vegetatietypen, en een beschrijving van de veranderingen in de flora. Ook bespreken we kort het onderzoek naar twee afwijkende, geïsoleerd liggende, kleine valleitjes.

Over de ecologische effecten van bodemdaling is reeds uitgebreid gerapporteerd (Eysink et al. 2000a, Begeleidingscommissie Monitoring Bodemdaling Ameland 2005, Van Dobben & Slim 2011). Waar op de kwelder de bodemdaling door opslibbing geheel of gedeeltelijk wordt gecompenseerd (Dijkema et al. 2005), is dit in de minder of niet voor de zee bereikbare biotopen slechts in beperkte mate of niet het geval. Ophoging van het maaiveld kan hier lokaal plaatsvinden door beperkte opslibbing, zandinstuiving ('sand spray') en bodemontwikkeling door humusvorming ([hoofdstuk 4.1](#)). In de zeereep kan maaiveldverhoging door zandinstuiving een aanzienlijke omvang aannemen ([hoofdstuk 2.6](#)). In algemene zin kan worden gezegd dat de bodemdaling in de valleien vooral een bijna even grote stijging van de grondwaterstand ten opzichte van het maaiveld tot gevolg heeft, en voor zover toegankelijk voor de zee, vooral ook een toename van de overloedingsfrequentie te zien zal geven, hetgeen ook zijn weerslag op de vegetatie heeft (Anonymus 1987, Dankers et al. 1987, Schouten 1999, Eysink et al. 2000a, 2000b, Krol 2004, [hoofdstuk 4.1](#)).

Het onderzoekgebied omvat de Natura2000-gebieden 'Noordzeekustzone' (gebiedsnummer 7) en 'Duinen Ameland' (gebiedsnummer 5) met elk een eigen aanwijzingsbesluit en eigen instandhoudingsdoelstellingen. De Noordzeekustzone is in 2009 aangewezen onder de Natuurbeschermingswet 1998, inclusief een Wijzigingsbesluit per 9 december 2010. Het Natura2000-gebied Duinen Ameland is bij besluit van 29 februari 2009 definitief aangewezen onder de Natuurbeschermingswet 1998. De meest oostelijk gelegen valleien rondom de NAM-locatie vallen onder de Noordzeekustzone; meer westelijk gelegen valleien behoren tot Duinen Ameland.

De volgende habitats van Annex I van de EG-Habitatrichtlijn (Richtlijn 92/43/EEG) (Janssen & Schaminée 2003) komen in het onderzoekgebied voor: H1330 Atlantische schorren (*Glaucopuccinellietalia maritimae*); H2110 Embryonale wandelende duinen; H2120 Wandelende duinen op de strandwal met *Ammophila arenaria* ('witte duinen'); H2130 Vastgelegde kustduinen met kruidvegetatie ('grijze duinen'); H2160 Duinen met *Hippophae rhamnoides*; H2170 Duinen met *Salix repens* subsp. *argentea* (*Salicion arenariae*) en H2190 Vochtige duinvalleien.

Bijzondere vermelding verdient een van de zeer weinige Nederlandse plantensoorten die onder bescherming staan van Annex II (tevens Annex IV) van de EG-Habitatrichtlijn (Richtlijn 92/43/EEG) (Janssen & Schaminée 2004) en daarmee van de Natuurbeschermingswet 1998: 1903 Groenknolorchis (*Liparis loeselii*). Hoewel door Rossenaar (2002) en Odé & Bolier (2003) niet voor Oost-Ameland opgegeven, komt de soort in het onderzoekgebied wel (veelvuldig) voor. Naar aanleiding van de audit van de vorige rapportage van het bodemdalingsonderzoek (Begeleidingscommissie Monitoring Bodemdaling Ameland 2005) is de afgelopen jaren aan de kartering van bijzondere plantensoorten speciale aandacht besteed door het Natuurcentrum Ameland ([hoofdstuk 4.6](#)).

In het onderzoekgebied komt een keur aan plantensoorten en vegetatietypen voor. Deze komen verderop in de rapportage aan bod.

4.3.2.1. Methode

4.3.2.1.1. Ontwerp meetnet opnamepunten

Uitgangspunt bij dit vegetatieonderzoek is de monitoring van vegetatieveranderingen door middel van vegetatieopnamen, die tevens worden gebruikt voor een vlakdekkende vegetatiekartering.

Monitoring stelt strenge eisen aan de objectiviteit en de nauwkeurigheid van de vegetatieopname (Goldsmith 1991). Objectiviteit geldt vooral voor de keuze van de punten waar de vegetatieopnamen worden gemaakt en de representativiteit van deze opnamelocaties, maar ook voor het onderscheiden van vegetatietypen (zie [paragraaf 4.3.2.1.4](#)) en het trekken van grenzen tussen vegetatietypen (zie [hoofdstuk 4.3.3](#)). Het nastreven van objectiviteit houdt in dat ad hoc beslissingen zoveel mogelijk worden voorkomen. Een belangrijk voordeel van objectiviteit is dat deze de controleerbaarheid en de herhaalbaarheid bevordert. Met



representativiteit bedoelen we hier dat de vegetatieopnamen evenredig over het terrein verdeeld liggen, waardoor alle delen van het terrein evenveel aandacht krijgen. De nauwkeurigheid betreft vooral de heropname van een opnamelocatie. De vegetatieopname in een volgende ronde moet zo precies mogelijk op dezelfde plek (en op dezelfde wijze) worden uitgevoerd als in de voorgaande opnameronde.

De opnamelocaties zijn getrokken uit de verzameling Rijksdriehoekcoördinaten volgens de methode van de ongelijnd systematische steekproef. Dit type steekproef is vooral geschikt voor het bemonsteren van mozaïeken (Oude Voshaar 1981). De trekking van de steekproef is geprogrammeerd in een statistisch programma. De ongelijnde systematische steekproef legt een regelmatig net van vierkanten over het te karteren terrein: rijen en kolommen. Het vierkant in de linkerbovenhoek krijgt een random punt voor de vegetatieopname (random X en random Y). Elk vierkant in de bovenste rij van het grid houdt de al getrokken random X-coördinaat, maar krijgt een nieuwe random Y-coördinaat. Het vierkant op de tweede rij in de eerste kolom krijgt een nieuwe random X-coördinaat, maar behoudt de Y-coördinaat van het vierkant erboven. Net als de vierkanten van de eerste rij, houden de vierkanten van de tweede rij de X-coördinaat van het eerste vierkant in hun rij. De Y-coördinaat is dezelfde als die van het erboven gelegen vierkant uit de eerste rij. Dit herhaalt zich voor elke rij, tot alle vierkanten een punt hebben. Een vierkant omvat hier 1 ha.

Op deze wijze zijn in 2001 70 locaties bepaald voor het vergaren van puntinformatie (nrs. 200101 t/m 200170). Op dezelfde 70 punten is in 2004, 2006, 2008 en 2010 de vegetatie opnieuw onderzocht (opgenomen) (nrs. 200401 t/m 200470, 200601 t/m 200670, 200801 t/m 200870 en 201001 t/m 201070) ([figuur 4.3.3](#) en [4.3.17](#)).

Daarnaast zijn in 2004, 2006, 2008 en 2010 nog op 70 extra punten (in 35 strata: twee at random gelote opnamepunten per koppel van twee aaneengesloten vierkanten) vegetatieopnamen gemaakt: de gestratificeerd aselechte steekproef. Op deze manier wordt ook informatie ingewonnen over de variatie die op korte afstand kan voorkomen, hetgeen van belang is voor de geostatistische vegetatiekartering (nrs. 2004101 t/m 2004170, 2006101 t/m 2006170, 2008201 t/m 2008270, 2010301 t/m 2010370) ([figuur 4.3.17](#)). Bij uitzondering zijn de punten uit 2006 dezelfde als in 2004.

4.3.2.1.2. Uitzetten opnamepunten

De opnamepunten zijn in alle jaren tezamen met de onderzoekers, bekend gemaakt (gelokaliseerd) door Ingenieursbureau 'Oranjewoud' B.V. te Heerenveen onder de kwaliteitsregels VNBG. De opnamelocaties zijn door haar met RTK-DGPS tot op ca. een centimeter nauwkeurig uitgezet ([figuur 4.3.6](#) en [4.3.7](#), [bijlagen 4.3 F t/m H](#)). Tijdens het uitzetten is gelijk de Z-coördinaat (hoogte in NAP) bepaald. Een enkel punt onder zwaar vlierstruweel was slechts met veel moeite uit te zetten waardoor de onnauwkeurigheid groter was. Het uitzetten van 70 punten kostte in het zware terrein twee dagen werk. De opnamepunten zijn tijdelijk met genummerde vlaggetjes gemarkeerd. Het uitzetten geschiedde in twee ronden. De eerste ronde betrof de 70 punten van de ongelijnd systematische steekproef; de tweede ronde de 70 'zwervende' punten van de gestratificeerd aselechte steekproef. Hiermee is beoogd het risico te verkleinen om tussentijds punten te verliezen bijvoorbeeld door het uittrekken van vlaggetjes. Er gingen evenwel geen punten verloren.

De gelote X- en Y-coördinaten voor 2001 en 2004 staan in Slim et al. (2005: Bijlage 3 en 4, respectievelijk ongelijnd systematische steekproef en gestratificeerd aselechte steekproef). De werkelijk gemeten X-, Y- en Z-coördinaten van 2004 zijn gegeven in Slim et al. (2005: Bijlage 5 en 6, respectievelijk ongelijnd systematische steekproef en gestratificeerd aselechte steekproef). Deze wijken marginaal af van de (nagestreefde) gelote coördinaten. In [bijlagen 4.3 F t/m H](#) worden de gelote X- en Y-coördinaten en de gemeten X-, Y- en Z-coördinaten gegeven voor de jaren 2006, 2008 en 21010.

Door de grote nauwkeurigheid bij de plaatsbepaling kunnen de opnamepunten tevens worden beschouwd als permanente proefvlakken (pq's).

4.3.2.1.3. Werkwijze vegetatieopnamen

De opnamepunten voor het maken van de vegetatieopnamen bestaan uit een cirkelvormig proefvlak met een straal van 1,13 m (4 m^2) en het met RTK-DGPS uitgezette punt als middelpunt. De vegetatieopname bestaat uit een complete lijst van alle soorten hogere planten (fanerogamen), mossen (bryofyten) en korstmossen (lichenen) met voor iedere soort een codering voor de abundantie (Braun-Blanquet 1928), in dit geval met de 9-delige opnameschaal



van de 4e bosstatistiek (Dirkse 1987, 1998, zie [tabel 4.3.1](#)). De vegetatieopnamen zijn inclusief epifytische mossen en korstmossen die veelvuldig voorkomen op respectievelijk Gewone vlier en op Gewone vlier en Duindoorn. Hiermee wordt recht gedaan aan de floristische biodiversiteit.

Tabel 4.3.1 *Negendelige opnameschaal van de 4e bosstatistiek voor abundantie (Dirkse 1987, 1998).
Nine-part scale used for cover abundance 4e Bosstatistiek (Dirkse 1987, 1998).*

Negendelige schaal	Bedekkingspercentage
1	<0,1
2	0,1 - 1
3	1 - 5
4	5 - 10
5	10 - 25
6	25 - 50
7	50 - 75
8	75 - 90
9	90 - 100

Het veldwerk is uitgevoerd in september (2001, 2006 deels) en augustus (2004, 2006 deels, 2008, 2010). Deze periode is gekozen om de vordering van het vegetatie seizoen en de toegankelijkheid van het gebied in verband met broedende kolonievogels. Het maken van vegetatieopnamen is verricht door Ing. P.A. Slim (Alterra, Wageningen UR) en Dr. G.M. Dirkse (Alterra, Wageningen UR en Natuurmuseum Nijmegen) in de eerste jaren met behulp van voorbedrukte watervaste veldformulieren en later met speciale programmatuur in een pda zodat er weinig onwerkbaar dagen waren. De opnamen zijn zoveel mogelijk door deze twee zeer ervaren onderzoekers gezamenlijk gemaakt waarbij zij elkaar controleerden en corrigeerden. Het aantal opnamen per dag varieerde van vier tot twaalf, afhankelijk van de moeilijkheidsgraad en de veld- en weersomstandigheden. Opslag en verwerking van de vegetatieopnamen vond plaats met het dataverwerkingsprogramma TURBOVEG (Hennekens 1995; <http://www.synbiosys.alterra.nl/turboveg>). Opnameformulieren, en naderhand invoer en uitvoer van TURBOVEG, zijn de avond van dezelfde dag handmatig gecontroleerd, gecorrigeerd en op een laptop opgeslagen. Omdat de hoeveelheid data ondertussen dermate groot is (630 vegetatieopnamen), konden deze niet meer analoog worden gepubliceerd zoals in de vorige rapportage nog het geval was (Slim et al. 2005). Daarom zijn de opnamen, zoals gebruikelijk, opgenomen in het databestand van de Landelijke Vegetatiedatabank op Alterra (<http://www.synbiosys.alterra.nl/lvd>; <http://www.alterra.wur.nl/NL/Producten/Informatiesystemen/SynBioSys>) en daarmee ook voor derden opvraagbaar en toegankelijk.



Figuur 4.3.6 Proefvlak (02) in de 'Vastgelegde, grazige duinen' (type 2), in het westen van het onderzoeksgebied. Helm (*Ammophila arenaria*) en Gewone eikvaren (*Polypodium vulgare*) zijn aspectbepalend. Foto: H.P.J. Huiskes (2 augustus 2010).
Test plot (02) in the 'Fixed grassy dunes' (type 2), in the western part of the study area. Marram (*Ammophila arenaria*) and the Common polypody (*Polypodium vulgare*) are most dominant. Picture: H.P.J. Huiskes (2 August 2010).



Figuur 4.3.7 Proefvlak in oud en hoog 'Duindoornstruweel' (type 4) in het zuiden van het onderzoeksgebied, met Duindoorn en Wilgenroosje (*Chamerion angustifolium*). Foto: H.P.J. Huiskes (3 augustus 2010).
Test plot with a tall aged stand of 'Sea-buckthorn thickets' (type 4) in the southern part of the study area. Sea-buckthorn and Fireweed (*Chamerion angustifolium*) are very much in evidence. Picture: H.P.J. Huiskes (3 August 2010).

De nomenclatuur van hogere planten (fanerogamen) is volgens Van der Meijden (1996), van mossen volgens (Touw & Rubers 1989) en van korstmossen volgens (Purvis et al. 1992). Een aantal hogere planten is voor verificatie verzameld en op Alterra gedeponneerd. Determinatie van mossen vond plaats in het veld door de bryologische expert Dr. G.M. Dirkse; in een aantal gevallen was nadeterminatie van verzameld materiaal noodzakelijk. Korstmossen zijn verzameld, en later gedetermineerd door lichenologisch expert Dr. A. Aptroot (Adviesbureau voor Bryologie en Lichenologie).

Smalle wikke (*Vicia sativa* subsp. *nigra*) en Lathyruswikke (*V. lathyroides*) zijn beide onderscheiden, maar verwisseling is goed mogelijk aangezien Smalle wikke een duinvorm kent die erg op Lathyruswikke lijkt; de zaden zijn onderscheidend (Weeda et al. 1987: 122-124, Van der Meijden 1996). Mogelijk schuilt onder Ruw vergeet-mij-nietje (*Myosotis ramosissima*), Akkervergeet-mij-nietje (*M. arvensis*). Bij Asperge (*Asparagus officinalis*) is steeds Liggende asperge (subsp. *prostratus*) aangehouden. Bij Zachte dravik (*Bromus hordeaceus*), Pinksterbloem (*Cardamine pratensis*) en Liggende vleugeltjesbloem (*Polygala vulgaris*) zijn geen ondersoorten of variëteiten onderscheiden. Rood zwenkgras (*Festuca rubra*) is steeds benoemd als subsp. *commutata*. Hennepnetel (*Galeopsis*) bleek in bloei in 2004 en later steeds Gespleten hennepnetel (*G. bifida*) te zijn en dus ook voor 2001 als zodanig herbenoemd. In 2001 onderscheiden Duinvogelmuur (*Stellaria pallida*) is naar aanleiding van latere ervaringen in Vogelmuur (*S. media*) genoemd. Paardenbloem (*Taraxacum*) is steeds Gewone paardenbloem (*T. officinale*) genoemd. Zandmuur (*Arenaria*) bleek steeds Gewone zandmuur (*A. serpyllifolia*; syn. *A. serpyllifolia* subsp. *macrocarpa*) te zijn.

Sommige exemplaren van een taxon konden niet op soort worden benoemd (*Bryum* spec., *Cephaloziella* spec., *Cladonia* spec., *Epilobium* spec., *Metzgeria* spec., *Micarea* spec., *Myosotis* spec., *Orthotrichum* spec., *Peltigera* spec., *Rumex* spec.). Deze zijn niet uit de bestanden verwijderd. De licheen *Amandinea punctata* is *Buellia punctata* genoemd.

Per opnamepunt is steeds de volgende aanvullende informatie verzameld: bodemtype (veldwaarneming: zand en klei als bovenste bewortelbare laag van de bodem; 'veen' als moerige bovenste bewortelbare laag van de bodem die onder natte omstandigheden in de valleien ontstaat), vochttoestand (veldwaarneming: droog, vochtig, nat), aanwezigheid van konijnen (begrazing, gegraveerd, keutels), expositie, Z-coördinaat (hoogteligging in m +NAP), Y-



coördinaat (proxy voor afstand tot de Noordzee: 'salt spray', 'sand spray', kalkgehalte, leeftijd) en X-coördinaat (proxy voor afstand tot overfloeding vanuit de Waddenzee). Deze parameters zijn gebruikt voor de gradiëntanalyse, maar niet voor de geostatistische vegetatiekartering (zie [hoofdstuk 4.3.3](#)) omdat zij niet vlakdekkend beschikbaar zijn.

In 2001 en 2004 zijn bij opnamepunten van respectievelijk de ongelijnd systematische steekproef en de gestratificeerd aselechte steekproef bodemmonsters genomen. Deze monsters zijn op vocht, koolzure kalk, lutum en chloride geanalyseerd door het Bedrijfslaboratorium voor Grond- en Gewasonderzoek (Blgg) te Oosterbeek. Deze analyses zijn nu niet opnieuw gebruikt.

4.3.2.1.4. Analyse vegetatieopnamen

De vegetatieopnamen zijn automatisch geclassificeerd met het clusterprogramma TWINSpan (Hill 1979). TWINSpan clustert op gestandaardiseerde wijze de vegetatieopnamen. Toepassing van TWINSpan is gebeurd met de standaardinstellingen. Opnamen die qua soortensamenstelling op elkaar lijken, komen in hetzelfde cluster terecht. Ook de plantensoorten zijn op dezelfde wijze gegroepeerd. Als stopregel voor verdere opdeling van de clusters is het 3e delingsniveau aangehouden. Het totaal aantal soorten (alle jaren, alle plots) bedroeg 267 (zie [hoofdstuk 4.3.2.2.1](#)). Hiervan zijn er 67 maar een of tweemaal gevonden en niet in de clusteranalyse betrokken.

Clustering vond plaats met de gehele set van alle opnamen uit 2001, 2004, 2006, 2008, 2010 samen, zodat een voor deze gehele periode geldige typologie is verkregen. Het is dus tevens een lokale, op de situatie afgestemde typologie, maar verwijzing naar de nationale (Schaminée et al. 1996, 1998, Stortelder et al. 1999) en de internationale referentie van de EG-Habitatrichtlijn (Richtlijn 92/43/EEG) (Janssen & Schaminée 2004) blijft mogelijk ([tabel 4.3.2](#)). Als de vegetatieopnamen op deze wijze zijn geclassificeerd impliceert dat een grote mate van flexibiliteit. Bij volgende opnameronden in volgende jaren kan de nieuwe situatie bij de classificatie worden betrokken; de vegetatieclassificatie ligt immers niet vast, maar kan worden aangepast aan nieuwe of bijgestelde karteerdoelen. Dit betekent dat de huidige bewerkingen over de eerste jaren 2001 en 2004 iets andere resultaten opleveren dan in Slim et al. (2005) omdat de latere jaren 2006, 2008 en 2010 nu ook onderdeel van de analyse zijn.

Gradiëntanalyse vond plaats met het programma CANOCO (Jongman et al. 1987, Ter Braak & Smlauer 2002). Hiermee zijn de belangrijkste gradiënten in de floristische samenstelling van de opnamen geïdentificeerd, en is de ecologische relevantie van deze gradiënten ('assen') vastgesteld. Voor de eerste drie assen konden plausibele ecologische interpretaties worden gevonden; verdere assen zijn buiten beschouwing gelaten. Ook de gemiddelde positie van de sample scores voor de vegetatietypen is voor elk van de opnamejaren afgebeeld. Hiermee kunnen veranderingen worden gevisualiseerd.

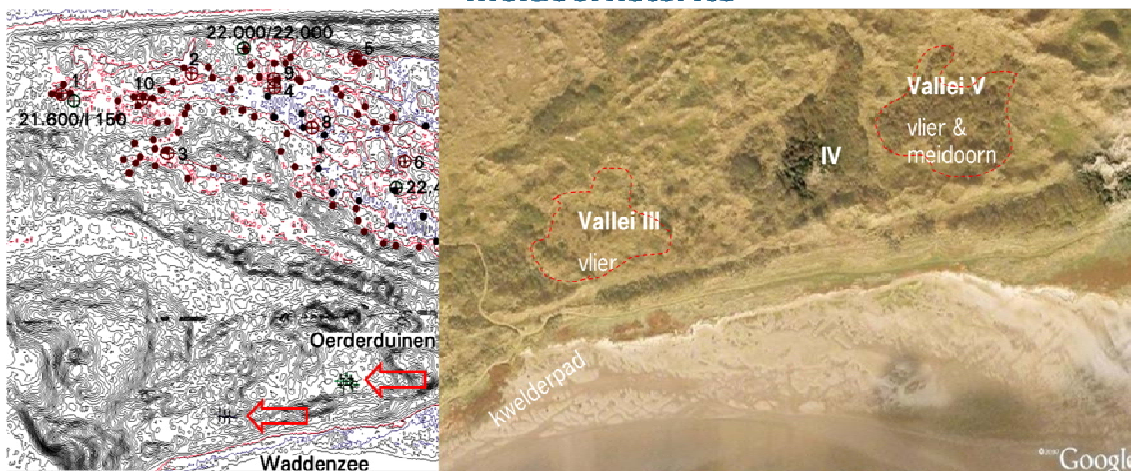
4.3.2.1.5. Geïsoleerd liggende kleine valleities

De twee kleine, geïsoleerd liggende duinvalleities (valleien III & V, [figuur 4.3.8](#) en [4.3.9](#)), gelegen aan de zuidkant van de Oerderduinen, zijn op aangepaste eenvoudiger wijze onderzocht. Inventarisatie in 2001, 2004 en 2007 vond plaats met de schaal van Tansley (Tansley & Chipp 1926, Tansley 1965).

Veldwerk vond plaats in dezelfde perioden als bij de valleikartering. Invoer en verwerking van de gegevens gebeurden op dezelfde wijze als bij de vegetatieopnamen.



Monitoring valleien III & V vier- en meidoornsterfte



Figuur 4.3.8 Ligging geïsoleerde kleine valleitjes III en V in de Oerderduinen.
Location of the small isolated slacks III and V in the 'Oerd' dunes.



Figuur 4.3.9 Overzicht meidoornvallei (vallei V); rode zweem van kleurende meidoornbessen (*Crataegus monogyna*); witte bloesem van Gewone vlier (*Sambucus nigra*). Foto: J. Krol, 2011.
View of Hawthorn valley (slack V); red shadow cast by the coloured Hawthorn berries (*Crataegus monogyna*); white blossoms of the Common Elder (*Sambucus nigra*). Picture: J. Krol, 2011.

4.3.2.2. Resultaten

4.3.2.2.1. Analyse vegetatieopnamen

Het resultaat van de clusteranalyse met TWINSpan over gehele set van opnamen uit 2001, 2004, 2006, 2008 en 2010 is een geordende tabel. Omdat de tabel nu zeer groot is (35 x A4), wordt deze nu niet meer hier gepubliceerd. Voor de beschikbaarheid van de data zie [hoofdstuk 4.3.2.1.3](#). De clusters kennen een dichotome hiërarchie die tot een indeling in (lokale) vegetatietypen leidt. Voor het door TWINSpan per opnamepunt per jaar toegekend vegetatietype verwijzen we naar [bijlage 4.3 A](#).



De clusters tot en met het derde splitsingsniveau zijn als vegetatietypen geaccepteerd. Deze acht (2^3) typen kunnen als volgt worden gekarakteriseerd (tussen haakjes het aantal van de in totaal 630 opnamen):

- type 0 (N=6) zijn de opnamen van 200103 t/m 201003 van pq 03 en opname 2010304 van pq 304 gelegen op de 'kale duinvoet aan de strandzijde van de zeereep'. Hierin komt al of net niet Zandhaver (*Leymus arenarius*) in de opname voor. Hier zou sprake kunnen zijn van Habitattype 2110. Om redenen van technische aard moesten deze opnamen met een of geen soort buiten de bewerkingen worden gehouden;
- type 1 (N=149) zijn de 'Helmduinen aan de zeekant', ook wel 'witte duinen' (Habitattype 2120) genoemd ([figuur 4.3.11](#)). Karakteristieke soorten van dit type zijn o.a. Helm (*Ammophila arenaria*), Zandzegge (*Carex arenaria*), Kleine leeuwentand (*Leontodon saxatilis*) en allerlei andere, kleine pioniers van het extreme milieu van open duin zoals Zanddoddegras (*Phleum arenarium*), Gewone zandmuur (*Arenaria serpyllifolia*), Vroege haver (*Aira praecox*), Zandhoornbloem (*Cerastium semidecandrum*), en Muurpeper (*Sedum acre*) en Groot duinsterretje (*Syntrichia ruralis*). Een klein aandeel in type 1 (N=15) betreft kruipwilgstruweel met Rond wintergroen (*Pyrola rotundifolia*) en Moeraswespenorchis (*Epipactis palustris*) dat vlak achter de zeereep is gelegen en tot het Habitatrichtlijntype 2170 is te rekenen (zie [hoofdstuk 4.6](#));
- type 2 (N=150) zijn de 'Vastgelegde, grazige duinen', ook wel 'grijze duinen' (Habitattype 2130) genoemd. Karakteristieke soorten zijn o.a. Zandzegge (*Carex arenaria*), Rood zwenkgras (*Festuca rubra*), Duinriet (*Calamagrostis epigejos*), Veldbeemdgras (*Poa pratensis*), Glad walstro (*Galium mollugo*), Gewoon klauwtjesmos (*Hypnum cupressiforme*), Mannetjesereprijs (*Veronica officinalis*) en Gewone veldbies (*Luzula campestris*). Een klein aandeel betreft enkele tientallen opnamen waarin ook Vogelmuur (*Stellaria media*), Grote brandnetel (*Urtica dioica*), Gewoon herderstasje (*Capsella bursa-pastoris*), Straatgras (*Poa annua*) of Kleine brandnetel (*Urtica urens*) voorkomen, als resultaat van activiteit van konijnen (graverij, latrines) of meeuwen (voedselresten);
- type 3 (N=146) zijn de 'Verruigde en verstruweelde duinvalleien', relatief nat met effecten van de inundaties (Habitattype 2190). Karakteristieke soorten zijn hier Duinriet (*Calamagrostis epigejos*), Akkerdistel (*Cirsium arvense*), Duindoorn (*Hippophae rhamnoides*), Grote brandnetel (*Urtica dioica*), Fijn laddermos (*Eurhynchium praelongum*), Watermunt (*Mentha aquatica*), en Krulzuring (*Rumex crispus*) en Koninginnenkruid (*Eupatorium cannabinum*), de laatste twee wel als effect van door inundaties afgestorven vegetatie. In dit type komt ook de EU-beschermde soort 1903 Groenknolorchis (*Liparis loeselii*) voor (zie [hoofdstuk 4.6](#));
- type 4 (N=47) is het hoger en droger gelegen 'Duindoornstruweel' zonder effect van inundaties met zoet of zout water. Behalve Duindoorn zijn karakteristieke soorten Gewoon dikkopmos (*Brachythecium rutabulum*), Grote brandnetel, Dauwbraam (*Rubus caesius*), Gewone braam (*R. fruticosus*), Gewone vlier (*Sambucus nigra*), Hondсроos (*Rosa canina*), en opnieuw Duinriet, Akkerdistel en Fijn laddermos.

Hiermede zijn we beland bij de resterende vier vegetatietypen die we hier tot de kwelderachtige vegetaties zouden willen rekenen, en waar de effecten van inundaties met zeewater zeer merkbaar zijn. De hier onderscheiden vegetatietypen 5 en 6 noemen we 'hoge kwelder' (relatief droog) en de typen 7 en 8 'lage kwelder' (relatief nat).

- type 5 (N=49) is t.o.v. type 6 een relatief meer zoute, Hoge kwelder met als karakteristieke soorten Zilte rus (*Juncus gerardii*), Zilverschoon (*Potentilla anserina*), Fioringras (*Agrostis stolonifera*), Rood zwenkgras (*Festuca rubra*), Rode ogentroost (*Odontites vernus*), Zilte zegge (*Carex distans*) en met minder frequent voorkomen van halofyten als Melkkruid (*Glaux maritima*), Schorrenkruid (*Suaeda maritima*) en Zulte (*Aster tripolium*);
- type 6 (N=20) is t.o.v. type 5 een relatief minder zoute, Hoge kwelder met Zilte rus (*Juncus gerardi*) en Rood zwenkgras (*Festuca rubra*), met minder voorkomen van halofyten en een belangrijker aandeel aan Strandkweek (*Elytrigia atherica*);
- type 7 (N=32) is t.o.v. type 8 een relatief minder zoute, Lage kwelder met als karakteristieke soorten Riet (*Phragmites australis*), Fioringras (*Agrostis stolonifera*), Zilverschoon (*Potentilla anserina*), Heen (*Bolboschoenus maritimus*), Slanke waterbies (*Eleocharis uniglumis*) en Zilte rus;



- type 8 (N=31) is t.o.v. type 7 een relatief meer zoute, Lage kwelder (figuur 4.3.10) met als karakteristieke soorten Zilte rus, Zilverschoon, Fioringras en meer frequent voorkomen van halofyten als Schorrenkruid, Melkkruid, Zulte, Kortarige zeekraal (*Salicornia europaea*) en Zilte schijnspurrie (*Spergularia salina*).

Een overzicht met korte karakteristiek van de lokale vegetatietypen met de aansluiting bij het Europese referentiesysteem van de EG-Habitatrichtlijn (Richtlijn 92/43/EEG) (Janssen & Schaminée 2004) is gegeven in tabel 4.3.2.

Bovengenoemde vegetatietypen 1 t/m 8 zijn gebruikt voor de geostatistische vegetatiekartering (hoofdstuk 4.3.3). Voor de daar te bespreken 'kruiging' is het wenselijk niet zeer kleine aantallen waarnemingspunten per categorie te hebben. Daarom is type 0 (twee opnamelocaties) weggelaten. Met de overblijvende acht vegetatietypen kunnen de vegetatieveranderingen in het landschap inzichtelijk in beeld worden gebracht. Juist veranderingen in 'Hoge en lage kwelder' (5 t/m 8), 'Verruigde en verstruweelde duinvalleien' (3), 'Helmduinen aan de zee kant' (1) en 'Vastgelegde, grazige duinen' (2) hebben ecologische relevantie t.a.v. de bodemdaling en het weer (vernatting, verzilting) en t.a.v. eutrofiëring, begrazing en natuurlijke successie van de vegetatie (verruiging, verstruweling).



Figuur 4.3.10 'Lage kwelder, meer zout' (type 8) ter hoogte van de NAM-locatie, met als karakteristieke soorten Kortarige zeekraal (*Salicornia europaea*), Fioringras (*Agrostis stolonifera*) en Heen (*Bolboschoenus maritimus*). Foto: H.P.J. Huiskes (augustus 2010).
Low saltmarsh (more saline)' (type 8) near the NAM site, with characteristic species Common Glasswort (*Salicornia europaea*), Creeping Bent (*Agrostis stolonifera*) and Sea Club-rush (*Bolboschoenus maritimus*). Picture: H.P.J. Huiskes (August 2010).



Figuur 4.3.11 'Helmduinen aan de zeekant' (type 1), halverwege fietspad en NAM-locatie. Helm (*Ammophila arenaria*) is dominant en Zeemelkdistel (*Sonchus arvensis* var. *maritimus*) bepaalt mede het aspect. Foto: H.P.J. Huiskes (augustus 2010).
 'Seaside Marram dunes' (type 1), about half way between the bicycle path and the NAM site. Marram (*Ammophila arenaria*) dominates the view but Perennial Sow-thistle (*Sonchus arvensis* var. *maritimus*) is also much in evidence. Picture: H.P.J. Huiskes (August 2010).

Tabel 4.3.2 Overzicht van de lokale vegetatietypologie bepaald met clusteranalyse van alle opnamen uit alle jaren (2001 t/m 2010), en de aansluiting bij het Europese referentiesysteem van Natura2000-habitattypen.
 Overview of the local vegetation classification system obtained by cluster analysis of all relevés for all years (2001 through 2010), and their corresponding categories in the European classification system for the Natura 2000 habitats.

Type	Lokale typologie	Habitattypen Natura2000
0	Duinvoet aan de strandzijde van de zeereep	H2110 Embryonale wandelende duinen
1	Helmduinen aan de zeekant	H2120 Wandelende duinen op de strandwal met <i>Ammophila arenaria</i> ('witte duinen') H2170 Duinen met <i>Salix repens</i> subsp. <i>argentea</i> (<i>Salicion arenariae</i>)
2	Vastgelegde, grazige duinen	H2130 Vastgelegde kustduinen met kruidvegetatie ('grijze duinen')
3	Verruigde en verstruweelde duinvalleien	H2190 Vochtige duinvalleien.
4	Duindoornstruweel	H2160 Duinen met <i>Hippophae rhamnoides</i>
5	Hoge kwelder, meer zout	H1330 Atlantische schorren (<i>Glaucopuccinellietalia maritimae</i>)
6	Hoge kwelder, minder zout	
7	Lage kwelder, minder zout	
8	Lage kwelder, meer zout	

In de periode 2001-2010 zijn van de ongelijnd systematisch gelote plots (dus bij steeds dezelfde 70 locaties) 26 plots (37%) van type veranderd. Zeven daarvan waren in 2010 weer teruggekeerd naar het type uit 2001. Een extreem veranderd plot had te maken met een zeer lokale menselijke ingreep. Uiteindelijk waren in 2010 19 locaties van type veranderd



(tabel 4.3.3). Algemeen beeld is wel een verandering van de lager genummerde vegetatietypen in tabel 4.3.2, naar de hoger genummerde; van successie en verruiging naar meer natte en kwelderachtige vegetaties. Een compleet overzicht van de vegetatietypen van alle plots in alle jaren staat in bijlage 4.3 A.

Tabel 4.3.3 Veranderingen van het vegetatietype van de ongelijnd systematisch gelote plots (N=70) tussen 2001 en 2010.
Changes in vegetation cover on the plots drawn by unaligned systematic sampling (N=70) between 2001 and 2010.

Van 2001	Naar 2010	Aantal plots
1) Helmduinen aan de zee kant	2) Vastgelegde, grazige duinen	2
1) Helmduinen aan de zee kant	3) Verruigde en verstruweelde duinvalleien	3
2) Vastgelegde, grazige duinen	1) Helmduinen aan de zee kant	2
2) Vastgelegde, grazige duinen	3) Verruigde en verstruweelde duinvalleien	2
3) Verruigde en verstruweelde duinvalleien	2) Vastgelegde, grazige duinen	2
3) Verruigde en verstruweelde duinvalleien	5) Hoge kwelder, meer zout	1
3) Verruigde en verstruweelde duinvalleien	7) Lage kwelder, minder zout	2
5) Hoge kwelder, meer zout	6) Hoge kwelder, minder zout	1
5) Hoge kwelder, meer zout	8) Lage kwelder, meer zout	2
8) Lage kwelder, meer zout	7) Lage kwelder, minder zout	2

In de bijlagen zijn de soortenlijsten gegeven van alle opnamen uit alle jaren met de frequentie van voorkomen per jaar, alsmede het in een opnamejaar aangetroffen totaal aantal plantensoorten. Voor de ongelijnd systematisch gelote plots (N=70) is dat voor de opnamejaren 2001, 2004, 2006, 2008 en 2010; dat betreft dus steeds in elk jaar precies dezelfde plek (bijlage 4.3 B). Voor de gestratificeerd aselekt gelote plots (N=70) betreft het de opnamejaren 2004, 2006, 2008 en 2010; dat zijn dus opnamen die door het terrein 'zwerfen' (bijlage 4.3 C).

De floralijst omvat in totaal 251 en 233 soorten (taxa) waargenomen in de ongelijnd systematisch gelote, respectievelijk gestratificeerd aselekt gelote plots (over 5 en 4 jaar). Dit is inclusief mossen en korstmossen, en taxa die niet op de soort konden worden gedetermineerd. De trend in het aantal voorgekomen soorten (taxa) in de verschillende jaren, met een dip in 2006 als mogelijk gevolg van de extreme vloed in dat jaar, tussen de ongelijnd systematische en gestratificeerd aselekt plots komt wel overeen: respectievelijk 161, 171, 165, 172 en 183 (2001-2010), en 164, 143, 163 en 172 (2004-2010).

Verder zien we relatief weinig verschillen zijn tussen de frequenties van voorkomen per plantensoort voor de beide steekproeven (bijlage 4.3 B en C). Bij vergelijking in de tijd komt het volgende beeld naar voren:

1. Tamelijk onveranderd zijn de dominante soorten zoals Helm (*Ammophila arenaria*), Duinriet (*Calamagrostis epigejos*), Zandzegge (*Carex arenaria*), Duindoorn (*Hippophae rhamnoides*), Rood zwenkgras (*Festuca rubra*), Glad walstro (*Galium mollugo*), Veldbeemdgras (*Poa pratensis*) en Gestreepte witbol (*Holcus lanatus*).
2. We zien ondanks het ingevoerde dynamisch kustbeheer (hoofdstuk 2.6) wel een effect in de flora van afnemende zanddynamiek. De vegetatie wordt dichter en soorten als Gewone zandmuur (*Arenaria serpyllifolia*), Vroege haver (*Aira praecox*), Scheve hoornbloem (*Cerastium diffusum*), Ruw vergeet-mij-nietje (*Myosotis ramosissima*), Zanddoddegras (*Phleum arenarium*), Muurpeper (*Sedum acre*), Boskruiskruid (*Senecio sylvaticus*), Stijve ogentroost (*Euphrasia stricta*) en Kleine veldkers (*Cardamine hirsuta*) nemen af en Strandkweek (*Elytrigia atherica*) neemt toe.
3. Als effect van de toegenomen vernatting (hoofdstuk 4.1) zien we in de flora van de proefvlakken een toename van Fioringras (*Agrostis stolonifera*), Zilverschoon (*Potentilla anserina*), Watermunt (*Mentha aquatica*) en Heen (*Bolboschoenus maritimus*). Maar haast nog opvallender is de toename en daarna weer afname of verdwijnen van soorten die indiceren voor de overstrooming met zeewater in 2007: Schorrenkruid (*Suaeda maritima*), Zulte (*Aster tripolium*), Strandmelde (*Atriplex littoralis*), Gewone zoutmelde (*A. portulacoides*), Spiesmelle (*A. prostrata*), Zeealsem (*Seriphidium maritimum*), Zilte zegge (*Carex distans*), Gewoon kweldergras (*Puccinellia maritima*), Kwelderzegge (*C.*



- extensa*) en Ziltmos (*Hennediella heimii*), en de afname van Moerasbasterdwederik (*Epilobium palustre*).
4. Omgekeerd is het patroon in voorkomen van Speerdistel (*Cirsium vulgare*), Gewoon dikkopmos (*Brachythecium rutabulum*), Gewoon klauwtjesmos (*Hypnum cupressiforme*) en Gewone veldbies (*Luzula campestris*). Zij namen in de periode met hoge vloed en af, en namen daarna weer toe.
 5. Als gevolg van de lokale sterfte van vegetaties door de (langdurige) overstroming namen soorten als Krulzuring (*Rumex crispus*), Gekroesde melkdistel (*Sonchus asper*), Koninginnenkruid (*Eupatorium cannabinum*) en Vlasbekje (*Linaria vulgaris*) toe.
 6. Verder was er natuurlijk het effect van de natuurontwikkeling ten westen van het onderzoekgebied doorkruisende fietspad, uitgevoerd in 2005: dat leverde gelijk bijzonderheden op zoals de Rode Lijst-soort Armbloemige waterbies (*Eleocharis quinqueflora*).
 7. Tenslotte is ook de toename van epifytische korstmossen opvallend. Als gevolg van de al eerder vastgestelde struweelsterfte van Duindoorn en ook wel Gewone vlier, mede ook na de overstromingen in 2006 en 2007, en door de verstruweling neemt het aantal waargenomen soorten epifytische korstmossen toe. Groot dooiermos (*Xanthoria parietina*) is hiervan een voorbeeld.

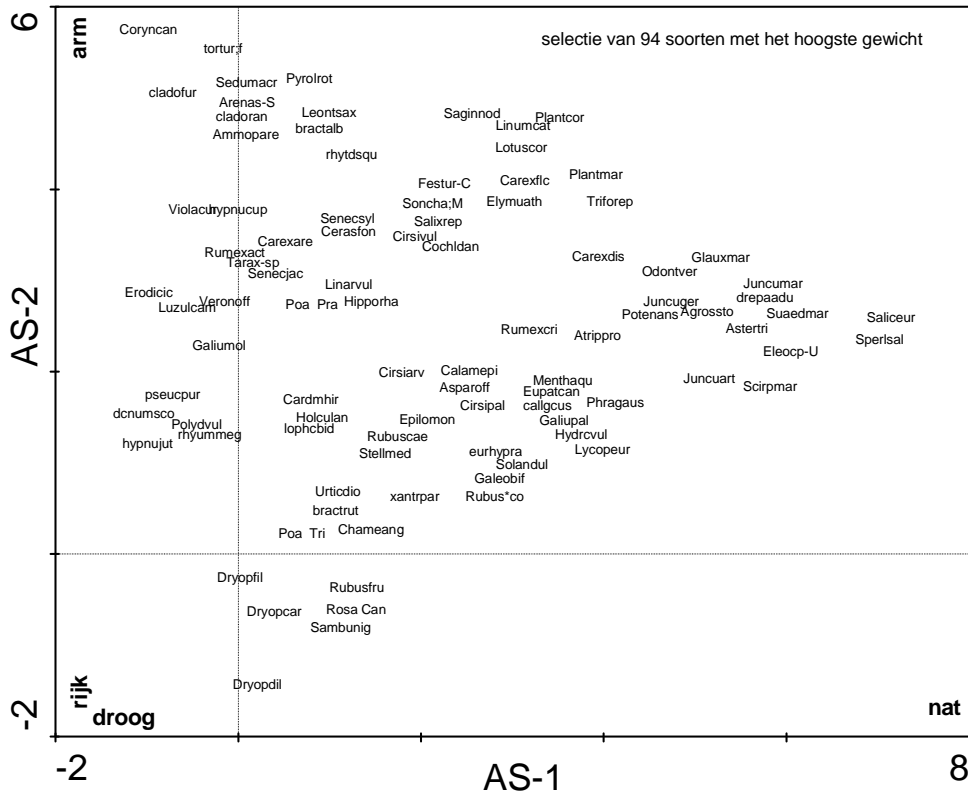
Door de verstruweling van de vastgelegde duinen nemen soorten als Gewoon kantmos (*Lophocolea bidentata*), Gewone eikvaren (*Polypodium vulgare*), en Hond- en Duinviooltje (*Viola canina* en *V. curtisii*) af.

4.3.2.2. Gradiëntanalyse

Gradiëntanalyse met CANOCO vond plaats om veranderingen in de vegetatie inzichtelijker te maken. De analyses geven inzicht in de belangrijkste ecologische factoren die bij de vegetatie in het gekarteerde gebied een rol spelen. Verschuiving van de vegetatietypen tussen 2001 en 2010 geven richting aan de veranderingen die tussentijds zijn opgetreden.

Multivariate analyse van alle opnamen laat de belangrijkste gradiënten in floristische samenstelling zien. Met behulp van ecologische ervaring en algemeen beschikbare kennis (Van der Meijden 1996, Weeda et al. 1999a t/m 1999e) is de ecologische relevantie van deze gradiënten ('assen') na te gaan. In de soortenplot (figuur 4.3.12) indiceert de 1e (horizontale) as de gradiënt van (links) 'droog' met soorten als Gevorkt heidestaartje (*Cladonia furcata*), Gewone veldbies (*Luzula campestris*) en Buntgras (*Corynephorus canescens*); naar (rechts) 'nat' met soorten als Riet (*Phragmites australis*), Slanke waterbies (*Eleocharis uniglumis*) en Heen of Zeebies (*Scirpus maritimus* of *Bolboschoenus maritimus*). De 2e (verticale) as indiceert de gradiënt van open duin en nog voedselarme omstandigheden: 'Helmduinen aan de zeekant' (boven) met bijvoorbeeld Duinreigersbek (*Erodium cicutarium* subsp. *dunense*), Muurpeper (*Sedum acre*) en Helm (*Ammophila arenaria*); via 'Vastgelegde, grazige duinen' met soorten als Mannetjesereprijs (*Veronica officinalis*) en Glad walstro (*Galium mollugo*); naar voedselrijke, 'Verruigde en verstruweelde duinvalleien' en 'Duindoornstruweel' (onder) met o.a. Gewone braam (*Rubus fruticosus*), Wilgenroosje (*Chamerion angustifolium*), Grote brandnetel (*Urtica dioica*), Gewone vlier (*Sambucus nigra*) en Hondroos (*Rosa canina*).

De soortenplot van de 1e tegen de 3e as (hier niet weergegeven) laat zien dat de 3e (verticale) as indiceert voor de gradiënt van zoet (onder) en naar zout (boven). Deze 1e en 3e as worden gedemonstreerd in de plot van de sample scores (figuur 4.3.14).

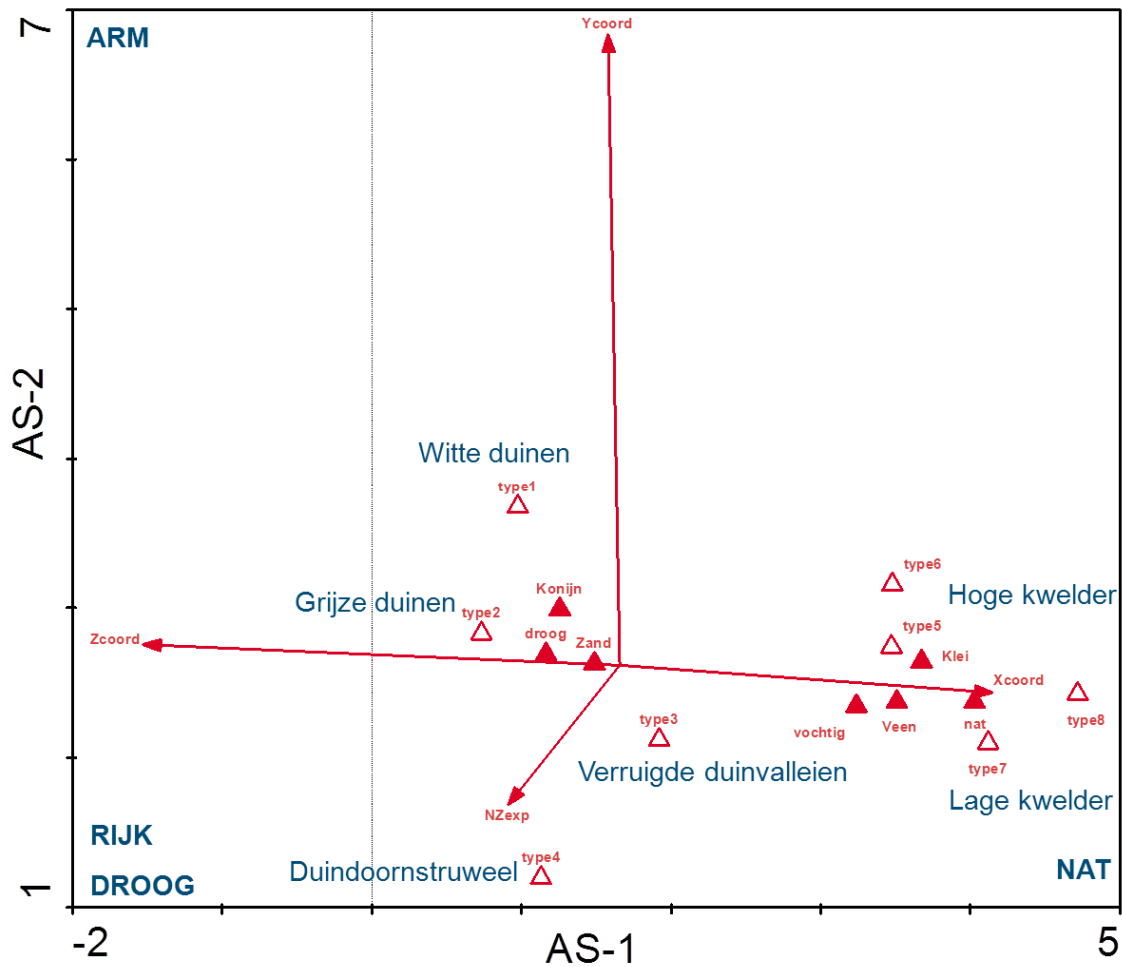


Figuur 4.3.12 Multivariate analyse van alle opnamen: soortenplot. De 1e (horizontale) as komt overeen met de gradiënt van (links) droog, naar (rechts) nat; de 2e (verticale) as komt overeen met de gradiënt van open duin (boven), naar verruigde en verstruweelde duinvalleien en duinstruweel (onder). Voor de leesbaarheid zijn enkele soorten iets ten opzichte van elkaar verschoven. DCA (= 'indirecte gradiënt analyse'), detrending met segmenten, abundanties gelogarithmiseerd, soorten die één of tweemaal voorkomen, zijn buiten beschouwing gelaten. Betekenis van de gecodeerde soortnamen (alfabetisch op code geordend, fanerogamen eerste letter Hoofdletter, cryptogamen eerste letter kleine letter):
Multivariate analysis of all relevés: species plot. The 1st (horizontal) axis corresponds with the gradient from dry (left) to wet (right); the 2nd (vertical) axis corresponds with the gradient from open dune (above) to overgrown and thicketed dune slacks and dune thickets (below). For readability, a number of species have been shifted slightly in relation to one another. DCA (= 'indirect gradient analysis'), detrending by segments, logarithmised abundances, species that occur once or twice are omitted. Definitions of the coded species names above (listed alphabetically by code, phanerogams with first letter in Uppercase, cryptogams with first letter lowercase).

Agrossto, *Agrostis stolonifera*; Ammpopare, *Ammophila arenaria*; Arenas-S, *Arenaria serpyllifolia* subsp. *serpyllifolia*; Asparoff, *Asparagus officinalis*; Astertri, *Aster tripolium*; Atrippro, *Atriplex prostrata*; bractalb, *Brachythecium albicans*; bractrut, *Brachythecium rutabulum*; Calamepi, *Calamagrostis epigejos*; callgcus, *Calliergonella cuspidata*; Cardmhir, *Cardamine hirsuta*; Carexare, *Carex arenaria*; Carexdis, *Carex distans*; Carexfic, *Carex flacca*; Cerasfon, *Cerastium fontanum*; Chameang, *Chamerion angustifolium*; Cirsiarv, *Cirsium arvense*; Cirsiopal, *Cirsium palustre*; Cirsiuvul, *Cirsium vulgare*; cladofur, *Cladonia furcata*; cladoran, *Cladonia rangiformis*; Cochldan, *Cochlearia danica*; Coryncan, *Corynephorus canescens*; dcnumsco, *Dicranum scoparium*; drepaadu, *Drepanocladus aduncus*; Dryopcar, *Dryopteris carthusiana*; Dryopdil, *Dryopteris dilatata*; Dryopfil, *Dryopteris filix-mas*; Eleoep-U, *Eleocharis palustris* subsp. *uniglumis*; Elymuath, *Elymus athericus*; Epilomon, *Epilobium montanum*; Erodicic, *Erodium cicutarium*; Eupatcan, *Eupatorium cannabinum*; eurhypra, *Eurhynchium praelongum*; Festur-C, *Festuca rubra* subsp. *commutata*; Galeobif, *Galeopsis bifida*; Galiumol, *Galium mollugo*; Galiupal, *Galium palustre*; Glauxmar, *Glaux maritima*; Hipporpha, *Hippophae rhamnoides*; Holculan, *Holcus lanatus*; Hydrcvul, *Hydrocotyle vulgaris*; hypnucup, *Hypnum cupressiforme*; hypnujut, *Hypnum jutlandicum*; Juncuart, *Juncus articulatus*; Juncuger, *Juncus gerardi*; Juncumar, *Juncus maritimus*; Leontsax, *Leontodon saxatilis*; Linarvul, *Linaria vulgaris*; Linumcat, *Linum catharticum*; lophcbid, *Lophocolea bidentata*; Lotuscot, *Lotus corniculatus*; Luzulcam, *Luzula campestris*; Lycopieur, *Lycopus europaeus*; Menthaqu, *Mentha aquatica*; Odontver, *Odontites vernus*; Odontver, *Odontites vernus* subsp. *serotinus*; Phragaus, *Phragmites australis*; Plantcor, *Plantago coronopus*; Plantmar, *Plantago maritima*; Poa pra, *Poa pratensis*; Poa tri, *Poa trivialis*; Polydvul, *Polypodium vulgare*; Potenans, *Potentilla anserina*; pseucpur, *Pseudoscleropodium purum*; Pyrolrot, *Pyrola rotundifolia*; rhytdsqu, *Rhytidiadelphus squarrosus*; rhyummeg, *Rhynchosostegium megapolitanum*; Rosa can, *Rosa canina*; Rubus*co, *Rubus x corylifolius*; Rubuscae, *Rubus caesius*; Rubusfru, *Rubus fruticosus*; Rumexact, *Rumex acetosella*; Rumexcri, *Rumex crispus*; Saginnod, *Sagina nodosa*; Saliceur, *Salicornia europaea*; Salixrep, *Salix repens*; Sambunig, *Sambucus nigra*; Scirpmar, *Scirpus maritimus*; Sedumacr, *Sedum acre*; Senecjac, *Senecio jacobaea*; Senecysl, *Senecio sylvaticus*; Solandul, *Solanum dulcamara*; Soncha;M, *Sonchus arvensis* var. *maritimus*; Sperlsal, *Spergularia salina*; Stellmed, *Stellaria media*; Suaedmar, *Suaeda maritima*; Tarax-sp, *Taraxacum*; tortur;f, *Tortula ruralis* var. *ruraliformis*; Triforep, *Trifolium repens*; Urticdio, *Urtica dioica*; Veronoff, *Veronica officinalis*; Violacur, *Viola curtisii*; xantrpar, *Xanthoria parietina*.



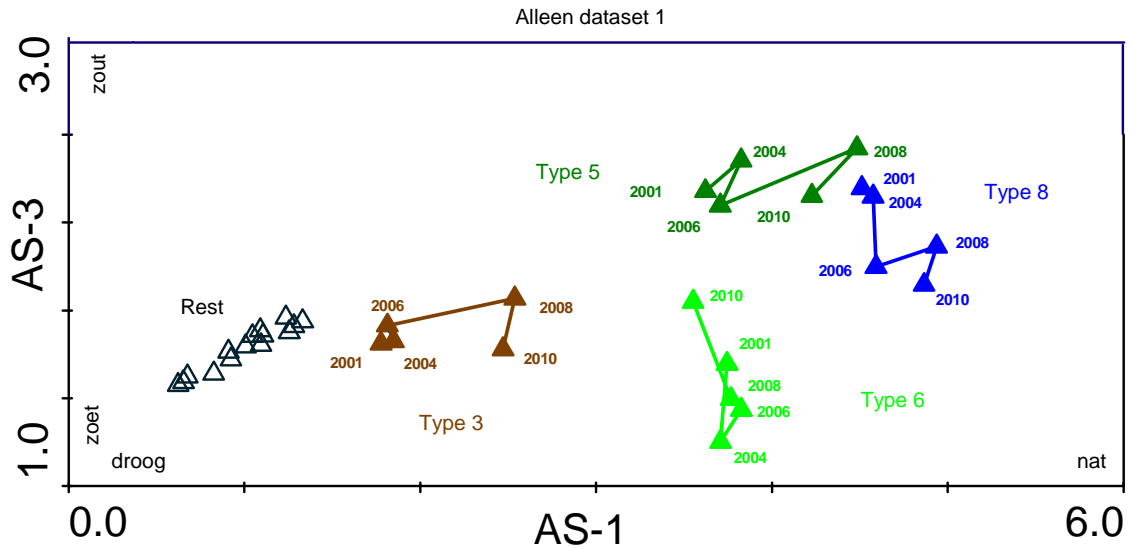
Figuur 4.3.13 geeft de correlatie van de assen uit de multivariate analyse met de omgevingsvariabelen. De 1e (horizontale) as toont opnieuw de gradiënt van (links) droog, hoog (Z-coördinaat) en dus zoet; naar (rechts) nat, vochtig, klei en veen en zout (X-coördinaat: proxy voor nabije afstand tot instroom vanuit de Waddenzee): het domein van de kweldertypen 5 t/m 8. De 2e (verticale) as toont de gradiënt van (boven) nabijheid van de zee (Y-coördinaat: proxy voor 'salt spray', 'sand spray', kalk, leeftijd); via aanwezigheid van konijnen; naar NZ-expositie in de oudere duinen. Belangrijkste verklarende variabelen in volgorde van belangrijkheid zijn droog, Y-, X- en Z-coördinaat en al of niet aanwezigheid van konijnen (**bijlage 4.3 E**).



Figuur 4.3.13 Multivariate analyse: correlatie van de eerste twee assen met de omgevingsvariabelen. Deze figuur kan (in gelijke schaling) over **figuur 4.3.12** worden geprojecteerd. De 1e (horizontale) as is positief gecorreleerd met 'vochtig', 'nat' en met de X-coördinaat (hoge waarde hiervan indiceert nabijheid tot instroom vanuit de Waddenzee); de 2e (verticale) as is sterk positief gecorreleerd met de Y-coördinaat (hoge waarde hiervan indiceert korte afstand tot de Noordzee).

Multivariate analysis: correlation of the first two axes with the environmental variables. This figure can (with the same scaling) be projected onto **figuur 4.3.12**. The 1st (horizontal) axis is positively correlated with 'humid', 'wet' and the X coordinate (a high value here indicates proximity to the influx from the Wadden Sea); the 2nd (vertical) axis is strongly positively correlated with the Y coordinate (a high value here indicates proximity to the North Sea).

Het plot van de sample scores (**figuur 4.3.14**) van de 1e en de 3e as toont de gemiddelde positie van de ongelijnd systematisch gelote plots (dus steeds dezelfde 70 locaties per opnamejaar 2001 t/m 2010) voor een aantal vegetatietypen (Type 3 'Verruigde en verstruweelde duinvalleien'; Type 5 'Hoge kwelder, meer zout'; Type 6 'Hoge kwelder, minder zout'; Type 8 'Lage kwelder, meer zout'). De overblijvende Typen 1, 2, 4 en 7 liggen dicht opeen ('Rest') omdat ze in de loop van de tijd weinig verandering ondergingen.



Figuur 4.3.14 Multivariate analyse: sample scores. Hier is de gemiddelde positie van de pq's per jaar aangegeven voor de vegetatietypen 3 'Verruigde en verstruweelde duinvalleien', 5 'Hoge kwelder, meer zout', 6 'Hoge kwelder, minder zout' en 8 'Lage kwelder, meer zout'. De tussen 2001 en 2010 afgelegde afstand ('reis in de tijd') is voor de afgebeelde afzonderlijke typen behoorlijk. Type 3 wordt natter, Type 5 wordt zouter na de hoge vloed in 2007, maar daarna weer wat minder zout, Type 6 wordt zouter, en Type 8 wordt steeds natter.

Multivariate analysis: sample scores. This figure presents the average position of the PQs for each year for five vegetation types: 3 'Overgrown and thicketed dune slacks', 5 'High saltmarsh (more saline)', 6 'High saltmarsh (less saline)' and 8 'Low saltmarsh (more saline)'. The distance covered between 2001 and 2010 ('travel over time') is considerable for all the vegetation types presented. Type 3 becomes wetter, Type 5 becomes saltier after flooding by high tides in 2007, but afterwards becomes a bit less salty again, Type 6 becomes saltier, and Type 8 becomes increasingly wet.

4.3.2.2.3. Geïsoleerde kleine valleitjes

In de valleien III en V is de samenstelling van de vegetatie niet erg veranderd tussen 2001 en 2007. Van veel soorten bleef de abundantie min of meer gelijk; van een aantal nam de talrijkheid af en van een aantal toe. Wel wordt het aandeel open terrein steeds minder, en treedt er verruiging op en vormt het struweel een steeds dichter bestand. Een overzicht wordt gegeven in [bijlage 4.3 D](#).

Na 1994/95 zijn de valleien niet opnieuw geïnunderd. Gewone vlier (*Sambucus nigra*) loopt hier en daar weer uit ([figuur 4.3.15](#)), en er zijn nieuwe vestigingen van vlier, Eenstijlige meidoorn (*Crataegus monogyna*) ([figuur 4.3.16](#)), Grauwe wilg (*Salix cinerea*) en Wilde kamperfoelie (*Lonicera periclymenum*). De meidoorns langs de rand van de valleien zien er florissant uit ([figuur 4.3.9](#)).



Figuur 4.3.15 Opnieuw uitlopende Gewone vlier in vallei III. Foto: P.A. Slim (22 augustus 2007).
New growth on a Common Elder bush in slack III. Picture: P.A. Slim (22 August 2007).



Figuur 4.3.16 Vallei V met nieuwe meidoornopslag. Foto: P.A. Slim (22 augustus 2007).
Slack V with a new Hawthorn store. Picture: P.A. Slim (22 August 2007).



4.3.3. Geostatistische vegetatiekartering

Vegetatiekaarten maken inzichtelijk hoe de vegetatie is verspreid in het landschap en kunnen aldus van groot nut zijn bij het interpreteren van landschappelijke vegetatiekundige processen. Daarnaast biedt de vergelijking van vegetatiekaarten zoals gemaakt op verschillende momenten de mogelijkheid veranderingen in de ruimtelijke patronen van de vegetatie vast te stellen en deze te interpreteren. Om deze redenen zijn in dit onderzoek voor dit deel van het bodemdalingsgebied op Oost-Ameland vegetatiekaarten gemaakt, voor de jaren 2001, 2004, 2006, 2008 en 2010. Als vertrekpunt zijn hiervoor de op meetlocaties vastgestelde vegetatietypen gebruikt. In het voorgaande hoofdstuk is uitgebreid besproken hoe op deze meetlocaties (proefvlakken of pq's) het vegetatietype is vastgesteld. In dit hoofdstuk behandelen we hoe we vanuit deze puntwaarnemingen van het vegetatietype een gebiedsdekkend beeld van de vegetatie hebben gemaakt. We maken hiervoor gebruik van een geostatistische methode, regressie-kriging. Deze techniek voorspelt het vegetatietype op de roosterpunten van een grid in het landschap, op basis van het waargenomen vegetatietype op de meetlocaties en van gebiedsdekkende hulpinformatie zoals maaiveldhoogte, hellingshoek, expositie en mate van inundatie door hoge vloed en neerslag en grondwater.

Na een beschrijving van de dataset en de hulpinformatie in [hoofdstuk 4.3.3.1](#) leggen we de methodiek van regressie-kriging uit in [hoofdstuk 4.3.3.2](#). We presenteren de resultaten voor het onderzoeksgebied op Ameland in [hoofdstuk 4.3.3.3](#) en bespreken deze in [hoofdstuk 4.3.4](#). In [hoofdstuk 4.3.5](#) sluiten we het hoofdstuk af met een aantal conclusies en aanbevelingen.

4.3.3.1. Beschrijving van de dataset en hulpinformatie

Voor de vegetatiekartering maken we gebruik van twee soorten informatie. Dit zijn de waargenomen vegetatietypen op meetlocaties in het gebied en de gebiedsdekkend beschikbare hulpinformatie. We bespreken beide informatiebronnen één voor één.

4.3.3.1.1. Vegetatietype op meetlocaties

In de zomers van 2001, 2004, 2006, 2008 en 2010 is veldwerk uitgevoerd waarbij op de meetlocaties (proefvlakken of pq's) in het veld vegetatieopnamen zijn gemaakt (zie [hoofdstuk 4.3.2](#)). Deze 'puntlocaties' hebben in werkelijkheid de vorm van een cirkel met een oppervlak van 4 m². Het totaal aantal geselecteerde vegetatieplots per jaar is 70 in 2001 en 140 in de navolgende jaren. De helft van de 140 plots van 2004 en de jaren daarna is permanent, d.w.z. op deze plots is in alle jaren de vegetatie opgenomen. De overige 70 plots zijn steeds wisselend, d.w.z. elk jaar zijn 70 andere plots geselecteerd en opgenomen. Alle 140 plots zijn random geselecteerd (geloot). De permanente plots zijn geloot met een systematische ongelijnde steekproefopzet, resulterend in een meetnet van één locatie per kwadrant van 100 bij 100 m (1 ha). De wisselende plots zijn geloot met een gestratificeerde aselechte steekproefopzet, met als strata twee naast elkaar gelegen kwadranten.

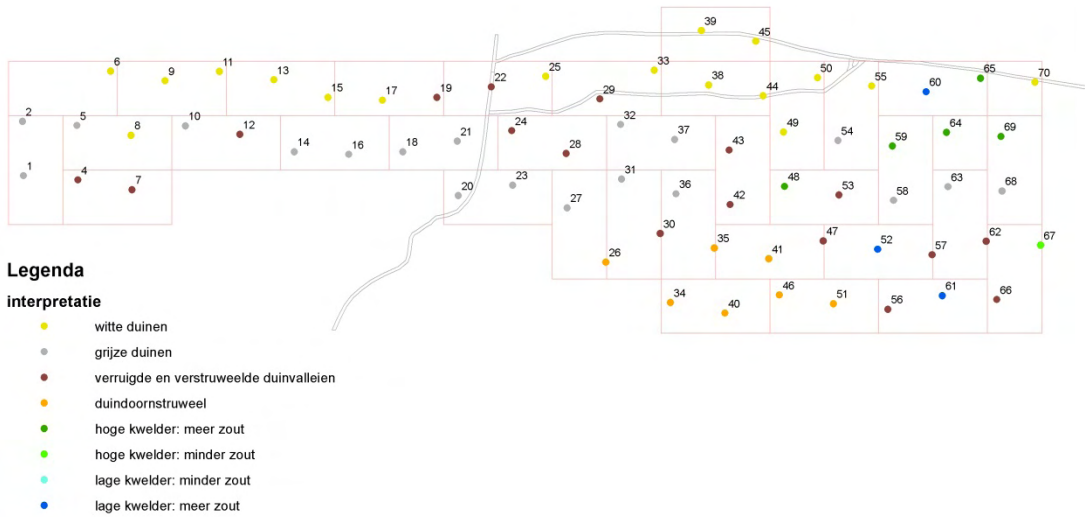
Met behulp van classificatie is vervolgens voor de vijf jaren op elk van de meetlocaties het vegetatietype vastgesteld (zie voor een uitgebreide beschrijving [hoofdstuk 4.3.2.1](#)). In dit hoofdstuk zullen we de legenda van [tabel 4.3.2](#) hanteren, waarbij de vegetatie is ingedeeld in acht vegetatietypen:

1. Helmduinen aan de zeekant of 'witte duinen'
2. Vastgelegde, grazige duinen of 'grijze duinen'
3. Verruigde en verstruweelde duinvalleien
4. Duindoornstruweel
5. Hoge kwelder, meer zout
6. Hoge kwelder, minder zout
7. Lage kwelder, minder zout
8. Lage kwelder, meer zout

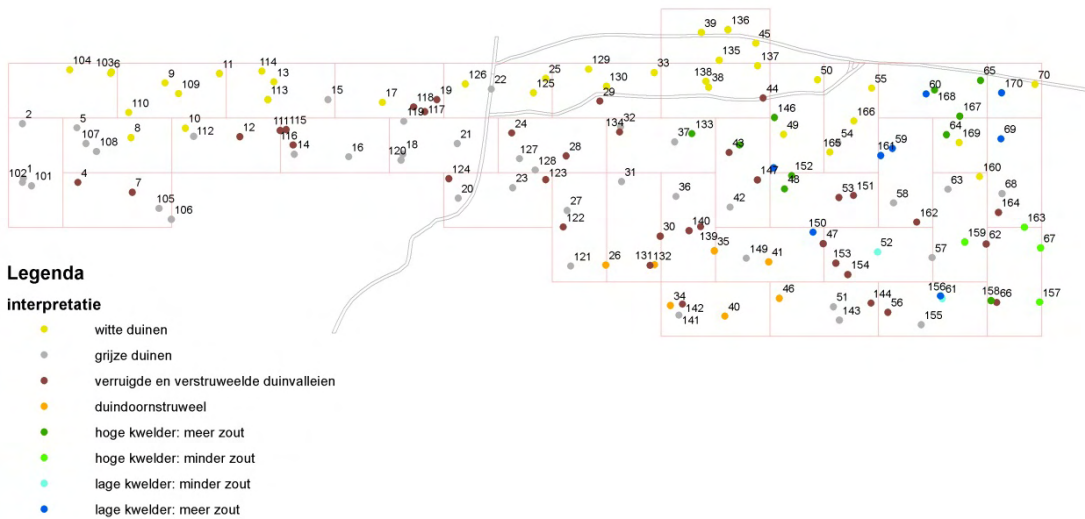
Met deze vegetatietypen kunnen de vegetatieveranderingen in het landschap inzichtelijk in beeld worden gebracht. [Figuur 4.3.17](#) geeft als voorbeeld de ligging van de locaties in het gebied alsmede het per locatie vastgestelde vegetatietype voor de jaren 2001, 2004 en 2010.

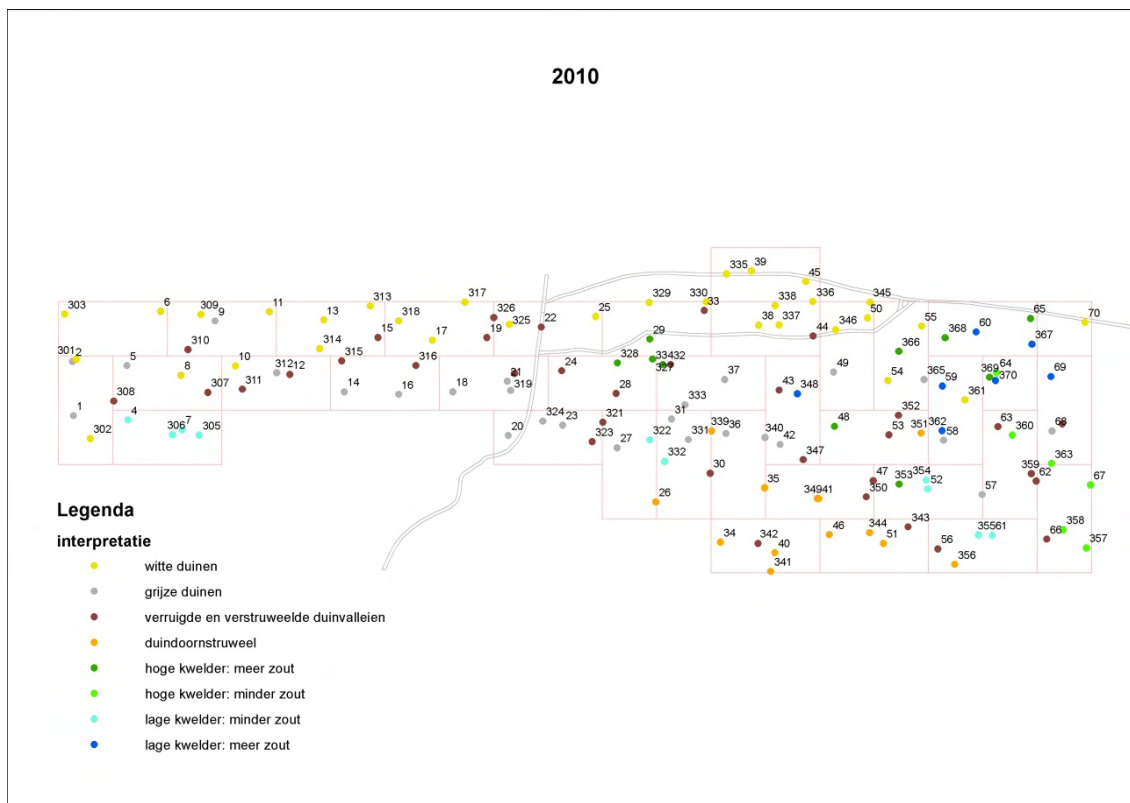


2001



2004





Figuur 4.3.17 Ligging van de meetlocaties in 2001, 2004 en 2010 en het op basis van vegetatieopnamen verkregen vegetatietype per meetlocatie (proefvlak of pq).
 Location of the monitoring sites in 2001, 2004 and 2010 and the vegetation type on the sites (test plots or PQs) obtained based on the vegetation relevés.

In **tabel 4.3.4** zijn de percentages plots met een bepaald vegetatietype weergegeven (percentage van totaal aantal plots van een bepaald jaar). De verschillen tussen de jaren zijn relatief klein. Vegetatietype 2 ('Vastgelegde, grazige duinen') lijkt in 2008 en 2010 afgenomen te zijn ten opzichte van de jaren de daarvoor. Daartegenover staat een toename van het percentage plots met vegetatietype 7 (Lage kwelder, meer zout).

Tabel 4.3.4 Frequentie van voorkomen van alle acht vegetatietypen voor alle jaren (2001, 2004, 2006, 2008, 2010), uitgedrukt als percentage van het totaal aantal meetlocaties van een bepaald jaar.
 Frequency of occurrence of all eight vegetation types for all years (2001, 2004, 2006, 2008, 2010), expressed as a percentage of the total number of monitoring sites in that year.

Vegetatietype	2001	2004	2006	2008	2010
1	25	24	23	24	23
2	28	28	29	19	19
3	25	25	22	22	25
4	10	5	8	6	9
5	7	7	6	11	7
6	1	3	3	4	4
7	0	1	5	9	7
8	4	6	4	5	5

4.3.3.1.2. Hulpinformatie

De regressie-kriging methode zoals gebruikt in dit onderzoek, maakt gebruik van gebiedsdekkende hulpinformatie. Deze hulpinformatie betreft kaarten van hulpvariabelen waarvan wordt verwacht dat ze van invloed zijn op het vegetatietype. Bijvoorbeeld, het zal duidelijk zijn dat de vegetatietypen 'Hoge kwelder' en 'Lage kwelder' met meer en minder zoute invloed, met name voorkomen op locaties die overwegend laag gelegen en ziltig zijn, zodat een zeker verband tussen hoogte en voorkomen van de typen 'Hoge kwelder' en 'Lage kwelder' verwacht mag worden. Het omgekeerde geldt voor 'Helmduinen aan de zee' en 'Vastgelegde, grazige duinen'. Naast een voorspellende kracht moet de hulpinformatie ook direct voorhanden of zonder al te veel inspanningen verkrijgbaar zijn. Een belangrijke



informatiebron die aan deze twee voorwaarden voldoet, is de digitale hoogtekaart en de eruit afgeleide informatie. De lijst van in dit onderzoek beschouwde hulpvariabelen is:

- absolute maaiveldhoogte in meters ten opzichte van NAP (Z-coördinaat)
- relatieve maaiveldhoogte in cirkels met een straal van 5, 10 en 25 m
- hellingshoek en expositie
- deel van het gebied waar zeewater bij extreme weersomstandigheden kan binnendringen
- het aantal dagen per jaar dat een locatie onder water staat
- de X- en Y coördinaat

We bespreken deze variabelen nu één voor één.

Absolute maaiveldhoogte in meters ten opzichte van NAP

Van het gebied is een digitaal hoogtemodel (Digital Elevation Model, DEM) uit 1997 (<Amellat1997>) beschikbaar dat in 1997 in opdracht van Rijkswaterstaat (RWS) is vervaardigd en destijds via de NAM is verkregen. Dit DEM is ook in voorgaand onderzoek gebruikt en heeft goede resultaten opgeleverd (Eysink et al. 2000a, 2000b, Schouten 1999). Het DEM heeft een ruimtelijke resolutie van 1 m, hetgeen beduidend hoger is dan de 5 m ruimtelijke resolutie van het Actueel Hoogtebestand Nederland (AHN) uit die periode. Gebruik van het toenmalige AHN is voor 2001 en 2004 wel overwogen, maar een vergelijking met <Amellat1997> liet zien dat de voorkeur uitgaat naar het laatste, met name vanwege de hogere ruimtelijke resolutie en de daarmee samenhangende hogere verticale nauwkeurigheid. Overigens is de verticale nauwkeurigheid van <Amellat1997> niet gedocumenteerd, maar visuele inspectie door deskundigen laat zien dat deze acceptabel is. Het model is destijds door de NAM geïjkt met daadwerkelijk in het veld¹ gemeten hoogten.

Voor de berekening van de DEM's voor de opnamejaren 2001 en 2004 is het hoogtemodel <Amellat1997> gecorrigeerd voor de in het gebied opgetreden bodemdaling. Hiervoor zijn de destijds uitkomsten van het bodemdalingsmodel van de NAM gebruikt. Dit model genereerde ellipsvormige isolijnen van gelijke bodemdaling. De mate van bodemdaling neemt af met de afstand tot het epicentrum dat aan de oostzijde van het onderzoekgebied is gelegen. De uitkomsten van het bodemdalingsmodel zijn vervolgens opgeteld bij <Amellat1997> voor berekening van de DEM's voor de opnamejaren 2001 en 2004. Voor de eenvoud en omdat het een verwaarloosbaar effect heeft op de resultaten zijn hierbij cirkelvormige in plaats van ellipsvormige isolijnen aangehouden.

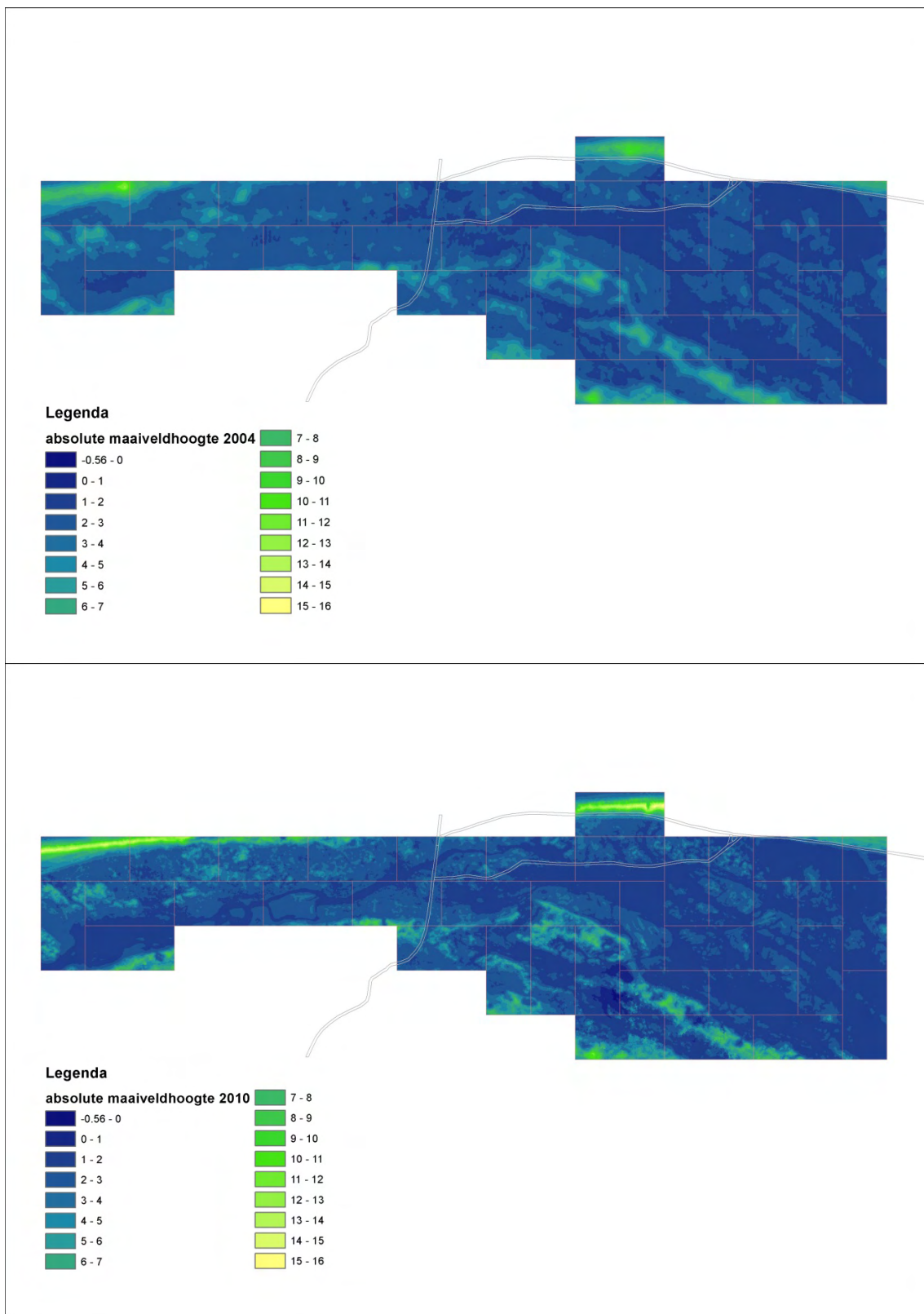
Voor de jaren 2006 en 2008 zijn nieuwe DEM's (met resolutie van 1 m) van de Adviesdienst Geo-informatie en ICT van Rijkswaterstaat beschikbaar gesteld (respectievelijk <amel06_1x1.agr> en <AMEL08STUDIE.AGR>). Omdat de DEM's van 2001 en 2004 niet exact boven op die van 2006 en 2008 lagen maar ca. een halve celbreedte waren verschoven, is op de DEM's van 2001 en 2004 een resample uitgevoerd zodat de gridcellen (1 x 1 m) van alle DEM's exact over elkaar liggen.

Bij het uitzetten van de locaties voor de vegetatieopnamen (pq's) zijn tevens de hoogten met RTK-DGPS gemeten (zie [hoofdstuk 4.3.2.1.2](#)). De DEM's voor de jaren 2001, 2004, 2006 en 2008 zijn vervolgens aangepast door het met (ordinary) kriging geïnterpoleerde verschil tussen de op de pq's gemeten hoogte en DEM-hoogte, bij het DEM op te tellen. Voor 2010 was geen DEM beschikbaar en is het DEM van 2008 gebruikt, waarbij het met kriging geïnterpoleerde verschil tussen de in 2010 gemeten hoogten (op de pq-locaties) en het DEM van 2008, bij de DEM2008-hoogte is opgeteld.

Als illustratie zijn in [figuur 4.3.18](#) de DEM's van de jaren 2004 en 2010 gegeven.

Naast de hoogte zelf is ook de gekwadrateerde hoogte als hulpinformatie meegenomen. Dit maakt het mogelijk eventuele niet-lineaire, parabolische verbanden tussen het voorkomen van een vegetatietype en de hoogte in de ruimtelijke interpolatie mee te nemen.

¹ D.w.z. voor een veel groter gebied dan waarop de kartering nu betrekking heeft.



Figuur 4.3.18 *Digitaal hoogtemodel (DEM) van Oost-Ameland voor 2004 en 2010 van het onderzoeksgebied met maaiveldhoogte in m +NAP. Zie de grotere detaillering van het model na 2004, effect van het natuurontwikkelingsproject na 2005, en lagere (valleien) en hogere (zeereep) ligging van sommige terreinonderdelen.*
Digital elevation model (DEM) of eastern Ameland for 2004 and 2010 showing the study area with ground level heights in m +Amsterdam Zero. Note the greater detailing in the model after 2004, the effect of the nature development project after 2005, and the deeper (slacks) and higher (beach ridge) positions of some features of the terrain.

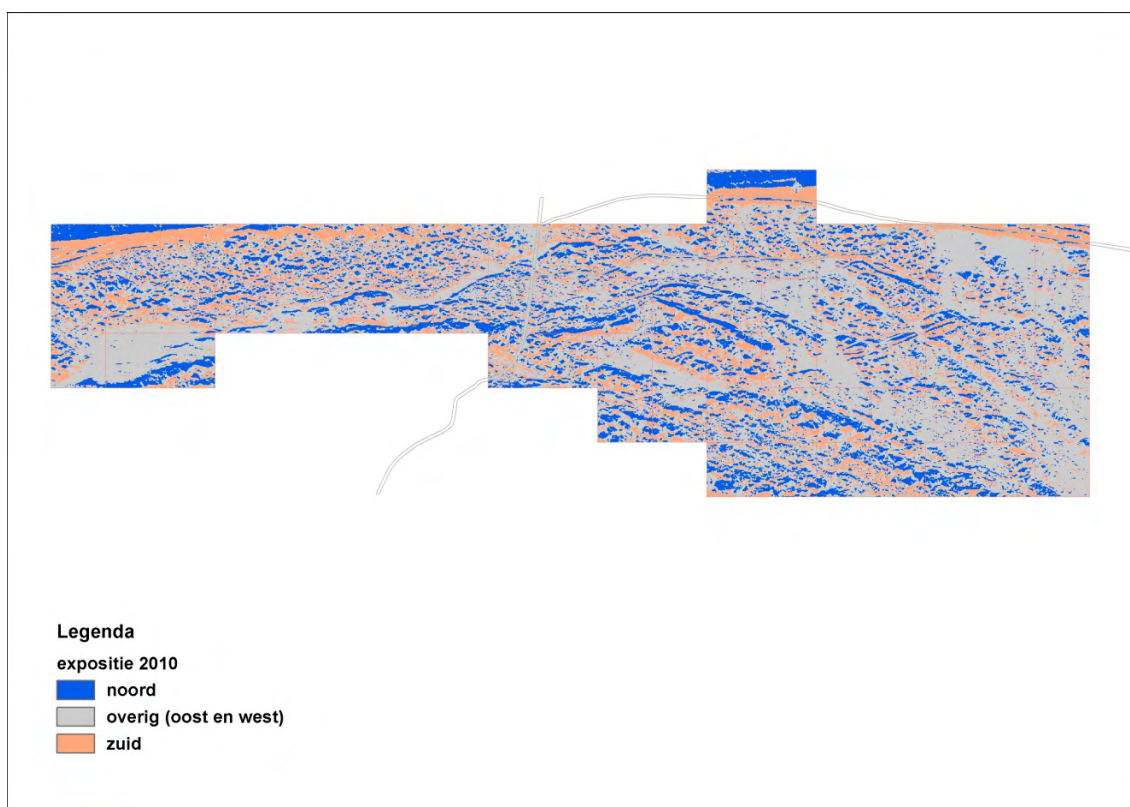


Relatieve maaiveldhoogte in cirkels met een straal van 5, 10 en 25 meter

Om de positie van een locatie ten opzichte van de directe omgeving te bepalen is de relatieve maaiveldhoogte berekend. Hierbij wordt voor elke roosterpunt van het DEM bepaald wat het verschil is tussen de hoogte in het roosterpunt en de gemiddelde hoogte van alle punten die zich bevinden in een cirkel rondom het punt. Hiermee wordt bereikt dat onderscheid wordt gemaakt tussen lokale duintoppen en lokale laagten, welke niet als zodanig worden herkend in de absolute maaiveldhoogte. Voor de straal van de cirkel zijn drie waarden genomen, te weten 5, 10 en 25 m. Bij de kleinste straal van 5 m komen de effecten van kleine geomorfologische kenmerken in het gebied tot uiting in de relatieve maaiveldhoogte; bij de grootste straal van 25 m worden deze weggefilterd en ligt het accent op grotere geomorfologische structuren.

Hellingshoek en expositie

Kaarten van de hellingshoek en expositie zijn met GIS op de gebruikelijke wijze berekend uit het digitale hoogtemodel. De expositie is voor beide jaren verdeeld in drie klassen, te weten 'noordhelling', 'zuidhelling' en 'overig'. Om te worden geclassificeerd als noord- of zuidhelling mag de hoek tussen de expositie en het noorden of zuiden niet groter zijn dan 45 graden, en moet de hellingshoek daarnaast tenminste 3 graden zijn. Een kaart van de expositie in 2010 is in [figuur 4.3.19](#) gegeven.



Figuur 4.3.19 Expositie in 2010, berekend uit het digitaal hoogtemodel. Noord- en zuidexposities betreffen hellingen met een hellingshoek van tenminste 3 graden.
Exposition in 2010, calculated using the digital elevation model. North and south exposures refer to slopes with an angle of at least 3 degrees.

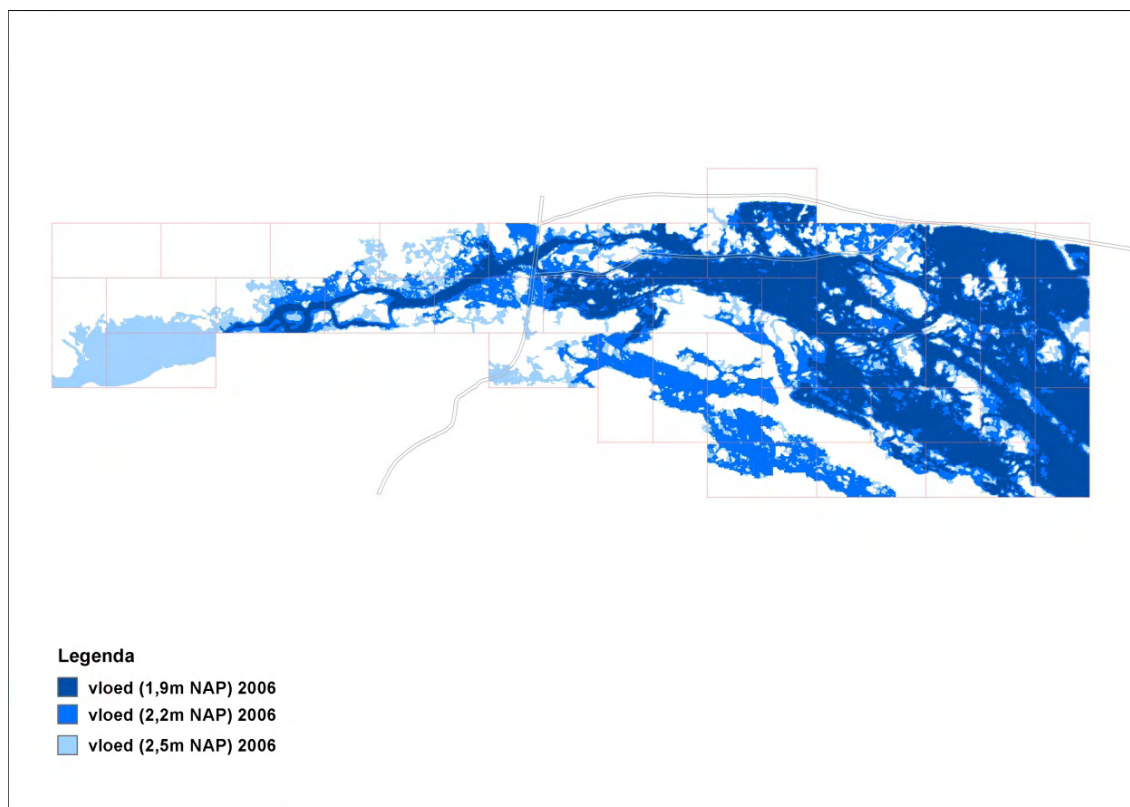
Deel van het gebied waar zeewater bij extreme weersomstandigheden zou binnendringen

Voor drie niveaus van de stand van het zeewater (1,90 m, 2,20 m en 2,50 m ten opzichte van NAP) is berekend welk deel van het onderzoekgebied bij deze waterstand in het terrein, onder water kan stromen². Voor de werkelijk gerealiseerde inundaties zie de volgende paragraaf 'Het aantal dagen per jaar dat een locatie onder water staat'. Het instroompunt ligt aan de kant van de Waddenzee, in het zuidoosten van het gebied. Regelmatige of zelfs incidentele overstroming met zout water heeft invloed op de vegetatiesamenstelling en om die reden worden kaarten van deze hulpvariabele meegenomen in de kartering. Berekening van de instroomgebieden is vrij eenvoudig te realiseren met GIS, op voorwaarde dat een voldoende nauwkeurig DEM

² Dat is dus niet 1,90 m enz. bij het getijstation Nes. Zie verder [hoofdstuk 4.1](#).



beschikbaar is. Als voorbeeld is in [figuur 4.3.20](#) het overstromingsgebied afgebeeld dat wordt verkregen bij een waterstand van 1,90 m, 2,20 m en 2,50 m in 2006.



*Figuur 4.3.20 Deel van het onderzoekgebied dat in 2006 onder zeewater zou stromen bij een stand van het zeewater van 1,90 m, 2,20 m en 2,50 m ten opzichte van NAP.
Part of the study area that in 2006 would be inundated with seawater at sea levels of 1.90 m, 2.20 m and 2.50 m above Amsterdam Zero.*

Het aantal dagen per jaar dat een locatie onder water staat

Niet alleen zeewater maakt dat delen van het gebied gedurende korte of lange tijd onder water staan. Neerslag die oppervlakkig afstroomt en slechts langzaam infiltreert, en hoge grondwaterstanden waarbij het water regelmatig boven maaiveld komt te staan, maken dat lokaal tijdelijk inundaties in de laagten in het gebied ontstaan. In een apart onderzoek uitgevoerd door het Natuurcentrum Ameland is voor 13 punten in het gebied op gezette tijden geregistreerd of het punt onder water staat en zo ja, hoe hoog de waterstand er dan is (Krol 2004, [hoofdstuk 4.1](#)). Het Natuurcentrum Ameland ([hoofdstuk 4.1](#)) stelde de navolgende data beschikbaar: voor het winterhalfjaar (1 oktober t/m 30 april) voorafgaande³ aan elk groeiseizoen is uit waarneming vastgesteld of een locatie onder water staat (op dagbasis) en welke de waterstand is (op 'week'basis⁴)

Door lineaire interpolatie van de gemeten waterhoogten is de waterhoogte op tussenliggende data bepaald, indien er op die datum water op het maaiveld stond. Door gebruikmaking van de bestanden van de absolute maaiveldhoogte (resolutie 2 m)⁵ is vervolgens met R de verbreiding van het water bepaald en voor elk punt in het gebied berekend hoeveel dagen per jaar dit punt al dan niet onder water staat. Op dagbasis is voor elk van de 13 meetpunten de gemeten waterstand ten opzichte van NAP bepaald door de waterstand op te tellen bij de maaiveldhoogte volgens het DEM op de meetlocatie. Vervolgens is deze waterstand toegekend aan alle punten in het gebied die een hoogte lager dan de gemeten waterstand hebben én in 'directe' verbinding met het meetpunt staan. Door de verbreiding van alle 13 meetpunten op dezelfde datum te combineren ontstaat de kaart met de totale verbreiding op die datum. Aldus wordt bepaald welk gebied op het betreffende tijdstip onder water staat. Door optelling van alle

³ Uitzondering is 2001. Omdat in 2001 nog geen gegevens over de winter 2000-2001 beschikbaar waren, maar wel over 2001-2002, zijn de gegevens over 2001-2002 gebruikt.

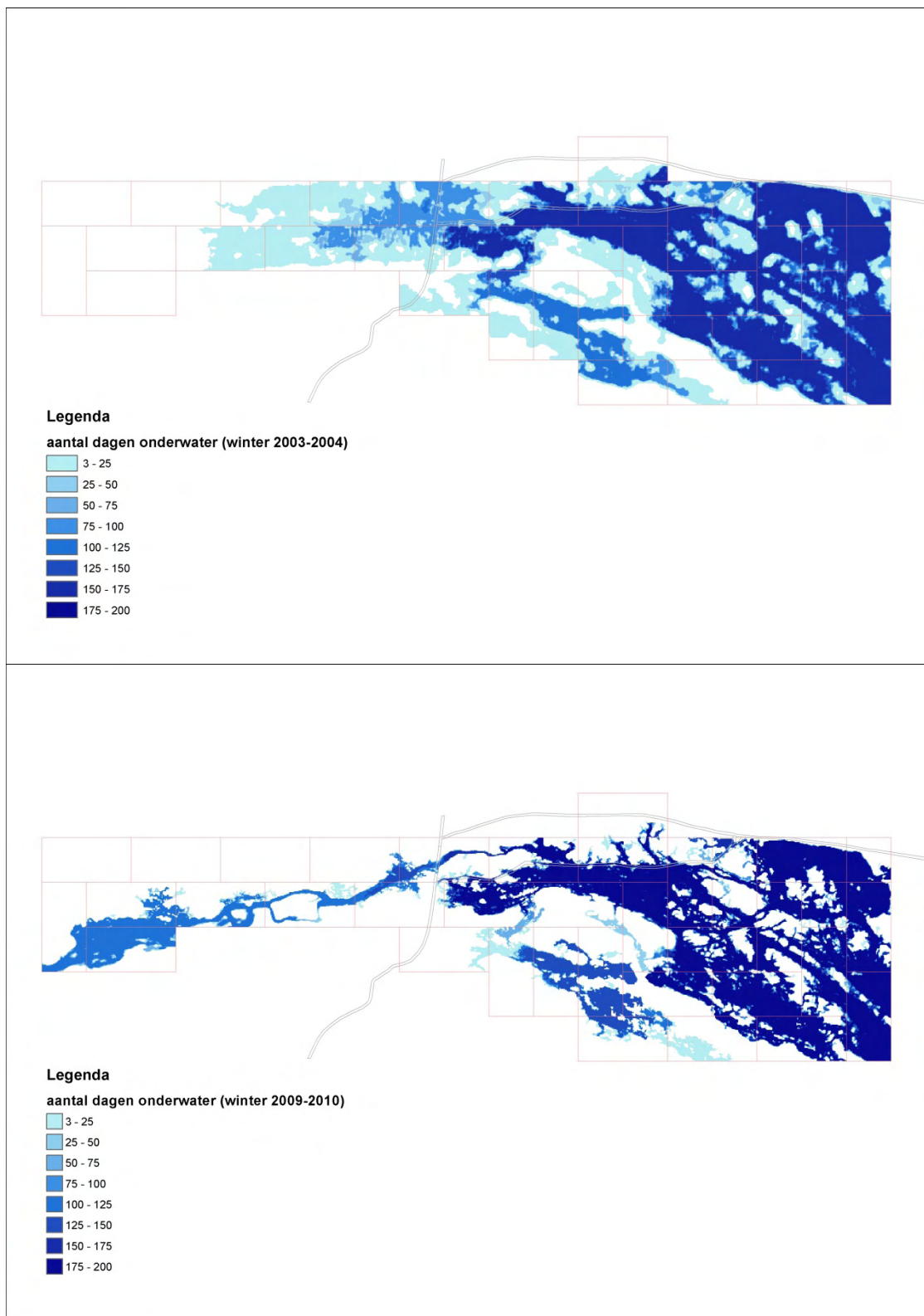
⁴ Om de paar dagen; tussenliggend aantal dagen varieert (2, 3, 5, 7, 14).

⁵ De eerder genoemde bestanden van de absolute maaiveldhoogte hebben een resolutie van 1 x 1 m. Die bestanden zijn geaggregeerd naar 2 x 2 m waarbij het gemiddelde van de 4 oorspronkelijke gridcellen aan de nieuwe gridcel is toegekend.



verbreidingen voor het totale winterseizoen is het aantal dagen dat een punt onderwater stond bepaald.

De resulterende kaarten voor 2004 en 2010 zijn gegeven in **figuur 4.3.21**.



Figuur 4.3.21 Het aantal dagen in 2004 en 2010 dat een locatie in het onderzoekgebied onder water staat. De vernatting van het gebied blijkt overduidelijk uit de toename van het oppervlak van het geïnundeerde gebied in 2010 in vergelijking met 2004. Zie ook het verschil in effect veroorzaakt door het natuurontwikkelingsproject in 2005, links van het noord-zuid lopende fietspad.
The number of days in 2004 and 2010 that a location in the study area is under water. The increased wetness of the area is abundantly clear from the greater expanse of the inundated area in 2010



compared to 2004. See also the difference in impact resulting from the nature development project in 2005, to the left of the north-south line of the bicycle path.

De X- en Y-coördinaat

Ook de geografische X- en Y-coördinaat zijn als hulpvariabelen meegenomen. Het is immers niet onwaarschijnlijk dat er een correlatief verband bestaat tussen het voorkomen van een vegetatietype en de geografische coördinaten. De Y coördinaat representeert de afstand tot de Noordzee en is om die reden mogelijk een goede indicator voor het type 'Helmduinen aan de zee kant'; de X-coördinaat representeert de afstand tot instroom vanuit de Waddenzee en is daarom mogelijk een indicator voor kwelderachtige vegetatietypen. Zie ook [hoofdstuk 4.3.2.2.2](#).

4.3.3.2. Geostatistische interpolatie met regressie-kriging

In de vorige paragraaf hebben we de puntgegevens van vegetatietypen en de beschikbare hulpinformatie besproken. Beide willen we gebruiken om tot vegetatiekaarten voor de opnamejaren te komen. Hoe we dit gedaan hebben bespreken we in deze paragraaf. De karteertechniek die we zullen hanteren is regressie-kriging. We leggen de techniek uit zonder uitgebreid in te gaan op de achterliggende statistische theorie. Het accent ligt op de praktische toepassing. Voor details en de onderbouwende theorie van de variant van regressie die we hier hebben toegepast (gegeneraliseerde lineaire regressie) verwijzen we de geïnteresseerde lezer naar McCullagh & Nelder (1989), en voor kriging naar Goovaerts (1997). In de door ons toegepaste methode worden regressie en kriging gecombineerd. Deze in de bodemgeografie populaire, pragmatische interpolatietechniek wordt aangeduid met regressie-kriging (Hengl et al., 2004). Regressie-kriging bestaat uit twee stappen. In de eerste stap wordt een regressiemodel gebouwd waarmee een relatie wordt gelegd tussen het voorkomen van de vegetatietypen en de gebiedsdekkende hulpvariabelen. Dit model is niet perfect, d.w.z. de voorspelde kans op het voorkomen van een bepaald vegetatietype, bijv. type A, is over het algemeen niet gelijk aan de 'werkelijke kans' die gelijk is aan 1 als vegetatietype A is waargenomen, en 0 als dit type niet is waargenomen. In de tweede stap worden de verschillen tussen de met het model voorspelde kansen en de waargenomen kansen op de vegetatieplots ruimtelijk geïnterpoleerd met kriging. In de volgende twee paragrafen worden deze twee stappen verder uitgelegd.

4.3.3.2.1. Regressie

De relatie tussen het voorkomen van een bepaald vegetatietype en de hulpvariabelen is beschreven met een binomiaal logistisch regressiemodellen. In dit model wordt het waargenomen vegetatietype gezien als de uitkomst van een binomiaal verdeelde variabele met verwachtingswaarde (kans op voorkomen) π . We hebben acht vegetatietypen, en daarom op elke locatie (vegetatieplot) acht binomiaal verdeelde variabelen met elk hun eigen verwachtingswaarde (kans op voorkomen) π_i , $i = 1, \dots, 8$:

$$Y_i(x) = \pi_i(x) + \varepsilon_i(x) \quad (3.1)$$

Waarin $Y_i(x)$, $i=1, \dots, 8$ een indicator is die aangeeft of vegetatietype i wel (waarde 1) of niet (waarde 0) voorkomt, en $\varepsilon_i(x)$ het verschil tussen de waargenomen kans (indicator) en de kans op voorkomen volgens het model, het zogenaamde regressieresidu. In het binomiale logistische regressiemodel wordt de natuurlijke logaritme van de kans op voorkomen van een bepaald vegetatietype gedeeld door de kans op het niet-voorkomen van dit vegetatietype beschreven met een lineaire combinatie van de hulpvariabelen:

$$\log\left(\frac{\pi_i(x)}{1 - \pi_i(x)}\right) = \beta_{0i} + \beta_{1i}h_1(x) + \beta_{2i}h_2(x) + \dots + \beta_{mi}h_m(x) \quad (3.2)$$

Waarin $h_j(x)$, $j=1, \dots, m$ de hulpvariabelen op locatie x zijn, en $\beta_{0i} \dots \beta_{mi}$ de hiermee geassocieerde regressiecoëfficiënten. De regressiecoëfficiënten worden geschat met de waargenomen vegetatietypen en de hulpvariabelen op de waargenomen vegetatieplots. In deze eerste stap van de regressie-kriging aanpak wordt bij het schatten van de regressiecoëfficiënten verondersteld dat de regressie-residuen ruimtelijk en temporeel ongecorrleerd zijn. Zoals we in



de volgende paragraaf zullen zien, wordt in de tweede stap gekeken of deze aanname juist is, en wordt een eventuele ruimtelijke correlatie van de regressie-residuen gebruikt om de regressievoorspellingen te verbeteren.

Door de transformatie van de kans π_i in vergelijking (3.2) wordt er voor gezorgd dat de met het model voorspelde kans op een nieuwe locatie altijd tussen 0 en 1 ligt. Door de voorspelde kansen op een bepaald vegetatietype te delen door de som van de kansen over de acht vegetatietypen zorgen we er voor dat de kansen sommeren tot 1.

Verondersteld is dat de regressiemodellen niet verschillen tussen de jaren. Met andere woorden, voor een gegeven vegetatietype is slechts één regressiemodel gekalibreerd. Dit model is gebruikt voor het voorspellen van de kans op voorkomen van dit vegetatietype in jaar 2001, 2004 enzovoort. Deze kansen berekend met het regressiemodel verschillen tussen de jaren omdat de meeste hulpvariabelen (niet X- en Y-coördinaat) variëren in de tijd.

In verband met numerieke stabiliteit zijn alle kwantitatieve hulpvariabelen gestandaardiseerd, d.w.z. verminderd met het gemiddelde (over alle jaren) en vervolgens gedeeld door de standaardafwijking (over alle jaren).

Het beste model voor een gegeven vegetatietype is geselecteerd door alle mogelijke modellen te fitten, d.w.z. alle mogelijke modellen met één hulpvariabele, alle mogelijke modellen met twee hulpvariabelen, enzovoort. Vervolgens is het beste model geselecteerd op basis van de (residuele) deviance. Deze deviance dient zo laag mogelijk te zijn. Om te bepalen of toevoeging van een hulpvariabele aan een bepaald referentiemodel leidt tot een significant verbetering worden de deviances van beide modellen met elkaar vergeleken. Als de deviance van het model met de extra hulpvariabele veel kleiner is dan dat van het model zonder deze extra hulpvariabele, dan is het effect van de hulpvariabele groot. Het verschil in deviance is bij benadering χ^2 -verdeeld, met 1 vrijheidsgraad (als extra hulpvariabele een kwalitatieve variabele (factor) is met v niveaus, dan is aantal vrijheidsgraden $v-1$). Dit kan gebruikt worden om statistisch te toetsen of het uitgebreide model significant beter is dan het referentiemodel. Deze aanpak kan alleen toegepast worden voor het vergelijken van geneste modellen, d.w.z. de hulpvariabelen in het eenvoudige model zijn een subset van de hulpvariabelen in het complexere model. Niet-geneste modellen zijn vergeleken op basis van het Akaike's Informatie Criterium (AIC). AIC is een functie van de likelihood van het model *en het aantal parameters*. AIC moet zo laag mogelijk zijn. Wanneer twee modellen een gelijke likelihood hebben maar een verschillend aantal hulpvariabelen, dan wordt het model met het kleinste aantal hulpvariabelen geselecteerd als het beste model.

4.3.3.2.2. Kriging van regressie-residuen

Kriging is een geostatistische interpolatietechniek waarmee de waarde van een ruimtelijk verdeelde variabele geschat (voorspeld) kan worden op locaties waar de variabele niet waargenomen is. Deze locaties liggen meestal op een rooster van gridpunten zodat het eindproduct van een kriging-interpolatie een rasterkaart is. De schatting op een niet waargenomen locatie is een gewogen lineaire combinatie van de waarnemingen in de buurt. In regressie-kriging worden niet de waarnemingen zelf, maar de regressie-residuen geïnterpoleerd:

$$\hat{\varepsilon}_i(x_0) = \lambda_1 \varepsilon_i(x_1) + \lambda_2 \varepsilon_i(x_2) + \dots + \lambda_n \varepsilon_i(x_n) \quad (3.3)$$

Hierbij is n het aantal waargenomen vegetatieplots dat wordt meegenomen in de interpolatie, x_1 tot en met x_n zijn de waargenomen vegetatieplots, x_0 is de schattingslocatie en de λ_i zijn de zogenaamde kriging-weegfactoren. De kriging-weegfactoren worden zodanig gekozen dat de schattingsfout $\varepsilon_i(x_0) - \hat{\varepsilon}_i(x_0)$ een gemiddelde van nul en een zo laag mogelijke variantie heeft. Kriging wordt sinds de jaren 80 van de vorige eeuw op grote schaal toegepast en heeft op tal van terreinen haar nut bewezen (Burrough & McDonnell 1998, Isaaks & Srivastava 1990).

Er bestaan zeer veel varianten van kriging. De variant die wij hebben toegepast is *simple kriging*. Voor toepassing van simple kriging moet de verwachtingswaarde van de te interpoleren variabele bekend zijn. In ons geval is de verwachtingswaarde van de regressie-residuen



bekend, n.l. 0. Vergelijking (3.3) is de vergelijking voor *ordinary kriging*. Deze variant wordt toegepast wanneer de verwachtingswaarde onbekend is, zoals gebruikelijk. Om zuivere voorspellingen te verkrijgen moeten in deze ordinary kriging variant de kriging weegfactoren sommeren tot 1. Bij simple kriging vervalt deze eis, en wordt de vergelijking uitgebreid met de bekende verwachtingswaarde vermenigvuldigd met 1 min de som van de kriging-weegfactoren:

$$\hat{\varepsilon}_i(x_0) = \lambda_1^{(SK)} \varepsilon_i(x_1) + \lambda_2^{(SK)} \varepsilon_i(x_2) + \dots + \lambda_n^{(SK)} \varepsilon_i(x_n) + (1 - \sum_{j=1}^n \lambda_j^{(SK)}) E[\varepsilon_i(x_0)] \quad (3.4)$$

Waarin $E[\varepsilon_i(x_0)]$ de verwachtingswaarde van het regressie-residu voor vegetatietype i is. Aangezien in ons specifieke geval de verwachtingswaarde 0 is vervalt de laatste term. Hierdoor lijkt op het eerste gezicht de simple kriging voorspeller (3.4) in dit geval gelijk aan de ordinary kriging predictor (3.3), maar dat is niet het geval aangezien de kriging-weegfactoren verschillen. De optimale kriging-weegfactoren in simple kriging sommeren niet noodzakelijkerwijs tot 1.

Om de kriging-weegfactoren te kunnen berekenen moet informatie beschikbaar zijn over de ruimtelijke correlatiestructuur van de regressie-residuen. Deze wordt in de geostatistiek weergegeven met het zogenaamde *semivariogram*. Het semivariogram is een functie die de mate van variabiliteit tussen twee waarden van de variabele weergeeft als functie van de afstand. Het semivariogram is invers gerelateerd aan de autocovariantiefunctie, zoals deze onder meer in de tijdreeksanalyse en de geodesie wordt gebruikt. Het semivariogram kan worden geschat op basis van metingen van de variabele. Voor een voldoende betrouwbare schatting van het semivariogram is een minimum van ongeveer 100 metingen nodig. Verondersteld is dat de semivariogrammen voor een bepaald vegetatietype niet verschillen tussen de jaren, zodat alle waarnemingen (regressie-residuen) van een bepaald vegetatietype kunnen worden gebruikt voor het schatten van het variogram.

De kriging-interpolatie wordt voor de residuen van elk van de acht vegetatietypen voor alle jaren uitgevoerd. Dit levert per jaar acht kaarten met geïnterpoleerde regressie-residuen op, voor elke vegetatietype één. Deze kaarten worden opgeteld bij de met het regressiemodel en de hulpvariabelen geschatte kansen. Op deze kansenskaarten is nog een nacorrectie toegepast waarbij ze allen met eenzelfde, locatiespecifieke correctiefactor worden vermenigvuldigd, waarbij de correctiefactor zodanig gekozen wordt dat de som van de kansen op elke locatie precies gelijk is aan 1. De acht kansenskaarten kunnen tenslotte nog teruggebracht worden tot één kaart van het vegetatietype door voor elke locatie het vegetatietype met de grootste kans af te beelden.

4.3.3.2.3. Gevolgde procedure

Voor het maken van de acht kaarten met kansen op de vegetatietypen is de volgende procedure doorlopen.

1. Stel voor 2001-2010 een tabel op waarvan de rijen de meetlocaties voorstellen en de kolommen de variabelen. Als variabelen worden het vegetatietype, de X-en Y-coördinaat van de meetlocatie, en alle overige hulpvariabelen genomen.
2. Gebruik een statistisch pakket voor het selecteren van het beste model per vegetatietype, en schat de regressiecoëfficiënten van deze acht beste modellen. In dit onderzoek is hiervoor Genstat gebruikt (Payne et al. 2007).
3. Pas in GIS de gefitte regressiemodellen toe op het rooster van gridpunten met hulpvariabelen. Dit levert (na terugtransformatie) voor elk jaar acht kaarten op met kansen op voorkomen van de vegetatietypen. Voor elk roosterpunt wordt de som van de jaarspecifieke kansen over de acht vegetatietypen berekend; deze som wordt gebruikt om de kansen te corrigeren zodat ze sommeren tot 1.
4. Bereken voor elk van de acht vegetatietypen het semivariogram van het regressie-residu en gebruik dit variogram voor simple kriging van de regressie-residuen op de waargenomen vegetatieplots. Dit levert voor alle jaren behalve acht kaarten op met geïnterpoleerde regressie-residuen. Voor deze stap is het R-package gstat gebruikt (Pebesma 2004).
5. Importeer de resulterende residukaarten in GIS en tel deze op bij de in stap 3 gemaakt kansenskaarten. Vervang vervolgens negatieve kansen door 0 en kansen groter dan 1 door 1. Corrigeer de nieuwe kansen op dezelfde manier als in stap 3 zodat ze sommeren tot 1.



6. Bereken uit de kansenkaarten de kaart met het voorspelde vegetatietype voor ieder jaar, door steeds het vegetatietype met de grootste kans van voorkomen te selecteren. Maak met GIS kaartmateriaal met daarin opgenomen de meetlocaties en het ter plaatse voorkomende vegetatietype. In dit onderzoek is het GIS-pakket Arc View gebruikt (ESRI 2002).
7. Bereken voor vegetatietype 1 tot en met 8 de voorspelde oppervlaktes in de jaren 2001, 2004 enz. met het gemiddelde van de jaarspecifieke kansen over alle gridpunten, vermenigvuldigd met het totale oppervlak van het gebied.

4.3.3.3. Resultaten

4.3.3.3.1. Geselecteerde regressiemodellen

De resulterende regressiemodellen zijn gegeven in [tabel 4.3.5](#). R^2 -McFadden (laatste rij in [tabel 4.3.5](#)) is een maat voor de goodness-of-fit van een logistisch regressiemodel gebaseerd op log-likelihoods, en is enigszins vergelijkbaar met R^2 van regressiemodellen gefit met ordinary least squares. Des te groter R^2 -McFadden (maximum = 1) des te beter past het model bij de data.

*Tabel 4.3.5 Geselecteerde regressiemodellen voor de acht vegetatietypen en geschatte coëfficiënten voor de hulpvariabelen (-: hulpvariabele niet opgenomen in geselecteerd model).
Selected regression models for the eight vegetation types and estimated coefficients for the auxiliary variables (-: auxiliary variable not included in selected model).*

Vegetatietype:	1	2	3	4	5	6	7	8
Intercept	-4,95	-3,40	-0,802	-6,78	-7,73	-26,4	-13,2	-6,79
X-coördinaat	0,432	-0,384	-	-	-	13,6	-3,96	1,69
Y-coördinaat	4,31	-0,349	-0,405	-2,51	0,873	-0,884	-3,70	0,711
Abs. hoogte	-	6,91	-	-	-	-	-	-
(Abs. hoogte) ²	-	-9,13	-	-	-	-	-	-
Rel. hoogte 5	-	-	-	-	-	-	-	-
Rel. hoogte 10	-	-	-	-0,354	-	-	-	-
Rel. hoogte 25	-	0,404	-	-	-	-	-	-
Overstroomd 1,90	-1,594	-2,891	-0,677	-3,18	1,52	4,23	1,76	0,612
Overstroomd 2,20	-0,564	-	0,604	-0,948	3,74	-	-	-
Overstroomd 2,50	-	-	0,824	-	-	-	5,22	-
Helling	-	-0,379	-	0,667	-	-	-5,62	-2,48
Onderwaterdagen	-0,394	-	-	-	-	-	-	0,832
Expositie Z	1,53	-	-0,757	-	-	-	-	-
Expositie Overig	1,10	-	-0,901	-	-	-	-	-
R^2 -McFadden	0,64	0,29	0,19	0,58	0,45	0,73	0,66	0,44

Uit [tabel 4.3.5](#) blijkt dat de geselecteerde modellen verschillen voor de vegetatietypen. Alleen de hulpvariabelen 'Y-coördinaat' en 'Overstroomd bij een stand van 1,90 m NAP' zijn in alle acht modellen opgenomen. Merk op dat wanneer een hulpvariabele niet is geselecteerd in het model van een bepaald vegetatietype, deze hulpvariabele wel mede van invloed kan zijn op de kans van voorkomen van dit vegetatietype. Dit is het geval wanneer deze hulpvariabele wel voorkomt in het model voor een ander vegetatietype. Omdat de kansen sommeren tot 1 bepaalt deze hulpvariabele dus ook mede de kans op voorkomen van een vegetatietype met een model waarin deze hulpvariabele niet voorkomt. Met andere woorden, alle hulpvariabelen die in tenminste één model voorkomen, bepalen de kansen op alle acht vegetatietypen. Uit [tabel 4.3.5](#) blijkt dat alle hulpvariabelen behalve 'Relatieve hoogte bij zoekstraal van 5 m' tenminste één keer is geselecteerd en dus van invloed zijn op de kansen van alle acht vegetatietypen.

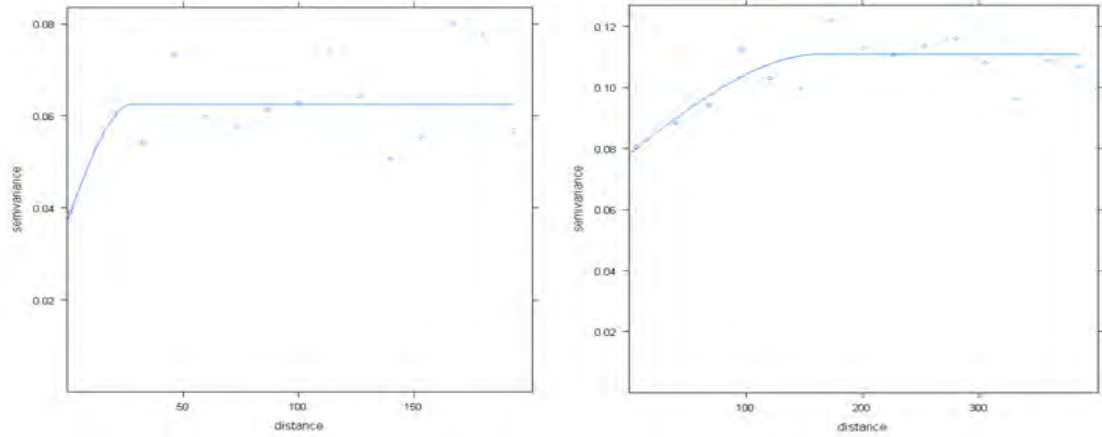
Uit de waarden voor R^2 -McFadden blijkt dat, met uitzondering van vegetatietypen 3 en 2, de modellen redelijk tot goed de kans op voorkomen van de vegetatietypen kunnen verklaren uit de geselecteerde hulpvariabelen.

4.3.3.3.2. Semivariogrammen

Voor elk van de acht vegetatietypen zijn de gefitte semivariogrammen van de regressie-residuen bepaald. [Figuur 4.3.22](#) geeft als voorbeeld de semivariogrammen van de vegetatietypen 1 ('Helmduinen aan de zee kant') en 2 ('Vastgelegde, grazige duinen'). Voor alle vegetatietypen behalve vegetatietype 6 is een sferisch model met nugget gefit. De geschatte



parameters zijn weergegeven in [tabel 4.3.6](#). De nugget parameter is het intercept, de range is de afstand waar het variogram zijn maximum bereikt, en de partial sill is het verschil tussen het maximum en het intercept. Voor vegetatietype 6 is het variogram een horizontale lijn ('puur nugget variogram'). Dit betekent dat de regressie-residuen geen ruimtelijke structuur vertonen; ze zijn niet gecorreleerd.



Figuur 4.3.22 Semivariogrammen van de regressie-residuen voor twee van de acht vegetatietypen. Links vegetatietype 1 (korte range) en rechts vegetatietype 2 (langere range).
Semivariograms of regression residuals for two of the eight vegetation types. Left, vegetation type 1 (short range) and right vegetation type 2 (longer range).

Tabel 4.3.6 Geschatte parameters van de semivariogrammen voor de regressie-residuen.
Estimated parameters of the semivariograms for the regression residuals.

Vegetatietype	Type	Nugget	Partial sill	Range (m)
1	Sferisch	0,037	0,025	28
2	Sferisch	0,078	0,033	166
3	Sferisch	0,073	0,075	69
4	Sferisch	0,025	0,018	507
5	Sferisch	0,027	0,029	31
6	Puur nugget	0,013	-	-
7	Sferisch	0,012	0,011	76
8	Sferisch	0,023	0,015	115

Uit de grafieken van de semivariogrammen blijkt dat voor alle vegetatietypen behalve type 6 ('Hoge kwelder, minder zout') sprake is van een ruimtelijk verband in de residuen van de meervoudige regressies. Dit is te zien aan het geleidelijk oplopen van de semivariogrammen. Naarmate de afstand tussen punten toeneemt, nemen ook de verschillen in voorkomen van het vegetatietype toe. Voor type 6 treedt dit verschijnsel echter niet op en is het gefitte semivariogram een horizontaal lopende lijn. De residuen van de regressie vertonen in dit geval geen ruimtelijke correlatie en voor dit vegetatietype heeft ruimtelijke interpolatie met kriging dus geen meerwaarde ten opzichte van enkel en alleen de toepassing van het regressiemodel. Blijkbaar is het regressiemodel in staat het voorkomen van 'Hoge kwelder, minder zout' zodanig te verklaren dat het residu van de regressie geen structurele, ruimtelijk gecorreleerde component meer bevat.

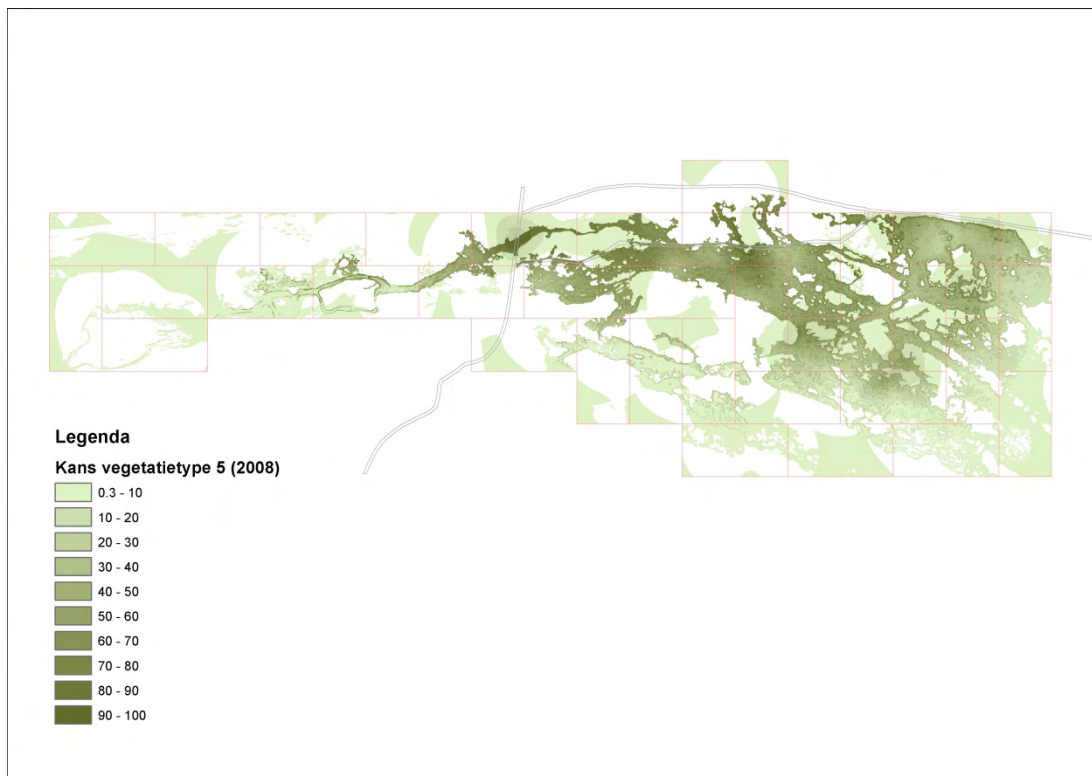
Voor alle vegetatietypen is de ruimtelijke correlatie nogal beperkt. De variatie op korte afstand is de helft of meer van de totale variatie (nugget groter of gelijk aan partial sill). Voor type 1 ('Helmduinen aan de zee kant') en 5 ('Hoge kwelder, meer zout') is verder de afstand tot waarop er een ruimtelijk verband bestaat slechts enkele tientallen meters. Er is dus wel sprake van ruimtelijke correlatie maar deze reikt niet erg ver. De invloedssfeer van de metingen reikt bij de ruimtelijke interpolatie van deze vegetatietype dan ook niet verder dan zo'n 30 m. Bij het type 'Duindoornstruweel' (4) is de correlatielengte zo'n 500 m. Bij dit vegetatietype zullen de metingen dus een grotere directe invloed op de geïnterpoleerde kanskaart hebben.



4.3.3.3. Kaarten met kans op voorkomen van vegetatietypen

Voor elk van de acht vegetatietypen zijn voor elk jaar met regressie-kriging berekende kanskaarten gemaakt waarvan in [figuur 4.3.23](#) een sprekend voorbeeld wordt gegeven voor de jaren 2001, 2004 en 2008 van vegetatietype 5 ('Hoge kwelder, meer zout').





*Figuur 4.3.23 Kansencarten voor vegetatietype 5 ('Hoge kwelder, meer zout'), zoals berekend met regressie-kriging, voor de jaren 2001, 2004 en 2008.
Probability maps for vegetation type 5 ('High saltmarsh (more saline)'), as calculated by regression kriging, for the years 2001, 2004 and 2008.*

De kansencart voor 'Hoge kwelder, meer zout' laat duidelijk de invloed van de 'Overstromingscart' zien (zie [figuur 4.3.20](#)). Ook de invloed van de cart van 'Aantal dagen dat locaties onder water staan' ([figuur 4.3.21](#)) is herkenbaar. In grote delen van het gebied is het zo goed als uitgesloten dat dit vegetatietype er voorkomt, maar in de tijd neemt de kans op een grotere verspreiding duidelijk toe. Tenslotte is duidelijk dat het natuurontwikkelingsproject van It Fryske Gea, uitgevoerd in 2005 ten westen van het noord-zuid door het beeld lopende fietspad, effect heeft en de kans op voorkomen van het type daar toeneemt. De kansencarten van 2006 en 2010 verschillen niet erg van die van 2008 en worden daarom niet weergegeven. Vergelijking van de kansencarten uit 2001 en 2004 met de puntwaarnemingen van het vegetatietype ([figuur 4.3.17](#)) laat zien dat er een grote overeenkomst is tussen het al dan niet voorkomen van een vegetatietype en de met regressie-kriging berekende kans van voorkomen. De gebieden met grote kans van voorkomen zijn geconcentreerd rondom punten waar het vegetatietype is vastgesteld.

4.3.3.3.4. Vegetatiecart

De uit per waarnemingsjaar acht kansencarten samengestelde vegetatiecart is gegeven in [figuur 4.3.24](#). Deze figuur geeft om een onderlinge vergelijking mogelijk te maken, voor alle opnamejaren (2001, 2004, 2006, 2008 en 2010) een vegetatiecart. De vegetatiecarten laten een plausibele verdeling van de acht onderscheiden vegetatietypen over het gebied zien, met verhoudingsgewijs veel grote vlakken van hetzelfde type en zonder veel fragmentatie. Merk op dat de detaillering na 2004 groter is vanwege een gedetailleerder DEM. Merk ook op bij eventuele vergelijking van de vegetatiecarten uit Slim et al. (2005) dat nu acht in plaats van vier vegetatietypen zijn onderscheiden, en dat de inhoud ervan ook anders is doordat de classificatie van de vegetatieopnamen is uitgevoerd voor alle jaren samen (zie [hoofdstuk 4.3.2.1.4](#)).

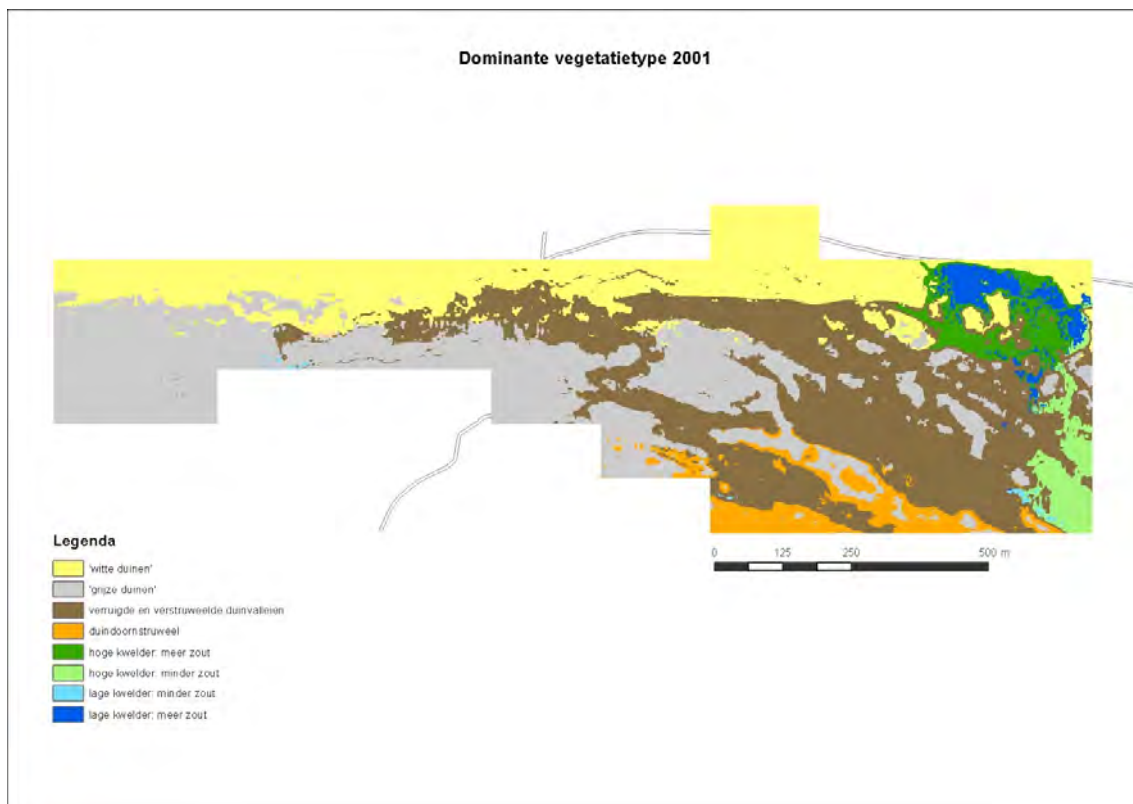
Voor alle resulterende vegetatiecarten geldt dat het type 'Helmduinen aan de zeekant' vooral in de noordelijke duinen grenzend aan de zeereep voorkomt, en dat de 'Vastgelegde, grazige duinen' meer in het zuiden, in de oudere delen van het terrein zijn te vinden. Het oude 'Duindoornstruweel' komt in het zuidoosten voor waar de successie van de 'Vastgelegde, grazige duinen' is voortgeschreden. 'Verruigde en verstruweelde duinvalleien', en de meer of minder zilte kwelderachtige vegetaties (typen 5 t/m 8) wisselen elkaar af in de rest van het



gebied; vooral in de oosthoek van het onderzoekgebied, daar waar de hoogte relatief gering is (figuur 4.3.18) en het grondwater regelmatig boven het maaiveld is komen te staan (figuur 4.3.21). Dit is ook het deel van het gebied waar zeewater bij extreme weersomstandigheden het gebied binnendringt (figuur 4.3.20, zie ook hoofdstuk 4.1).

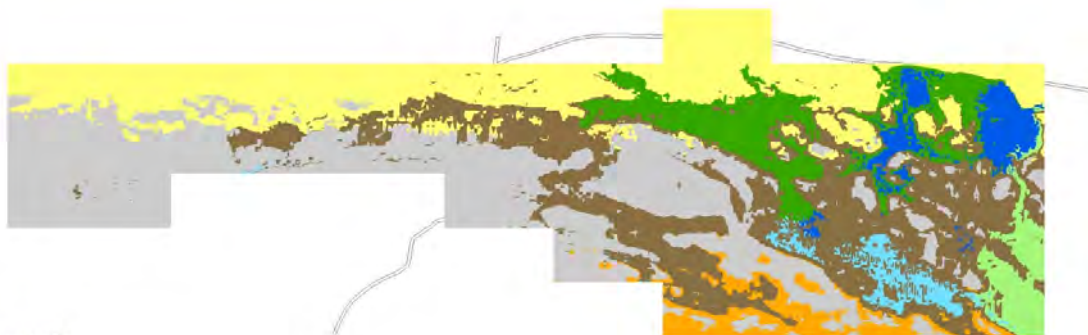
Vergelijking van de acht vegetatiekaarten laat zien dat gedurende de 10-jarige monitoringperiode 'Verruigde en verstruweelde duinvalleien' (type 3) geleidelijk plaats maken voor de kwelderachtige vegetatietypen (5 t/m 8). De uitbreiding van het meer zoute, hoge kweldertype (5) naar het westen is evident. De toename van het minder zoute, lage kweldertype (7) lijkt meer pulserend in sommige delen, zeker in 2007 na de hoge vloed en het uitblijven daarvan in latere jaren. Eveneens opvallend is de toename na 2007 van het meer zoute, lage kweldertype (8) in de laaggelegen vallei net ten westen van de NAM-locatie (gelegen net ten oosten buiten het onderzoekgebied). In het midden en zuidoosten is dus na 2001 een geheel nieuw gebied met kwelderachtige vegetaties ontstaan, waarbij 'kwelder' niet al te letterlijk moet worden opgevat, maar naast halofyten ook natte, zilte vegetaties met Zilte rus, Fioringras, Zilverschoon, Rood zwenkgras, Riet en Heen omvat. Ook 'Helmduinen aan de zeekant' laat in het westen en midden van het gebied wat uitbreiding zien, mogelijk een gevolg van de ontwikkelingen beschreven in hoofdstuk 2.6.

Zeer opvallend is ook het effect dat met het natuurontwikkelingsproject van It Fryske Gea is bereikt na 2005, ten westen van het noord-zuid lopende fietspad. Binnenstromend zeewater, gelijk in 2006 en 2007, heeft het westen van het gebied (en verder) bereikt, en is van grote invloed op de vegetatieontwikkeling aldaar. Hier is met name type 7 in ontwikkeling.





Dominante vegetatietype 2004

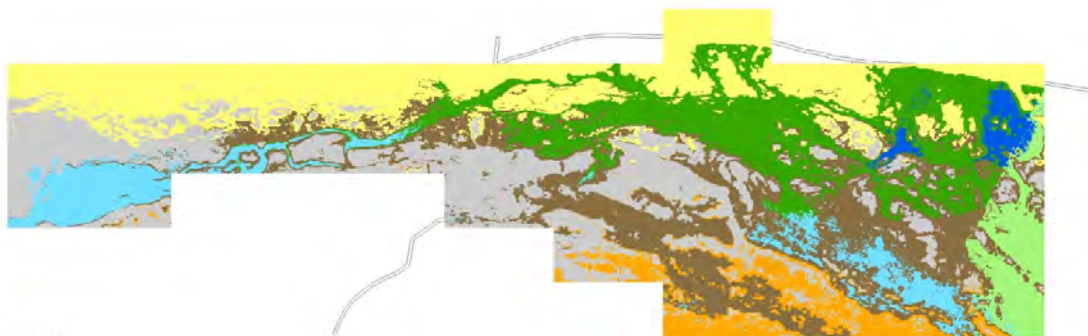


Legenda

- 'witte duinen'
- 'grijze duinen'
- verruigde en verstruweelde duinvalleien
- duindoornstruweel
- hoge kwelder: meer zout
- hoge kwelder: minder zout
- lage kwelder: minder zout
- lage kwelder: meer zout

0 125 250 500 m

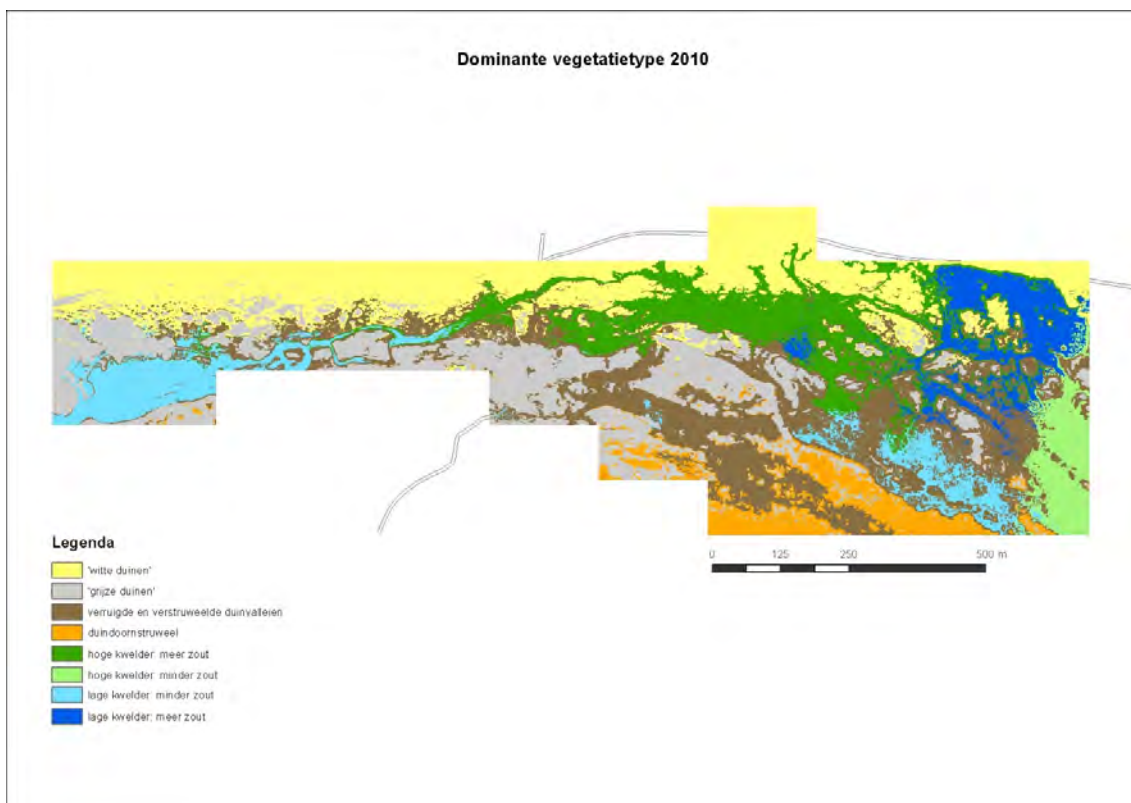
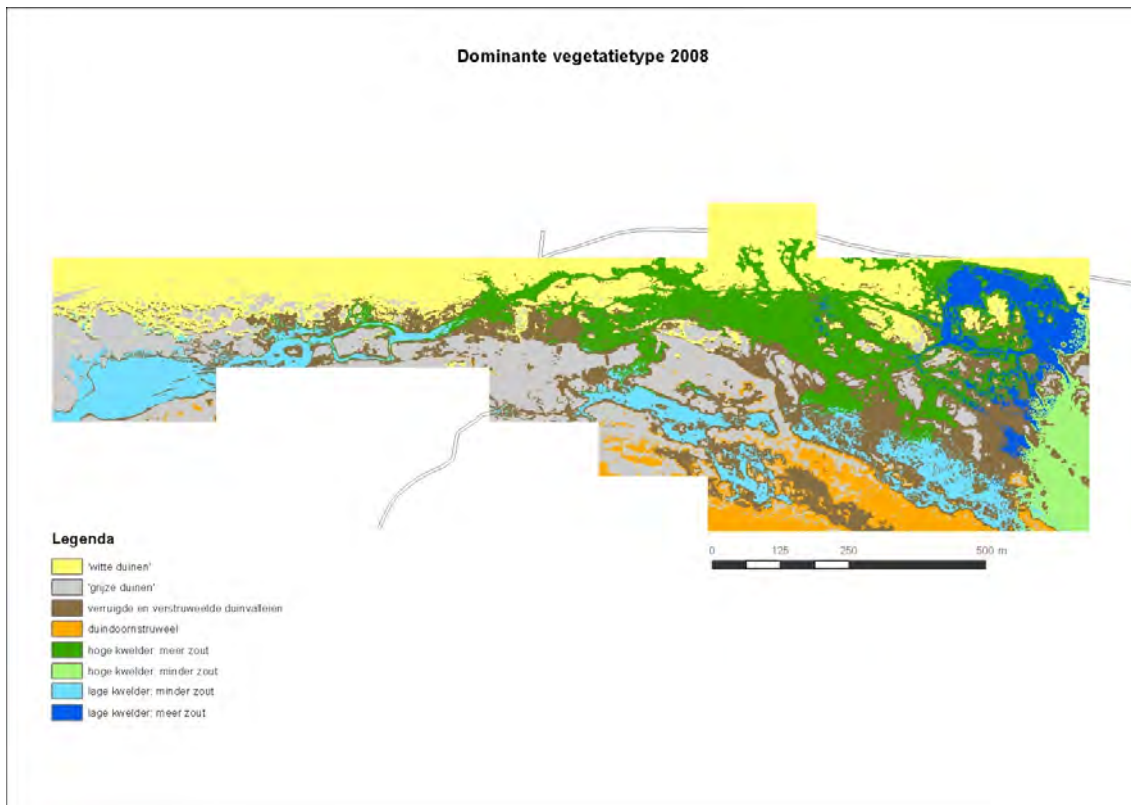
Dominante vegetatietype 2006



Legenda

- 'witte duinen'
- 'grijze duinen'
- verruigde en verstruweelde duinvalleien
- duindoornstruweel
- hoge kwelder: meer zout
- hoge kwelder: minder zout
- lage kwelder: minder zout
- lage kwelder: meer zout

0 125 250 500 m



Figuur 4.3.24 Vegetatiekaarten van het onderzoekgebied voor 2001, 2004, 2006, 2008 en 2010, welke zijn verkregen uit de kansenkaarten per vegetatietype, door steeds het vegetatietype met de grootste kans van voorkomen te selecteren. Voor effect natuurontwikkelingsproject, zie ook [figuur 4.3.5](#).
Vegetation maps of the study area for 2001, 2004, 2006, 2008 and 2010, obtained from the probability maps per vegetation type, by repeatedly selecting the vegetation type with the greatest probability of occurrence. For the effect of the nature development project, see also [figure 4.3.5](#).



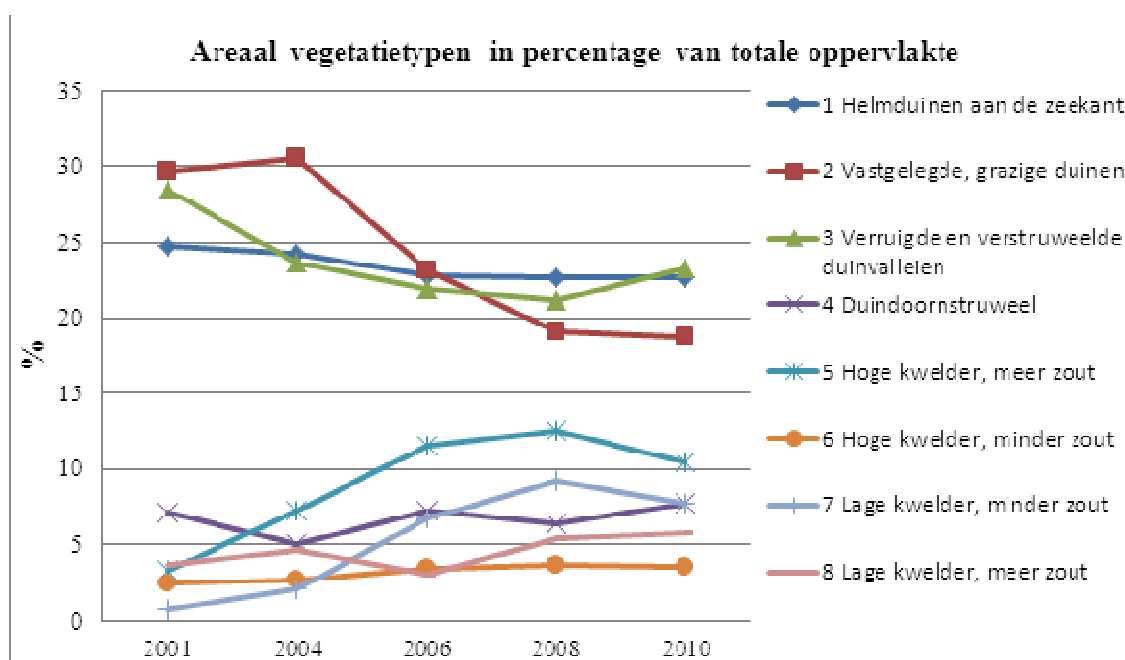
4.3.3.3.5. Arealen van de vegetatietypen

In [tabel 4.3.7](#) en [figuur 4.3.25](#) zijn de arealen van de acht vegetatietypen voor alle opnamejaren weergegeven. Het areaal van een bepaald vegetatietype in een bepaald jaar is geschat met het gemiddelde van de kans op voorkomen van dit vegetatietype in dat jaar (gemiddeld over alle rastercellen op de kaart).

Tabel 4.3.7 Arealen van de acht vegetatietypen uitgedrukt als percentage van het totale oppervlak van het gebied. Areas grown with the eight vegetation types expressed as a percentage of the total surface area covered.

Vegetatietype	2001	2004	2006	2008	2010
1	24,7	24,3	22,8	22,6	22,7
2	29,7	30,6	23,2	19,1	18,7
3	28,5	23,6	21,9	21,2	23,3
4	7,06	4,99	7,24	6,38	7,69
5	3,28	7,22	11,6	12,5	10,5
6	2,41	2,65	3,46	3,66	3,54
7	0,745	2,04	6,76	9,25	7,70
8	3,70	4,68	3,11	5,38	5,79

Uit [tabel 4.3.7](#) blijkt dat voor de meeste vegetatietypen gedurende de monitoringperiode geen trend in de arealen zichtbaar is. Uitzonderingen zijn een dalende trend voor vegetatietype 2 ('Vastgelegde, grazige duinen') en een stijgende trend voor vegetatietype 7 ('Lage kwelder, minder zout') en vegetatietype 5 ('Hoge kwelder, meer zout'). De trends in de relatieve aantallen plots per vegetatietype ([tabel 4.3.4](#)) zijn hiermee wel in overeenstemming, met uitzondering van vegetatietype 5 die in relatieve aantallen plots een minder duidelijke trend laat zien.



Figuur 4.3.25 Arealen van de acht vegetatietypen uitgedrukt als percentage van het totale oppervlak van het gekarteerde gebied (70 ha). Areas grown with the eight vegetation types expressed as a percentage of the total mapped area (70 ha).



4.3.4. Discussie

Analyse vegetatieopnamen

Clusteranalyse van alle vegetatieopnamen uit het onderzoeksgebied met duinvalleien over de afgelopen 10 jaar leidde tot een lokale vegetatietypologie die aansluit bij Europese en landelijke referentiesystemen. Dit leverde voor vegetatiekartering relevante vegetatietypen op:

1. Helmduinen aan de zeekant;
2. Vastgelegde, grazige duinen;
3. Verruigde en verstruweelde duinvalleien;
4. Duindoornstruweel;
5. Hoge kwelder, meer zout;
6. Hoge kwelder, minder zout;
7. Lage kwelder, minder zout en
8. Lage kwelder, meer zout.

Veranderingen tussen deze vegetatietypen in relatie tot bodemdaling, zijn ecologisch goed te duiden.

Bij de clusteranalyse blijken van de 70 'vaste' pq's in de periode 2001-2010 er 26 (37%) te zijn waarvan het type veranderde. Algemeen beeld is wel van successie en verruiging, naar meer natte en kwelderachtige vegetaties.

In de valleien met voorheen duindoornsterfte zien we duidelijke reacties van plantensoorten en vegetatietypen op de monotone trend van bodemdaling (vernatting) en op plotselinge gebeurtenissen of 'events' (vernatting, verzilting) zoals overfloeding veroorzaakt door zware stormen. Het laatste met een pendelbeweging in voorkomen en verspreiding van soorten en typen tot gevolg. Ook een eenmalige ingreep had een groot effect. Tenslotte moeten we bedenken dat in de periode van 15 jaar voorafgaand aan 2001, de bodemdaling en de veranderingen in de vegetatie, groter waren.

Gradiëntanalyse

Multivariate analyse van alle vegetatieopnamen van alle plots uit de periode 2001-2010, laat in de soortenplot van de opnamen zien dat de voor kartering onderscheiden typen goed herkenbaar zijn, en ecologische relevantie hebben. De plot met omgevingsvariabelen verduidelijkt deze betekenis. De belangrijkste verklarende omgevingsvariabelen zijn 'droog', afstand tot de Noordzee, afstand tot de instroom vanuit de Waddenzee, en wel of geen aanwezigheid van konijnen. De samplescores voor de meest veranderde vegetatietypen in de waarnemingsperiode laten zien dat de vegetatietypen 3 'Verruigde en verstruweelde duinvalleien', 5 'Hoge kwelder, meer zout', 6 'Hoge kwelder, minder zout' en 8 'Lage kwelder, meer zout' het meest veranderden; dus daar waar het effect van vernatting en verzilting het meest manifest is. Het zouter en minder zout worden van de lagere delen na de inundatie van 2007 wordt gedemonstreerd. Deze effecten komen overeen met de constatering in de vorige alinea's.

Geïsoleerde kleine valleitjes

De twee geïsoleerd liggende kleine valleitjes met vlier- en meidoornsterfte zijn sinds 1994-95 niet opnieuw geïnundeerd. Vlier loopt plaatselijk weer uit. Nieuwe vestiging van Gewone vlier en Eenstijlige meidoorn vindt plaats. De vegetatie veranderde tussen 2001, 2004 en 2007 relatief weinig. Wel wordt het aandeel open terrein steeds minder, en treedt er verruiging op en vormt het struweel een steeds dichter bestand. Deze ontwikkeling komt overeen met de in de duinen van het vasteland en van de Waddeneilanden vastgestelde verruiging en verstruweling, en is mogelijk toe te schrijven aan verdergaande algehele eutrofiëring en afname van de konijnenstand. Maar ten opzichte van de eerdere periode met struweelsterfte indiceert de kruidlaag een terugkeer naar drogere omstandigheden.

Enig herstel treedt dus op, maar terugkeer naar de oorspronkelijke situatie is niet vanzelfsprekend door de verruiging met duinriet en de voortgaande verstruweling. Eigenlijk staat de struweelvorming hier model voor wat Oost-Ameland aan structuurveranderingen in de vegetatie in de toekomst te wachten staat: een voortgaande verstruweling en verbossing van de duinen. Op Terschelling is de Berkenvallei hiervan vanouds een bekend en bestudeerd voorbeeld.



Geostatistische vegetatiekartering

Het digitaal hoogtemodel dat is gebruikt in de eerste jaren van dit onderzoek is het uit 1997 stammende DEM <Amellat1997>, dat voor bodemdaling is gecorrigeerd met modeluitkomsten van de NAM. De ruimtelijke resolutie van dit DEM is voldoende en groter dan dat van het toenmalige AHN, maar de nauwkeurigheid ervan was voor verbetering vatbaar. Zo bleek dat op de opnamepunten de hoogte volgens het DEM in sommige gevallen fors afweek van de met RTK-DGPS gemeten hoogte (gemiddelde absolute afwijking van 50 cm, met uitschieters tot meer dan 500 cm). Hoewel deze verschillen deels verklaard kunnen worden uit daadwerkelijke veranderingen in de hoogte (zoals ten gevolge van ontwikkeling van de zeereep) deed dit toch vermoeden dat deze DEM's van 2001 en 2004 bepaald niet foutloos zijn. Ook in de kaart van de 'Relatieve maaiveldhoogte binnen een cirkel van 5 m' (niet opgenomen in dit rapport) zijn artefacten veroorzaakt door het DEM duidelijk zichtbaar. Deze fouten en artefacten hebben invloed op de uiteindelijke vegetatiekaart omdat de regressie-kriging methode zwaar leunt op de hulpinformatie, die voor het grootste gedeelte op het DEM is gebaseerd.

Daarom zijn voor de jaren 2006 en 2008 nieuwe nauwkeurigere DEM's via Rijkswaterstaat verkregen. Alle DEM's zijn nu geïkt met reële metingen op de grond in het onderzoeksgebied in het betreffende jaar (N=140/jaar, uitgezonderd N=70 in 2001)⁶. Hierdoor zijn zo reëel mogelijke DEM's verkregen. Compensatie van bodemdaling door maaiveldverhoging veroorzaakt door ontwikkeling van de zeereep ([hoofdstuk 2.6](#)), door instuivend zand en door bodemvorming vanuit de vegetatie ([hoofdstuk 4.1](#)) wordt zo meegenomen. Grote uitschieters tussen hoogten in het DEM en in het veld gemeten hoogten bestonden veelal uit (hoge) struwelen die in het DEM als maaiveld waren gezien.

Invloeden bodemdaling, hoogwaterstijging, weersinvloeden en natuurontwikkelingsproject

Het relatieve belang van de verschillende factoren die de vegetatieveranderingen veroorzaakten, worden hier na elkaar behandeld.

Terwijl de bodemdaling in de aan de kartering voorafgaande periode tot 2001 20-24 cm bedroeg, was deze in de waarnemingsperiode van de kartering relatief gering (8 cm). De hoogwaterstijging is in deze periode zelfs uiterst gering. In de periode 1960-1983 neemt deze weliswaar toe met 6 mm/jr, maar in 1983-2010 is de hoogwaterstijging door een duidelijke trendbreuk nog slechts 0,7 mm/jr (zie [figuur 3.1.11](#)). Voor onze waarnemingsperiode van 9 jaar (2001-2010) betekent dit ca. 0,6 cm, hetgeen hoegenaamd wegvalt tegen de bodemdaling. In de waarnemingsperiode zijn de weersinvloeden, met name de stormfrequentie en daarmee gepaard gaande inundaties met zeewater, van grote invloed geweest (zie [hoofdstuk 4.1](#)). [Hoofdstuk 4.1](#) beschrijft de zeer langdurige inundaties van de duinvalleien ('onderwaterdagen'). Het gebied met natuurontwikkeling waarbij het maaiveld is verlaagd en enkele drempels in het terrein zijn verwijderd, ligt ten westen van het noord-zuid lopende fietspad ter hoogte van paal 21.6. Dit gedeelte beslaat ca. 30% van de gemonitorde en gekarteerde oppervlakte van 70 ha en is daardoor in aanzienlijke mate beïnvloed.

⁶ Dit is een hogere punt dichtheid dan bij voetnoot 1.



4.3.5. Conclusies en aanbevelingen

In de periode 2001-2010 traden op het niveau van de puntinformatie (pq's) behoorlijke veranderingen op in de flora en vegetatie van de duinvalleien in hart van de bodemdalingsschotel op Oost-Ameland. Algemeen beeld van de veranderingen is er een van successie en verruiging naar meer natte en kwelderachtige vegetaties.

Tamelijk onveranderd zijn dominante soorten. We stellen een effect vast van afnemende zanddynamiek; de duinen worden vastgelegd. We zien in de flora een effect van de toegenomen vernatting, maar nog opvallender de toename en daarna weer afname of verdwijnen van soorten die indiceren voor de overstroming met zeewater. Andere soorten vertonen als gevolg van dezelfde gebeurtenis het tegengestelde patroon. Door de lokale sterfte van vegetaties door overstroming, namen weer andere, minder gewaardeerde soorten toe. Er is een positief gewaardeerd effect van maaiveldverlaging door een natuurontwikkelingsproject in het westen van het onderzoeksgebied. Mede door externe eutrofiëring veroorzaakte successie van de vegetatie, nemen sommige meer bijzondere plantensoorten af. En tenslotte is de toename van op (dood) struweel groeiende korstmossen opvallend. Vegetatietypen als 'Verruigde en verstruweelde duinvalleien', 'Hoge kwelder, meer zout', 'Hoge kwelder, minder zout' en 'Lage kwelder, meer zout' veranderden het meest; dus daar waar het effect van vernatting en verzilting voor de vegetatie het meest voelbaar is. De vlakdekkende informatie van de vegetatiekartering bevestigt dit beeld.

Uit de resultaten van de vegetatiekartering blijkt dat er gedurende de monitoringperiode 2001-2010 verschuivingen in de arealen zijn opgetreden van drie van de acht vegetatietypen. Er is een verschuiving opgetreden waarbij het type 'Vastgelegde, grazige duinen' plaats heeft gemaakt voor het type 'Hoge kwelder, meer zout' en 'Lage kwelder, minder zout'. De toename van de arealen van de twee laatstgenoemde vegetatietypen is goed te verklaren uit de geconstateerde vernatting en verzilting in het gebied, welke is veroorzaakt door toevallige weersinvloeden, bodemdaling en natuurontwikkeling. De opgetreden vernatting blijkt overduidelijk uit de kaarten van het aantal dagen per jaar dat locaties in het gebied onder water staan ([figuur 4.3.21](#)). In deze kaarten, die zijn gebaseerd op waarnemingen van het Natuurcentrum Ameland ([hoofdstuk 4.1](#)), is goed te zien dat het ondergelopen gebied in 2009/2010 een veel grotere oppervlakte bestrijkt dan in bij voorbeeld 2003/2004. De vernatting blijkt ook uit de tijdreeks van de grondwaterstand in het gebied ([figuur 4.1.4.4](#)).

De vernatting in het gebied heeft verschillende oorzaken. Ten eerste kan deze worden veroorzaakt door toevallige weersomstandigheden. Het ene jaar is nu eenmaal natter dan het andere jaar. Voor wat betreft klimaatverandering en als onderdeel daarvan mogelijke trendmatige veranderingen in neerslag, zie Van Dobben & Slim (2011). Een tweede verklaring is de opgetreden bodemdaling. Deze is in het hart van de bodemdalingsschotel fors (28-32 cm), maar in de karteringsperiode ca. 8 cm ([hoofdstuk 1](#)). Ten derde is de toename van de overstromingsfrequentie met zeewater uit de Waddenzee een mogelijke oorzaak van de vernatting en verzilting van het gebied. Voor een uitgebreide verhandeling over de vernatting en de inundaties van het onderzoeksgebied wordt verwezen naar [hoofdstuk 4.1](#). Tenslotte is het door It Fryske Gea in 2005 uitgevoerde natuurontwikkelingsproject in het westen van het onderzoeksgebied waarbij daadwerkelijk het maaiveld is verlaagd en enkele drempels in de valleibodem zijn verwijderd, van grote invloed geweest op de vernatting en (beperkte) verzilting aldaar (vergelijk [figuur 4.3.5](#) en [4.3.24](#)). Omdat het grootste deel van de natuurontwikkeling aldaar in 'Verruigde en verstruweelde duinvalleien' en 'Vastgelegde, grazige duinen' plaatsvindt, is zeker een deel van de afname aan vegetatietype 'Vastgelegde, grazige duinen' vanaf 2006 hiermee te verklaren ([figuur 4.3.24](#)). Mogelijk neemt ook wat areaal 'Vastgelegde, grazige duinen' af als aangrenzende natte en zilte vegetaties zich uitbreiden, maar daarvoor is geen directe aanwijzing. Bedenk dat de vrij plotselinge veranderingen na 2005 (natuurontwikkeling), en 2006 en 2007 (hoge vloed) eerder veroorzaakt lijken door deze gebeurtenissen dan door de significant monotone trend van de bodemdaling. Bij uitblijven van inundatie zien we bij voorbeeld deels een terugverandering bij 'Lage kwelder, minder zout' ([figuur 4.3.24](#): 2008-2010).

Vergelijking van de vegetatiekaarten voor de jaren 2001 t/m 2010 laat ook een verandering in vegetatiepatronen zien. De belangrijkste verandering is de uitbreiding van het type 'Hoge kwelder, meer zout' naar het westen, daar waar in 2001 met name het type 'Verruigde en verstruweelde duinvalleien' aanwezig was. In het noordoosten van het gebied is het aandeel



'Lage kwelder, meer zout' behoorlijk toegenomen hetgeen zeker is toe te schrijven aan de incidenties van de hoge vloed in 2006 en 2007, versterkt door bodemdaling. De verklaring voor deze veranderingen is dezelfde als hierboven gegeven, te weten de toegenomen vernatting en verzilting van het gebied. De vernatting heeft ook hier plaatsgevonden en is bevorderd door de betere toegankelijkheid voor zeewater onder extreme omstandigheden na 2005 (zie ook [figuur 4.3.20](#)). Dat geldt zeker voor de toename van de zilte vegetaties ten westen van het fietspad.

Een deel van de geconstateerde veranderingen kan mogelijk veroorzaakt zijn door onzekerheden in de vegetatiekaarten. De vegetatiekaarten zijn geïnterpoleerd vanuit puntgegevens en hierbij worden uiteraard interpolatiefouten gemaakt. Niet alle veranderingen zijn terug te voeren op daadwerkelijke veranderingen in het veld.

De hulpinformatie zoals gebruikt in dit onderzoek is grotendeels gebaseerd op de digitale hoogtemodellen van het gebied. Andere potentieel waardevolle informatiebronnen zijn de bodemkaart, luchtfoto's en satellietbeelden. De bestaande bodemkaart van het gebied heeft een te grove schaal om werkelijk van nut te kunnen zijn. Luchtfoto's uit 2001 en 2004 waren niet voorhanden en van latere jaren zijn deze niet gebruikt. De beschikbaarheid en relevantie van satellietbeelden is niet onderzocht en viel buiten het bestek van het project. Ook de mogelijkheden om andere relevante attributen uit het hoogtemodel af te leiden en mee te nemen in de regressie-kriging procedure zijn niet volledig benut. Zo zouden kaarten van de compound topographic index en de wetness index aan de set van hulpvariabelen kunnen worden toegevoegd. Het loont de moeite te onderzoeken in hoeverre deze en de uit bodemkaarten, luchtfoto's en satellietbeelden afgeleide hulpinformatie van nut kunnen zijn om tot meer nauwkeurige vegetatiekaarten te komen.

Wij bevelen aan om bij voortgaande monitoring van de valleien de effecten van de monotone trend van bodemdaling en de oscillerende aspecten van het weer (neerslag, stormklimaat) op de vegetatieveranderingen verder te ontrafelen, en daarmee ook de bijdrage van bodemdaling aan de veranderingen en de ruimtelijke verspreiding van de vegetatie nader te preciseren. Daarvoor blijven in het veld bepaalde data van inundaties met zeewater en duur van waterstanden boven maaiveld van belang.

In 2001 (ongelijnd systematisch) en 2004 (gestratificeerd aselekt) zijn bij de opnamepunten bodemmonsters genomen. Deze monsters zijn toen op vocht, koolzure kalk, lutum en chloride geanalyseerd. De resultaten gaven inzicht in de werking van een aantal belangrijke abiotische parameters. Naderhand heeft geen herhaling plaatsgevonden. Wij bevelen aan deze monsternamen en -analyse bij voortzetting van de monitoring van de valleien, na ruim tien jaar weer te herhalen. Het organische stofgehalte in de valleien is in de afgelopen jaren een belangrijke factor gebleken bij de bodemvorming en daarmee voor de vegetatie ([hoofdstuk 4.2](#)). Deze parameter zou daarmee onderdeel van die bodemanalyses dienen te zijn.



4.3.6. Referenties

Anonymus 1987. Gaswinning op Ameland-oost; effecten van de bodemdaling. Appendix 4; de ecologische effecten van de bodemdaling op Ameland. Waterloopkundig laboratorium, [Delft]. 89 p.

Begeleidingscommissie Monitoring Bodemdaling Ameland 2005. Monitoring effecten van bodemdaling op Ameland-Oost; evaluatie na 18 jaar gaswinning. Begeleidingscommissie Monitoring Bodemdaling Ameland, [Assen]. 442 p.
(http://www.waddenzee.nl/Rapportage_2005.2165.0.html?&L=jfqsiiouyulhd).

Braak, C. J. F. ter & P. Smilauer 2002. CANOCO reference manual and Canodraw for windows user's guide: software for canonical community ordination (version 4.5). Microcomputer Power, Ithaca. 500 p.

Braun-Blanquet, J. 1928. Pflanzensociologie. Biologische Studienbücher VII. Springer, Berlin. 330 p.

Burrough, P.A. & R.A. McDonnell 1998. Geographical Information Systems. University Press, Oxford. 333 p.

Dankers, N., K.S. Dijkema, G. Londo & P.A. Slim 1987. De ecologische effecten van bodemdaling op Ameland. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem/Leersum/Texel. 90 p.
(http://www.waddenzee.nl/fileadmin/content/Bodemdaling/2000/pdf/de_ecologische_effecten_van_bodemdaling_op_ameland.pdf).

Dijkema, K.S., W.E. van Duin & H.F. van Dobben 2005. Kweldervegetatie op Ameland: effecten van veranderingen in de maaiveldhoogte van Nieuwlandsrijd en De Hon. In: Begeleidingscommissie Monitoring Bodemdaling Ameland (ed.). Monitoring effecten van bodemdaling op Ameland-Oost, pp. 1-97.
(http://www.waddenzee.nl/fileadmin/content/Bodemdaling/2005/pdf/H4a_Kweldervegetatie.pdf).

Dirkse, G.M. 1987. De natuur van het Nederlandse bos; resultaten van de overige statistieken bosterrein (natuurwetenschappelijke gegevens) van de Vierde Bosstatistiek. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum. 217 p.

Dirkse, G.M. 1998. The validity of general purpose flora-based classification of vegetation. IBN scientific contributions 14. IBN-DLO, Wageningen.

Dobben, H. F. van & P.A. Slim 2011. Past and future plant diversity of a coastal wetland driven by soil subsidence and climate change. Climatic Change. DOI10.1007/s10584-011-0118-5
(<http://www.springerlink.com/content/v5062839w7un6314/>).

ESRI 2002. ArcView GIS 3.3. Environmental Systems Research Institute Inc. (ESRI), Redlands California.

Eysink, W.D., K.S. Dijkema, H.F. van Dobben, P.A. Slim, C.J. Smit, J. de Vlas, M.E. Sanders, J. Wiertz & E.P.A.G. Schouwenberg 2000a. Monitoring effecten van bodemdaling op Ameland-Oost; evaluatie na 13 jaar gaswinning. Begeleidingscommissie Monitoring Bodemdaling Ameland, Assen. 217 pp. + 7 bijl.
(http://www.waddenzee.nl/Rapportage_2000.2259.0.html?&L=1).

Eysink, W.D., K.S. Dijkema, H.F. van Dobben, P.A. Slim, C.J. Smit, M.E. Sanders, E.P.A.G. Schouwenberg, J. Wiertz & J. de Vlas 2000b. Samenvatting Monitoring effecten van bodemdaling op Ameland-Oost; evaluatie na 13 jaar gaswinning. Begeleidingscommissie Monitoring Bodemdaling Ameland, Assen. 35 pp. + 2 CD-ROM
(<http://www.waddenzee.nl/fileadmin/content/Bodemdaling/2000/pdf/samenvatting2000.pdf>).

Goldsmith, F.B. (ed.) 1991. Monitoring for conservation and ecology. Chapman and Hall, London. 275 p.

Goovaerts, P. 1997. Geostatistics for Natural Resources Evaluation. Oxford University Press, New York. 483 p.

Hengl, T., G.B.M. Heuvelink & A. Stein 2004. A generic framework for spatial prediction of soil variables based on regression-kriging. Geoderma 120: 75– 93
(http://www.itc.nl/library/Papers_2004/peer_jrnl/stein_gen.pdf).



- Hennekens, S.M. 1995. TURBO(VEG): Programmatuur voor invoer, verwerking en presentatie van vegetatiekundige gegevens; gebruikershandleiding. Rapport IBN-DLO, Giessen & Geurts, Wageningen.
- Hill, M.O. 1979. TWINSpan -- A FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. Cornell University, Ithaca. 90 p.
- Isaaks, E.H. & R.M. Srivastava 1990. Applied Geostatistics. University Press, Oxford. 561 p.
- Janssen, J.A.M. & J.H.J. Schaminée 2003. Europese Natuur in Nederland; Habitattypen. KNNV Uitgeverij, Utrecht. 120 p.
- Janssen, J.A.M. & J.H.J. Schaminée 2004. Europese Natuur in Nederland; Soorten van de habitatrictlijn. KNNV Uitgeverij, Utrecht. 112 p.
- Jongman, R.H.G., C.J.F. ter Braak & O.F.R. van Tongeren (eds.) 1987. Data analysis in community and landscape ecology. Pudoc, Wageningen. 299 p.
- Krol, J. 2004. Monitoring van inundatie in duinvalleien op Oost-Ameland in 2001-2004. Natuurcentrum Ameland, Nes Ameland. 33 p.
- McCullagh, P. & J.A. Nelder 1989. Generalized Linear Models, 2nd ed. London. Chapman and Hall.
- Meijden, R. van der 1996. Heukels' flora van Nederland. Wolters-Noordhoff, Groningen. 678 p.
- Odé, B. & A. Bolier 2003. Groenknolorchis op de kaart. Gorteria 29 (1/2): 33-37.
- Oude Voshaar, J.H. 1981. Steekproefmethoden in het onderzoek naar de verspreiding van perceelsvormen: oppervlakteschatting van mozaïeken via puntsteekproeven. IWIS-TNO, Wageningen. 15 p.
- Payne, R.W., D.A. Murray, S.A. Harding, D.B. Baird, D.M. Soutar 2007. GenStat for windows (10th Edition) introduction. VSN International, Hemel Hempstead.
- Pebesma, E.J. 2004. Multivariable geostatistics in S: the gstat package. Computers & Geosciences 30: 683-691 (www.gstat.org).
- Purvis, O.W., B.J. Coppins, D.L. Hawksworth, P.W. James & D.M. Moore 1992. The lichen flora of Great Britain and Ireland. The British Lichen Society, London. 710 p.
- Rossenaar, A. 2002. Recent onderzoek naar Groenknolorchis: 20.000 exemplaren in Nederland! Gorteria 28 (2/3): 49.
- Schaminée, J.H.J., A.H.F. Stortelder & E.J. Weeda 1996. De Vegetatie van Nederland. Deel 3; plantengemeenschappen van graslanden, zomen en droge heiden. Opulus Press, Uppsala. 356 p.
- Schaminée, J.H.J., E.J. Weeda & V. Westhoff 1998. De Vegetatie van Nederland. Deel 4; plantengemeenschappen van de kust en van binnenlandse pioniermilieus. Opulus Press, Uppsala. 346 p.
- Schouten, D. 1999. Overstromingsrisico duinvalleien Ameland-Oost: Appendix 6. In: Eysink *et al.* 2000a. Monitoring effecten van bodemdaling op Ameland-Oost; evaluatie na 13 jaar gaswinning. Begeleidingscommissie Monitoring Bodemdaling Ameland, Assen (http://www.waddenzee.nl/fileadmin/content/Bodemdaling/2000/pdf/hoofdrapportappendix_1-9_Deel6.pdf).
- Slim, P.A. 1997a. Vooronderzoek meidoornsterfte duingebied Oost-Ameland. DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen. 25 p. (http://www.waddenzee.nl/fileadmin/content/Bodemdaling/2000/pdf/vooronderzoek_meidoornsterfte_duingebied_oost-ameland.pdf).
- Slim, P.A. 1997b. Vooronderzoek duindoornsterfte duingebied Oost-Ameland. DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen. 61 p. (http://www.waddenzee.nl/fileadmin/content/Bodemdaling/2000/pdf/vooronderzoek_duindoornsterfte_duingebied_oost-ameland.pdf).



- Slim, P.A., G.B.M. Heuvelink, H. Kuipers, G.M. Dirkse & H.F. van Dobben 2005. Vegetatiemonitoring en geostatistische vegetatiekartering duinvalleien Ameland-Oost. 1-74. In: Monitoring effecten van bodemdaling op Ameland-Oost; evaluatie na 18 jaar gaswinning. Begeleidingscommissie Monitoring Bodemdaling Ameland, [Assen] (http://www.waddenzee.nl/fileadmin/content/Bodemdaling/2005/pdf/H5b_Vegetatiemonitoring_en_geostatistische_vegetatiekartering_duinvalleien.pdf).
- Stortelder, A.H.F., J.H.J. Schaminée & P.W.F.M. Hommel 1999. De Vegetatie van Nederland. Deel 5; plantengemeenschappen van ruigten, struwelen en bossen. Opulus Press, Uppsala. 376 p.
- Tansley, A.G. 1965. The British Islands and their Vegetation, Vol. I, 4th impr. University Press, Cambridge. 484 p.
- Tansley, A.G. & T.F. Chipp 1926. Aims and Methods in the Study of Vegetation. The British Empire Vegetation Committee and The Crown Agents for the Colonies, London. 383 p.
- Touw, A. & W.V. Rubers 1989. De Nederlandse bladmosse - Flora en verspreidingsatlas van de Nederlandse Musci (Sphagnum uitgezonderd). KNNV Uitgeverij, Utrecht. 532 p.
- Weeda, E.J., R. Westra, C. Westra & T. Westra 1999a. Nederlandse Oecologische Flora; wilde planten en hun relaties; deel 1. IVN, [Amsterdam]. 304 p.
- Weeda, E.J., R. Westra, C. Westra & T. Westra 1999b. Nederlandse Oecologische Flora; wilde planten en hun relaties; deel 2. IVN, [Amsterdam]. 304 p.
- Weeda, E.J., R. Westra, C. Westra & T. Westra 1999c. Nederlandse Oecologische Flora; wilde planten en hun relaties; deel 3. IVN, [Amsterdam]. 302 p.
- Weeda, E.J., R. Westra, C. Westra & T. Westra 1999d. Nederlandse Oecologische Flora; wilde planten en hun relaties; deel 4. IVN, [Amsterdam]. 317 p.
- Weeda, E.J., R. Westra, C. Westra & T. Westra 1999e. Nederlandse Oecologische Flora; wilde planten en hun relaties; deel 5. IVN, [Amsterdam]. 400 p.



Bijlage 4.3 A Overzicht van de vegetatietypen van alle plots

Overzicht van de vegetatietypen van alle plots (001 t/m 170, 101 t/m 170, 201 t/m 270 en 301 t/m 370) in alle jaren (2001, 2004, 2006, 2008 en 2010). Vegetatietypen:

1 Helmduinen aan de zee kant; 2 Vastgelegde, grazige duinen; 3 Verruigde en verstruweelde duinvalleien; 4 Duindoornstruweel; 5 Hoge kwelder, meer zout; 6 Hoge kwelder, minder zout; 7 Lage kwelder, minder zout; 8 Lage kwelder, meer zout. Zie voor pq's 003 en 304 de opmerking over type 0 in [hoofdstuk 4.3.2.2.1](#).

Vegetatietype per pq per jaar						
Pq	Jaar					Pq altijd hetzelfde type?
	2001	2004	2006	2008	2010	
001	2	2	2	2	2	ja
002	2	2	2	2	2	ja
004	3	3	7	7	7	nee
005	2	2	2	2	2	ja
006	1	1	1	1	1	ja
007	3	3	7	7	7	nee
008	1	1	1	1	1	ja
009	1	1	1	1	2	nee
010	2	1	1	1	1	nee
011	1	1	1	1	1	ja
012	3	3	3	3	3	ja
013	1	1	1	1	1	ja
014	2	2	2	2	2	ja
015	1	2	2	1	3	nee
016	2	2	2	1	2	nee
017	1	1	1	1	1	ja
018	2	2	2	2	2	ja
019	3	3	3	3	3	ja
020	2	2	2	2	2	ja
021	2	2	2	2	2	ja
022	3	2	1	5	3	nee
023	2	2	2	2	2	ja
024	3	3	3	3	3	ja
025	1	1	1	1	1	ja
026	4	4	4	4	4	ja
027	2	2	2	2	2	ja
028	3	3	3	3	3	ja
029	3	3	3	5	5	nee
030	3	3	3	3	3	ja
031	2	2	2	2	2	ja
032	2	2	2	2	3	nee
033	1	1	1	3	3	nee
034	4	4	4	4	4	ja
035	4	4	4	4	4	ja
036	2	2	2	2	2	ja
037	2	2	2	2	2	ja
038	1	1	1	1	1	ja
039	1	1	1	1	1	ja
040	4	4	4	4	4	ja
041	4	4	4	4	4	ja
042	3	2	2	3	2	nee
043	3	3	3	3	3	ja
044	1	3	3	3	3	nee
045	1	1	1	1	1	ja
046	4	4	4	3	4	nee
047	3	3	3	3	3	ja
048	5	5	5	5	5	ja
049	1	1	2	1	2	nee
050	1	1	1	1	1	ja
051	4	2	4	4	4	nee



Vegetatietype per pq per jaar						
Pq	Jaar					Pq altijd hetzelfde type?
	2001	2004	2006	2008	2010	
052	8	7	7	7	7	nee
053	3	3	3	3	3	ja
054	2	2	2	1	1	nee
055	1	1	1	1	1	ja
056	3	3	4	3	3	nee
057	3	2	3	3	2	nee
058	2	2	2	2	2	ja
059	5	8	8	8	8	nee
060	8	8	8	8	8	ja
061	8	7	7	7	7	nee
062	3	3	2	3	3	nee
063	2	2	2	1	3	nee
064	5	5	5	5	6	nee
065	5	5	5	5	5	ja
066	3	3	3	6	3	nee
067	6	6	6	6	6	ja
068	2	2	2	2	2	ja
069	5	8	8	8	8	nee
070	1	1	1	1	1	ja
101		2	2			ja
102		2	2			ja
103		1	1			ja
104		1	1			ja
105		2	1			nee
106		2	2			ja
107		2	2			ja
108		2	2			ja
109		1	1			ja
110		1	1			ja
111		3	4			nee
112		2	2			ja
113		1	1			ja
114		1	1			ja
115		3	3			ja
116		3	3			ja
117		3	3			ja
118		3	3			ja
119		2	3			nee
120		2	2			ja
121		2	2			ja
122		3	3			ja
123		3	3			ja
124		3	2			nee
125		1	1			ja
126		1	1			ja
127		2	2			ja
128		2	2			ja
129		1	1			ja
130		1	1			ja
131		4	4			ja
132		3	4			nee
133		5	3			nee
134		3	3			ja
135		1	1			ja
136		1	1			ja
137		1	1			ja
138		1	1			ja
139		3	3			ja
140		3	3			ja
141		2	2			ja
142		3	7			nee



Vegetatietype per pq per jaar						
Pq	Jaar					Pq altijd hetzelfde type?
	2001	2004	2006	2008	2010	
143		2	2			ja
144		3	3			ja
145		8	8			ja
146		5	5			ja
147		3	3			ja
148		5	5			ja
149		2	2			ja
150		8	7			nee
151		3	3			ja
152		5	5			ja
153		3	3			ja
154		3	3			ja
155		2	2			ja
156		8	7			nee
157		6	6			ja
158		5	5			ja
159		6	6			ja
160		1	3			nee
161		8	8			ja
162		3	2			nee
163		6	6			ja
164		3	3			ja
165		1	2			nee
166		1	2			nee
167		5	5			ja
168		5	5			ja
169		1	1			ja
170		8	8			ja
201				7		
202				1		
203				1		
204				1		
205				7		
206				2		
207				2		
208				7		
209				1		
210				2		
211				3		
212				3		
213				1		
214				3		
215				7		
216				1		
217				1		
218				1		
219				3		
220				1		
221				7		
222				7		
223				2		
224				2		
225				5		
226				1		
227				3		
228				3		
229				2		
230				5		
231				2		
232				3		
233				3		



Vegetatietype per pq per jaar						
Pq	Jaar					Pq altijd hetzelfde type?
	2001	2004	2006	2008	2010	
234				3		
235				1		
236				1		
237				3		
238				5		
239				3		
240				7		
241				3		
242				3		
243				4		
244				4		
245				3		
246				8		
247				2		
248				5		
249				4		
250				2		
251				2		
252				5		
253				5		
254				7		
255				8		
256				7		
257				6		
258				6		
259				3		
260				8		
261				5		
262				5		
263				6		
264				8		
265				1		
266				1		
267				5		
268				2		
269				5		
270				1		
301					1	
302					1	
303					1	
305					7	
306					7	
307					3	
308					3	
309					1	
310					3	
311					3	
312					2	
313					1	
314					1	
315					3	
316					3	
317					1	
318					1	
319					2	
320					3	
321					3	
322					7	
323					3	
324					2	
325					1	



Vegetatietype per pq per jaar						
Pq	Jaar					Pq altijd hetzelfde type?
	2001	2004	2006	2008	2010	
326					3	
327					5	
328					5	
329					1	
330					1	
331					2	
332					7	
333					2	
334					5	
335					1	
336					1	
337					1	
338					1	
339					4	
340					2	
341					4	
342					3	
343					3	
344					4	
345					1	
346					1	
347					3	
348					8	
349					4	
350					3	
351					4	
352					3	
353					5	
354					7	
355					7	
356					4	
357					6	
358					6	
359					3	
360					6	
361					1	
362					8	
363					6	
364					3	
365					2	
366					5	
367					8	
368					5	
369					5	
370					8	



Bijlage 4.3 B Soortenlijst van alle opnamen van de ongelijnd systematisch gelote plots

Soortenlijst van alle opnamen van de ongelijnd systematisch gelote plots (elk opnamejaar zelfde plek; N=70) uit alle jaren met de frequentie van voorkomen per jaar, alsmede het in een opnamejaar aangetroffen totaal aantal plantensoorten.

Jaar	2001	2004	2006	2008	2010	
Aantal soorten (taxa)	161	171	165	172	183	
Wetenschappelijke naam						Nederlandse naam
<i>Agrostis capillaris</i>	2	2	0	0	1	Gewoon struisgras
<i>Agrostis stolonifera</i>	9	14	16	19	23	Fioringras
<i>Aira praecox</i>	11	10	6	5	4	Vroege haver
<i>Amblystegium serpens</i>	3	4	4	1	1	Gewoon pluisdraadmos
<i>Ammophila arenaria</i>	31	29	31	32	27	Helm
<i>Anisomeridium polypori</i>	0	0	0	0	2	Schoorsteentje
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	20	15	11	11	6	Gewone zandmuur
<i>Asparagus off. s. prostratus</i>	3	5	3	2	5	Liggende asperge
<i>Aster tripolium</i>	0	1	2	13	4	Zulte (zeeaster)
<i>Athyrium filix-femina</i>	2	1	0	0	0	Wijfjesvaren
<i>Atriplex littoralis</i>	0	0	0	6	2	Strandmelde
<i>Atriplex portulacoides</i>	0	2	0	18	0	Gewone zoutmelde
<i>Atriplex prostrata</i>	3	12	10	43	20	Spiesmelde
<i>Avena species</i>	0	0	0	1	0	Haver (G)
<i>Bacidia delicata</i>	0	0	0	1	0	Soredieuze knoopjeskorst
<i>Barbula convoluta</i>	0	0	0	0	1	Gewoon smaragdsteeltje
<i>Blysmus rufus</i>	0	0	0	1	1	Rode bies
<i>Bolboschoenus mar. s. comp.</i>	2	4	3	5	6	Heen (zeebies)
<i>Brachythecium albicans</i>	5	6	5	7	12	Bleek dikkopmos
<i>Brachythecium mildeanum</i>	1	1	0	0	0	Moerasdikkopmos
<i>Brachythecium rutabulum</i>	22	17	20	16	18	Gewoon dikkopmos
<i>Brachythecium salebrosum</i>	0	0	2	0	0	Glad dikkopmos
<i>Bromus hordeaceus</i>	3	5	1	2	1	Zachte dravik s.l.
<i>Bryum bicolor</i>	2	0	0	1	0	Grofkorrelknikmos
<i>Bryum capillare</i>	3	2	1	0	2	Gedraaid knikmos
<i>Bryum species</i>	1	0	0	5	6	Knikmos (G)
<i>Buellia punctata</i>	1	1	3	2	8	Vliegenstrontjesmos
<i>Buellia species</i>	0	0	0	1	0	Strontjesmos (G)
<i>Cakile maritima</i>	1	2	0	2	0	Zeeraket
<i>Calamagrostis epigejos</i>	45	47	51	50	47	Duinriet
<i>Calammophila baltica</i>	0	0	1	1	2	Noordse helm
<i>Calliergonella cuspidata</i>	4	4	4	0	2	Gewoon puntmos
<i>Caloplaca obscurella</i>	0	0	0	1	1	Gewone kraterkorst
<i>Calystegia sepium</i>	0	0	0	0	1	Haagwinde
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	2	2	0	4	0	Gewoon herderstasje
<i>Cardamine hirsuta</i>	36	28	27	25	15	Kleine veldkers
<i>Cardamine pratensis</i>	1	1	0	0	0	Pinksterbloem
<i>Carex acutiformis</i>	1	0	0	0	0	Moeraszegge
<i>Carex arenaria</i>	45	43	48	45	44	Zandzegge
<i>Carex distans</i>	3	3	4	3	3	Zilte zegge



Jaar	2001	2004	2006	2008	2010	
Aantal soorten (taxa)	161	171	165	172	183	
Wetenschappelijke naam						Nederlandse naam
<i>Carex extensa</i>	0	0	0	1	2	Kwelderzegge
<i>Carex flacca</i>	0	2	2	2	3	Zeegroene zegge
<i>Carex oederi</i>	0	0	1	1	2	Geelgroene en Dwergzegge
<i>Centaurium littorale</i>	1	0	0	1	2	Strandduizendguldenkruid
<i>Centaurium pulchellum</i>	3	2	3	1	4	Fraai duizendguldenkruid
<i>Cephaloziella species</i>	1	0	0	0	0	Draadmos (G)
<i>Cerastium diffusum</i>	7	3	1	3	2	Scheve hoornbloem
<i>Cerastium fontanum s. vulgare</i>	29	35	22	28	29	Gewone hoornbloem
<i>Cerastium semidecandrum</i>	14	9	9	6	5	Zandhoornbloem
<i>Ceratodon purpureus</i>	3	0	0	2	2	Gewoon purpersteeltje
<i>Chamerion angustifolium</i>	10	11	9	10	8	Wilgenroosje
<i>Chenopodium rubrum</i>	0	0	0	1	0	Rode ganzenvoet
<i>Cirsium arvense</i>	32	39	38	30	33	Akkerdistel
<i>Cirsium palustre</i>	20	15	11	7	14	Kale jonker
<i>Cirsium vulgare</i>	18	17	11	14	16	Speerdistel
<i>Cladonia chlorophaea</i>	9	2	0	0	0	Fijn bekermos
<i>Cladonia fimbriata</i>	1	2	2	1	0	Kopjes-bekermos
<i>Cladonia foliacea</i>	2	0	1	0	1	Elandgeweimos, Zomersneeuw
<i>Cladonia furcata</i>	12	10	2	4	7	Gevorkt heidestaartje
<i>Cladonia grayi</i>	3	0	0	0	0	Bruin bekermos
<i>Cladonia humilis</i>	1	0	1	0	0	Patatzak-bekermos
<i>Cladonia pocillum</i>	0	1	0	1	1	Duinbekermos
<i>Cladonia rangiformis</i>	0	3	7	8	5	Vals rendiermos
<i>Cladonia scabriuscula</i>	8	2	4	5	3	Ruw heidestaartje
<i>Cladonia species</i>	0	0	0	0	1	Heidestaartje & Bekermos (G)
<i>Cochlearia danica</i>	20	13	1	18	6	Deens lepelblad
<i>Conyza canadensis</i>	1	0	0	0	1	Canadese fijnstraal
<i>Corynephorus canescens</i>	2	1	0	0	0	Buntgras
<i>Crataegus monogyna</i>	2	4	3	2	3	Eenstijlige meidoorn
<i>Cryphaea heteromalla</i>	0	0	0	1	0	Vliermos
<i>Dicranoweisia cirrata</i>	1	0	0	0	0	Gewoon sikkelsterretje
<i>Dicranum scoparium</i>	9	8	9	6	5	Gewoon gaffeltandmos
<i>Didymodon tophaceus</i>	0	1	0	0	0	Stomp dubbeltandmos
<i>Dimerella pineti</i>	0	0	0	1	0	Valse knoopjeskorst
<i>Drepanocladus aduncus</i>	3	0	2	0	2	Moerassikkelmos
<i>Dryopteris carthusiana</i>	6	5	2	0	0	Smalle stekelvaren
<i>Dryopteris dilatata</i>	1	0	1	2	2	Brede stekelvaren
<i>Dryopteris filix-mas</i>	3	4	2	2	2	Mannetjesvaren
<i>Eleocharis quinqueflora</i>	0	0	0	1	1	Armbloemige waterbies
<i>Eleocharis uniglumis</i>	3	3	2	5	5	Slanke waterbies
<i>Elytrigia atherica</i>	24	28	27	37	38	Strandkweek (zeekweek)
<i>Elytrigia juncea s. boreoatl.</i>	0	1	3	1	1	Biestarwegras
<i>Elytrigia repens</i>	0	0	3	2	2	Kweek
<i>Elytrigia x obtusiuscula</i>	0	0	0	1	0	<i>Elytrigia x obtusiuscula</i>
<i>Epilobium ciliatum</i>	1	1	0	0	0	Beklierde basterdwederik
<i>Epilobium hirsutum</i>	1	1	1	0	2	Harig wilgenroosje
<i>Epilobium montanum</i>	0	7	6	1	7	Bergbasterdwederik



Jaar	2001	2004	2006	2008	2010	
Aantal soorten (taxa)	161	171	165	172	183	
Wetenschappelijke naam						Nederlandse naam
<i>Epilobium obscurum</i>	5	3	1	0	7	Donkergroene basterdwederik
<i>Epilobium palustre</i>	7	8	4	3	3	Moerasbasterdwederik
<i>Epilobium parviflorum</i>	0	0	1	0	0	Viltige basterdwederik
<i>Epilobium species</i>	1	0	2	0	0	Basterdwederik (G)
<i>Epipactis palustris</i>	0	1	1	0	0	Moeraswespenorchis
<i>Erodium cicutarium</i>	7	7	6	5	4	Gewone en Duinreigersbek
<i>Erophila verna</i>	0	0	2	0	0	Vroegeling
<i>Eupatorium cannabinum</i>	6	5	6	9	10	Koninginnenkruid
<i>Euphrasia stricta</i>	3	4	3	0	0	Stijve ogentroost
<i>Eurhynchium praelongum</i>	29	25	25	26	28	Fijn laddermos
<i>Evernia species</i>	0	0	1	0	0	Eikenmos (G)
<i>Fellhanera viridisoediata</i>	0	0	0	0	1	Fellhanera viridisoediata
<i>Festuca filiformis</i>	0	1	0	0	0	Fijn schapengras
<i>Festuca rubra</i>	53	52	53	58	58	Rood zwenkgras s.s.
<i>Frullania dilatata</i>	0	0	0	1	1	Helmroestmos
<i>Funaria hygrometrica</i>	0	0	0	1	0	Gewoon krulmos
<i>Galeopsis bifida</i>	2	4	4	3	8	Gespleten hennepnetel
<i>Galium aparine</i>	3	4	3	5	6	Kleefkruid
<i>Galium mollugo</i>	31	35	35	30	30	Glad walstro
<i>Galium palustre</i>	3	4	4	3	4	Moeraswalstro
<i>Geranium molle</i>	5	5	4	5	1	Zachte ooievaarsbek
<i>Geranium robertianum</i>	0	0	0	1	1	Robertskruid
<i>Glaux maritima</i>	7	6	6	7	8	Melkkruid
<i>Henediella heimii</i>	0	0	0	1	2	Ziltmos
<i>Hieracium umbellatum</i>	0	0	1	0	1	Schermhavikskruid
<i>Hippophae rhamnoides</i>	22	28	25	25	25	Duindoorn
<i>Holcus lanatus</i>	15	19	18	17	16	Gestreepte witbol
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	3	4	4	5	5	Gewone waternavel
<i>Hylocomium splendens</i>	1	1	0	0	0	Glanzend etagemos
<i>Hypnum cupressiforme s.l.</i>	42	34	37	31	30	Gewoon klauwtjesmos (G)
<i>Hypnum jutlandicum</i>	7	9	1	3	1	Heideklauwtjesmos
<i>Hypochaeris radicata</i>	1	4	6	3	3	Gewoon biggenkruid
<i>Iris pseudacorus</i>	0	0	0	0	1	Gele lis
<i>Juncus alpinoarticulatus</i>	0	0	0	1	1	Duinrus en Alpenrus
<i>Juncus ambiguus</i>	2	0	2	1	3	Zilte greppelrus
<i>Juncus articulatus</i>	0	0	2	3	2	Zomprus
<i>Juncus balticus</i>	0	0	0	0	1	Noordse rus
<i>Juncus bufonius</i>	0	1	3	0	0	Greppelrus
<i>Juncus gerardi</i>	9	9	8	8	6	Zilte rus
<i>Lecania cyrtella</i>	0	0	0	0	1	Boomglimschoteltje
<i>Lecanora chlarotera</i>	1	1	1	1	0	Witte schotelkorst
<i>Lecanora dispersa</i>	2	0	0	0	0	Verborgen schotelkorst
<i>Lecanora hageni</i>	0	1	2	3	5	Kleine schotelkorst
<i>Lecanora symmicta</i>	0	0	1	0	1	Bolle schotelkorst
<i>Lecidella elaeochroma</i>	1	1	1	7	11	Gewoon purperschaaltje
<i>Leontodon saxatilis</i>	27	22	22	28	28	Kleine leeuwentand
<i>Leymus arenarius</i>	1	1	1	1	0	Zandhaver



Jaar	2001	2004	2006	2008	2010	
Aantal soorten (taxa)	161	171	165	172	183	
Wetenschappelijke naam						Nederlandse naam
<i>Limonium vulgare</i>	2	1	1	1	1	Lamsoor
<i>Linaria vulgaris</i>	17	22	22	21	24	Vlasbekje
<i>Linum catharticum</i>	10	12	7	4	8	Geelhartje
<i>Liparis loeselii</i>	0	1	0	1	1	Groenknolorchis
<i>Lolium perenne</i>	0	0	0	0	1	Engels raaigras
<i>Lonicera periclymenum</i>	0	0	0	0	1	Wilde kamperfoelie
<i>Lophocolea bidentata</i>	12	5	10	1	1	Gewoon kantmos
<i>Lophocolea heterophylla</i>	5	3	0	2	3	Gedrongen kantmos
<i>Lotus c. v. corniculatus</i>	2	5	3	2	2	Gewone en Rechte rolklaver
<i>Luzula campestris</i>	16	22	19	11	14	Gewone veldbies
<i>Lycopus europaeus</i>	4	4	4	4	3	Wolfspoot
<i>Mentha aquatica</i>	4	10	11	10	14	Watermunt
<i>Metzgeria furcata</i>	1	0	1	1	1	Bleek boomvorkje
<i>Metzgeria species</i>	0	1	0	0	0	Boomvorkje (G)
<i>Micarea prasina</i>	0	0	0	1	0	Houtoogje
<i>Micarea species</i>	1	0	0	0	0	Oogje (G)
<i>Moehringia trinervia</i>	0	1	0	1	4	Drienerfmuur
<i>Myosotis arvensis</i>	0	1	0	0	0	Akkervergeet-mij-nietje
<i>Myosotis laxa s. cespitosa</i>	0	2	0	0	2	Zompvergeet-mij-nietje
<i>Myosotis ramosissima</i>	22	8	5	0	3	Ruw vergeet-mij-nietje
<i>Myosotis species</i>	1	0	0	2	0	Vergeet-mij-nietje (G)
<i>Odontites vernus s. serotinus</i>	9	5	7	10	10	Rode ogentroost
<i>Oenanthe lachenalii</i>	0	2	0	0	2	Zilt torkruid
<i>Oenothera biennis</i>	0	0	0	0	1	Middelste teunisbloem
<i>Oenothera parv. v. ammophila</i>	0	0	1	2	0	Zandteunisbloem
<i>Ophioglossum vulgatum</i>	0	1	1	0	0	Addertong
<i>Orthotrichum affine</i>	3	0	1	2	1	Gewone haarmuts
<i>Orthotrichum diaphanum</i>	3	2	2	3	1	Grijze haarmuts
<i>Orthotrichum pulchellum</i>	0	1	3	2	1	Gekroesde haarmuts
<i>Orthotrichum species</i>	0	1	0	0	0	Haarmuts (G)
<i>Orthotrichum tenellum</i>	0	1	1	0	0	Slanke haarmuts
<i>Parmelia species</i>	0	1	0	0	0	Schildmos (G)
<i>Parmelia sulcata</i>	1	0	1	1	0	Gewoon schildmos
<i>Peltigera rufescens</i>	4	1	4	1	2	Klein leermos
<i>Peltigera species</i>	0	1	0	0	0	Leermos (G)
<i>Phaeophyscia orbicularis</i>	1	2	1	2	2	Rond schaduwmos
<i>Phleum arenarium</i>	9	6	5	5	2	Zanddoddegras
<i>Phragmites australis</i>	6	8	8	8	9	Riet
<i>Physcia adscendens</i>	3	2	1	2	2	Kapjesvingermos
<i>Physcia tenella</i>	5	1	2	3	3	Heksenvingermos
<i>Plagiothecium denticulatum</i>	1	0	1	0	0	Glanzend platmos
<i>Plantago coronopus</i>	5	4	2	5	2	Hertshoornweegbree
<i>Plantago major</i>	0	0	1	1	0	Grote en Getande weegbree
<i>Plantago maritima</i>	4	4	3	3	3	Zeeweegbree
<i>Pleurozium schreberi</i>	1	1	1	0	0	Bronsmos
<i>Poa annua</i>	4	1	3	1	0	Straatgras
<i>Poa pratensis</i>	44	45	48	42	47	Veldbeemdgras



Jaar	2001	2004	2006	2008	2010	
Aantal soorten (taxa)	161	171	165	172	183	
Wetenschappelijke naam						Nederlandse naam
<i>Poa trivialis</i>	3	8	2	2	3	Ruw beemdgras
<i>Polygala serpyllifolia</i>	1	1	0	0	0	Liggende vleugeltjesbloem
<i>Polygala vulgaris</i>	0	3	3	0	1	Gewone vleugeltjesbloem s.l.
<i>Polypodium vulgare</i>	17	12	11	7	5	Gewone eikvaren
<i>Populus alba</i>	0	1	0	0	0	Witte abeel
<i>Potentilla anserina</i>	9	12	12	16	21	Zilverschoon
<i>Pseudoscleropodium purum</i>	5	4	4	5	7	Groot laddermos
<i>Pyrola rotundifolia</i>	1	1	1	1	1	Rond wintergroen
<i>Ranunculus repens</i>	1	1	1	1	1	Kruipende boterbloem
<i>Rhynchostegium confertum</i>	0	0	2	1	1	Boomsnavelmos
<i>Rhynchost. megapolitanum</i>	6	0	0	4	2	Duinsnavelmos
<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i>	10	8	9	6	8	Gewoon haakmos
<i>Rhytidiadelphus triquetrus</i>	0	1	1	1	1	Pluimstaartmos
<i>Rosa canina</i>	6	9	8	6	8	Hondsroos
<i>Rosa rubiginosa</i>	0	1	0	0	0	Egelantier
<i>Rubus caesius</i>	22	22	23	22	32	Dauwbraam
<i>Rubus corylifolius</i>	3	3	8	3	1	Hazelaarbraam
<i>Rubus fruticosus</i> ag.	6	4	4	7	5	Gewone braam
<i>Rumex acetosa</i>	0	1	0	0	0	Veldzuring
<i>Rumex acetosella</i>	8	8	8	4	5	Schapenzuring
<i>Rumex crispus</i>	14	14	13	26	22	Krulzuring
<i>Rumex species</i>	0	1	0	0	0	Zuring (G)
<i>Sagina maritima</i>	1	0	0	0	0	Zeevetmuur
<i>Sagina nodosa</i>	9	6	3	7	9	Sierlijke vetmuur
<i>Sagina procumbens</i>	1	1	0	0	0	Liggende vetmuur
<i>Salicornia europaea</i>	0	2	3	5	3	Kortarige zeekraal
<i>Salix cinerea</i>	0	1	0	0	2	Grauwe en Rossige wilg
<i>Salix repens</i>	5	6	5	5	6	Kruipwilg
<i>Sambucus nigra</i>	4	6	5	7	5	Gewone vlier
<i>Samolus valerandi</i>	0	0	1	2	2	Waterpunge
<i>Saxifraga tridactylites</i>	0	0	1	0	0	Kandelaartje
<i>Scutellaria galericulata</i>	4	3	1	2	3	Blauw glidkruid
<i>Sedum acre</i>	19	15	10	9	6	Muurpeper
<i>Senecio jacobaea</i> s. <i>dunensis</i>	31	27	36	20	33	Duinkruiskruid
<i>Senecio sylvaticus</i>	10	13	7	11	13	Boskruiskruid
<i>Senecio vulgaris</i>	3	3	0	2	2	Klein kruiskruid
<i>Seriphidium maritimum</i>	0	0	0	2	0	Zeealsem
<i>Solanum dulcamara</i>	4	6	4	4	5	Bitterzoet
<i>Solanum nigrum</i> s. <i>nigrum</i>	0	0	0	1	0	Zwarte nachtschade s.s.
<i>Sonchus arvensis</i> v. <i>maritimus</i>	36	41	28	45	37	Zeemelkdistel
<i>Sonchus asper</i>	0	0	0	6	2	Gekroesde melkdistel
<i>Sonchus oleraceus</i>	0	0	0	0	1	Gewone melkdistel
<i>Spergularia marina</i> (<i>S. salina</i>)	0	1	3	3	3	Zilte schijnspurrie
<i>Stellaria media</i>	17	13	5	14	1	Vogelmuur
<i>Suaeda maritima</i>	1	3	2	15	3	Schorrenkruid
<i>Syntrichia papillosa</i>	0	0	0	0	1	Knikkersterretje
<i>Syntrichia ruralis</i> v. <i>arenicola</i>	11	14	16	19	14	Groot duinsterretje



Jaar	2001	2004	2006	2008	2010	
Aantal soorten (taxa)	161	171	165	172	183	
Wetenschappelijke naam						Nederlandse naam
Taraxacum species	36	31	32	31	27	Paardenbloem (G)
Tortula subulata	3	1	2	1	1	Langkapselsterretje
Trifolium fragiferum	0	1	2	1	1	Aardbeiklaver
Trifolium repens	5	1	1	0	1	Witte klaver
Triglochin maritima	0	1	0	0	1	Schorrenzoutgras
Triglochin palustris	1	1	0	0	1	Moeraszoutgras
Tripleurospermum maritimum	0	0	0	0	1	Reukeloze kamille
Ulota phyllantha	1	1	1	1	1	Broedkroesmos
Ulota species	0	0	1	0	0	Kandelaartje
Urtica dioica	16	18	18	16	16	Grote brandnetel
Urtica urens	1	0	0	1	0	Kleine brandnetel
Veronica arvensis	9	8	1	6	3	Veldereprijs
Veronica officinalis	23	21	22	8	18	Mannetjesereprijs
Vicia cracca	0	1	1	1	1	Vogelwikke
Vicia lathyroides	2	0	2	4	2	Lathyruswikke
Vicia sativa s. nigra	3	4	5	5	2	Smalle wikke s.s.
Viola canina	5	4	3	4	2	Hondsviooltje
Viola curtisii	10	13	6	5	9	Duinviooltje
Xanthoria parietina	4	4	5	8	11	Groot dooiermos
Xanthoria polycarpa	1	1	4	0	4	Klein dooiermos
Xanthoria species	0	0	0	0	1	Dooiermos (G)
Zygodon species	0	0	1	0	0	Iepenmos (G)
Zygodon viridissimus	0	0	0	0	1	Gewoon iepenmos



Bijlage 4.3 C Soortenlijst van alle opnamen van de gestratificeerd aselekt gelote plots

Soortenlijst van alle opnamen van de gestratificeerd aselekt gelote plots (elk opnamejaar andere plek; N=70) uit alle jaren met de frequentie van voorkomen per jaar, alsmede het in een opnamejaar aangetroffen totaal aantal plantensoorten.

Jaar	2004	2006	2008	2010	
Aantal soorten	164	143	163	172	
Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam				
<i>Agrostis canina</i>	1	0	0	0	Moerasstruisgras
<i>Agrostis stolonifera</i>	19	17	32	27	Fioringras
<i>Aira praecox</i>	12	9	3	4	Vroege haver
<i>Amblystegium serpens</i>	2	2	1	0	Gewoon pluisdraadmos
<i>Ammophila arenaria</i>	35	33	29	28	Helm
<i>Aneura pinguis</i>	0	0	0	1	Echt vetmos
<i>Anisomeridium polypori</i>	0	0	0	1	Schoorsteentje
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	19	15	13	10	Gewone zandmuur
<i>Asparagus officinalis</i> s. <i>prostratus</i>	1	2	2	1	Liggende asperge
<i>Aster tripolium</i>	0	0	28	7	Zulte
<i>Atriplex littoralis</i>	0	0	6	0	Strandmelde
<i>Atriplex portulacoides</i>	1	0	26	1	Gewone zoutmelde
<i>Atriplex prostrata</i>	18	17	45	24	Spiesmelde
<i>Bacidia chlorotica</i>	0	0	1	0	Gladde knoepjeskorst
<i>Barbula unguiculata</i>	1	3	0	0	Kleismaragdsteeltje
<i>Bolboschoenus maritimus</i> s. <i>compactus</i>	6	6	9	7	<i>Bolboschoenus maritimus</i> ssp. <i>compactus</i>
<i>Brachythecium albicans</i>	3	8	4	9	Bleek dikkopmos
<i>Brachythecium mildeanum</i>	1	0	0	0	Moerasdikkopmos
<i>Brachythecium rutabulum</i>	15	20	9	17	Gewoon dikkopmos
<i>Bromus hordeaceus</i>	2	3	0	2	Zachte dravik s.l.
<i>Bryum algovicum</i>	0	0	0	1	Netknikmos
<i>Bryum argenteum</i>	1	0	0	0	Zilvermos
<i>Bryum capillare</i>	1	0	1	0	Gedraaid knikmos
<i>Bryum species</i>	5	7	2	9	Knikmos (G)
<i>Buellia punctata</i>	0	0	4	4	Vliegenstrontjesmos
<i>Cakile maritima</i>	1	1	0	0	Zeeraket
<i>Calamagrostis epigejos</i>	44	52	50	43	Duinriet
<i>Calammophila baltica</i>	0	1	1	1	Noordse helm
<i>Calliergonella cuspidata</i>	3	5	4	2	Gewoon puntmos
<i>Calystegia sepium</i>	2	2	1	1	Haagwinde
<i>Campylopus introflexus</i>	1	0	0	0	Grijs kronkelsteeltje
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	3	2	2	1	Gewoon herderstasje
<i>Cardamine hirsuta</i>	33	29	17	21	Kleine veldkers
<i>Carex arenaria</i>	48	47	33	41	Zandzegge
<i>Carex distans</i>	8	8	11	6	Zilte zegge
<i>Carex extensa</i>	0	0	2	0	Kwelderzegge
<i>Carex flacca</i>	6	6	4	2	Zeegroene zegge



Jaar	2004	2006	2008	2010	
Aantal soorten	164	143	163	172	
Wetenschappelijke naam					Nederlandse naam
<i>Carex oederi</i>	1	1	0	2	Geelgroene zegge en Dwergzegge
<i>Carex riparia</i>	0	0	0	1	Oeverzegge
<i>Centaurium littorale</i>	2	1	0	4	Strandduizendguldenkruid
<i>Centaurium pulchellum</i>	2	2	1	2	Fraai duizendguldenkruid
<i>Cephaloziella species</i>	1	0	0	0	Draadmos (G)
<i>Cerastium diffusum</i>	2	5	1	3	Scheve hoornbloem
<i>Cerastium fontanum s. vulgare</i>	28	24	18	16	Gewone hoornbloem
<i>Cerastium semidecandrum</i>	12	10	7	10	Zandhoornbloem
<i>Ceratodon purpureus</i>	0	0	3	4	Gewoon purpersteeltje
<i>Chamerion angustifolium</i>	4	5	7	5	Wilgenroosje
<i>Chenopodium album</i>	1	0	0	0	Melganzenvoet
<i>Chenopodium rubrum</i>	0	0	1	0	Rode ganzenvoet
<i>Cirsium arvense</i>	24	39	29	33	Akkerdistel
<i>Cirsium palustre</i>	20	22	17	19	Kale jonker
<i>Cirsium vulgare</i>	16	11	6	17	Speerdistel
<i>Cladonia fimbriata</i>	1	0	2	2	Kopjes-bekermos
<i>Cladonia foliacea</i>	2	2	2	1	Elandgeweimos, Zomersneeuw
<i>Cladonia furcata</i>	12	4	5	8	Gevorkt heidestaartje
<i>Cladonia humilis</i>	2	1	1	0	Patatzak-bekermos
<i>Cladonia pocillum</i>	0	0	1	0	Duinbekermos
<i>Cladonia ramulosa</i>	0	0	0	1	Rafelig bekermos
<i>Cladonia rangiformis</i>	2	10	3	3	Vals rendiermos
<i>Cladonia scabriuscula</i>	2	2	5	2	Ruw heidestaartje
<i>Cladonia species</i>	1	2	0	0	Heidestaartje & Bekermos (G)
<i>Cochlearia danica</i>	13	4	15	5	Deens lepelblad
<i>Conyza canadensis</i>	0	0	0	1	Canadese fijnstraal
<i>Corynephorus canescens</i>	4	4	3	3	Buntgras
<i>Crataegus monogyna</i>	2	5	2	2	Eenstijlige meidoorn
<i>Dicranum scoparium</i>	9	7	4	2	Gewoon gaffeltandmos
<i>Drepanocladus aduncus</i>	2	7	0	4	Moerassikkelmos
<i>Dryopteris carthusiana</i>	4	1	1	1	Smalle stekelvaren
<i>Dryopteris dilatata</i>	0	0	1	1	Brede stekelvaren
<i>Dryopteris filix-mas</i>	3	5	2	3	Mannetjesvaren
<i>Eleocharis uniglumis</i>	6	5	5	5	Slanke waterbies
<i>Elytrigia atherica</i>	25	33	34	29	Strandkweek
<i>Elytrigia juncea s. boreoatlantica</i>	2	3	3	4	Biestarwegras
<i>Elytrigia repens</i>	0	1	1	1	Kweek
<i>Elytrigia x obtusiuscula</i>	0	1	0	2	<i>Elytrigia x obtusiuscula</i>
<i>Elytrigia x oliveri</i>	0	0	1	0	<i>Elytrigia x oliveri</i>
<i>Epilobium hirsutum</i>	1	2	0	1	Harig wilgenroosje
<i>Epilobium montanum</i>	9	10	0	9	Bergbasterdwederik
<i>Epilobium obscurum</i>	7	6	0	9	Donkergroene basterdwederik



Jaar	2004	2006	2008	2010	
Aantal soorten	164	143	163	172	
Wetenschappelijke naam					Nederlandse naam
<i>Epilobium palustre</i>	7	1	4	11	Moerasbasterdwederik
<i>Epilobium parviflorum</i>	0	1	0	3	Viltige basterdwederik
<i>Epilobium species</i>	2	0	5	0	Basterdwederik (G)
<i>Epipactis palustris</i>	0	0	0	2	Moeraswespenorchis
<i>Erodium cicutarium</i>	8	7	5	5	Gewone en Duinreigersbek
<i>Erophila verna</i>	0	1	0	0	Vroegeling
<i>Eupatorium cannabinum</i>	4	3	20	19	Koninginnenkruid
<i>Euphrasia stricta</i>	2	2	3	3	Stijve ogentroost
<i>Eurhynchium praelongum</i>	23	28	26	30	Fijn laddermos
<i>Eurhynchium pumilum</i>	1	0	0	0	Klein snavelmos
<i>Eurhynchium striatum</i>	0	1	0	1	Geplooid snavelmos
<i>Fallopia convolvulus</i>	1	0	0	0	Zwaluwtong
<i>Fellhanera viridisorediata</i>	0	0	0	1	Fellhanera viridisorediata
<i>Festuca filiformis</i>	0	0	1	0	Fijn schapengras
<i>Festuca rubra</i>	57	59	45	54	Rood zwenkgras s.s.
<i>Galeopsis bifida</i>	2	3	5	8	Gespleten hennepnetel
<i>Galium aparine</i>	0	1	1	4	Kleefkruid
<i>Galium mollugo</i>	35	38	17	24	Glad walstro
<i>Galium palustre</i>	4	3	8	11	Moeraswalstro
<i>Galium uliginosum</i>	4	0	0	0	Ruw walstro
<i>Galium verum</i>	0	0	1	0	Geel walstro
<i>Geranium molle</i>	5	5	4	5	Zachte ooievaarsbek
<i>Glaux maritima</i>	5	5	13	8	Melkkruid
<i>Henediella heimii</i>	0	0	0	1	Ziltmos
<i>Hieracium umbellatum</i>	4	4	0	1	Schermhavikskruid
<i>Hippophae rhamnoides</i>	26	22	26	25	Duindoorn
<i>Holcus lanatus</i>	14	14	13	16	Gestreepte witbol
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	4	4	7	5	Gewone waternavel
<i>Hypnum cupressiforme s.l. species</i>	37	40	16	23	Gewoon klauwtjesmos (G)
<i>Hypnum jutlandicum</i>	4	0	1	1	Heideklauwtjesmos
<i>Hypochaeris radicata</i>	2	4	3	2	Gewoon biggenkruid
<i>Juncus alpinoarticulatus</i>	1	1	0	2	Duinrus en Alpenrus
<i>Juncus ambiguus</i>	0	0	1	1	Zilte greppelrus
<i>Juncus articulatus</i>	0	0	5	2	Zomprus
<i>Juncus balticus</i>	1	1	1	1	Noordse rus
<i>Juncus bufonius</i>	0	1	1	0	Greppelrus
<i>Juncus gerardi</i>	16	15	16	13	Zilte rus
<i>Juncus maritimus</i>	1	1	3	2	Zeerus
<i>Lecania cyrtella</i>	0	0	1	1	Boomglimschotelkje
<i>Lecanora chlorotera</i>	1	0	2	1	Witte schotelkorst
<i>Lecanora hageni</i>	3	1	7	8	Kleine schotelkorst
<i>Lecanora species</i>	1	1	0	0	Schotelkorst (G)



Jaar	2004	2006	2008	2010	
Aantal soorten	164	143	163	172	
Wetenschappelijke naam					Nederlandse naam
<i>Lecanora symmicta</i>	2	0	1	2	Bolle schotelkorst
<i>Lecidella elaeochroma</i>	2	4	8	12	Gewoon purperschaaltje
<i>Leontodon saxatilis</i>	22	21	20	25	Kleine leeuwentand
<i>Leymus arenarius</i>	0	0	0	2	Zandhaver
<i>Linaria vulgaris</i>	12	16	16	16	Vlasbekje
<i>Linum catharticum</i>	8	9	1	6	Geelhartje
<i>Liparis loeselii</i>	2	0	0	0	Groenknolorchis
<i>Lolium perenne</i>	0	1	0	0	Engels raigras
<i>Lophocolea bidentata</i>	4	5	2	1	Gewoon kantmos
<i>Lophocolea heterophylla</i>	2	0	0	1	Gedrongen kantmos
<i>Lotus corniculatus</i> v. <i>corniculatus</i>	2	3	1	0	Gewone en Rechte rolklaver
<i>Luzula campestris</i>	25	20	9	11	Gewone veldbies
<i>Lycopus europaeus</i>	7	6	8	12	Wolfspoot
<i>Mentha aquatica</i>	6	6	22	20	Watermunt
<i>Moehringia trinervia</i>	0	0	2	1	Drienerfmuur
<i>Myosotis arvensis</i>	1	0	0	0	Akkervergeet-mij-nietje
<i>Myosotis laxa</i> s. <i>cespitosa</i>	7	1	0	4	Zompvergeet-mij-nietje
<i>Myosotis ramosissima</i>	13	9	0	1	Ruw vergeet-mij-nietje
<i>Myosotis</i> species	0	0	2	0	Vergeet-mij-nietje (G)
<i>Odontites vernus</i> s. <i>serotinus</i>	8	11	18	10	Rode, Vroege en Akkerogentroost
<i>Oenanthe lachenalii</i>	1	0	2	4	Zilt torkruid
<i>Oenothera parviflora</i> v. <i>ammophila</i>	0	0	0	1	Zandteunisbloem
<i>Orthotrichum affine</i>	0	0	0	2	Gewone haarmuts
<i>Orthotrichum diaphanum</i>	0	0	0	1	Grijze haarmuts
<i>Orthotrichum pulchellum</i>	0	0	0	2	Gekroesde haarmuts
<i>Ophioglossum vulgatum</i>	1	0	0	0	Addertong
<i>Parnassia palustris</i>	1	0	0	0	Parnassia
<i>Peltigera rufescens</i>	3	3	1	3	Klein leermos
<i>Peltigera</i> species	0	1	0	0	Leermos (G)
<i>Phleum arenarium</i>	8	8	3	6	Zanddoddegras
<i>Phragmites australis</i>	9	9	19	14	Riet
<i>Physcia adscendens</i>	0	0	0	4	Kapjesvingermos
<i>Physcia tenella</i>	2	0	3	3	Heksenvingermos
<i>Placynthiella dasaea</i>	0	0	0	1	<i>Placynthiella dasaea</i> (Stirton) Tonsberg
<i>Plagiothecium denticulatum</i>	1	0	0	0	Glanzend platmos
<i>Plantago coronopus</i>	3	3	7	1	Hertshoornweegbree
<i>Plantago lanceolata</i>	0	0	1	0	Smalle weegbree
<i>Plantago major</i>	0	0	1	0	Grote en Getande weegbree
<i>Plantago maritima</i>	1	2	1	0	Zeeweegbree
<i>Pleurozium schreberi</i>	1	1	0	0	Bronsmos
<i>Poa annua</i>	1	0	0	1	Straatgras
<i>Poa pratensis</i>	47	49	33	40	Veldbeemdgras



Jaar	2004	2006	2008	2010	
Aantal soorten	164	143	163	172	
Wetenschappelijke naam					Nederlandse naam
<i>Poa trivialis</i>	3	0	1	1	Ruw beemdgras
<i>Polygala serpyllifolia</i>	0	0	0	1	Liggende vleugeltjesbloem
<i>Polygala vulgaris</i>	2	1	0	1	Gewone vleugeltjesbloem s.l.
<i>Polygonum aviculare</i>	1	0	0	0	Gewoon varkensgras
<i>Polypodium vulgare</i>	11	12	7	5	Gewone eikvaren
<i>Polytrichum formosum</i>	1	1	0	1	Fraai haarmos
<i>Polytrichum juniperinum</i>	0	0	0	2	Zandhaarmos
<i>Potentilla anserina</i>	18	16	29	24	Zilverschoon
<i>Prunella vulgaris</i>	0	0	0	1	Gewone brunel
<i>Pseudoscleropodium purum</i>	5	9	2	3	Groot laddermos
<i>Puccinellia maritima</i>	0	0	1	0	Gewoon kweldergras
<i>Pulicaria dysenterica</i>	0	0	0	1	Heelblaadjes
<i>Pyrola rotundifolia</i>	1	2	0	3	Rond wintergroen
<i>Ranunculus acris</i>	2	2	0	0	Scherpe boterbloem
<i>Ranunculus repens</i>	1	0	1	0	Kruipende boterbloem
<i>Rhynchostegium megapolitanum</i>	2	7	5	5	Duinsnavelmos
<i>Rhynchostegium species</i>	0	0	1	0	Snavelmos p.p. (G)
<i>Rhytiadelphus squarrosus</i>	5	8	3	9	Gewoon haakmos
<i>Rosa canina</i>	3	3	7	6	Hondsroos
<i>Rubus caesius</i>	20	22	17	17	Dauwbraam
<i>Rubus corylifolius</i>	2	4	1	4	Hazelaarbraam
<i>Rubus fruticosus ag.</i>	6	4	4	1	Gewone braam
<i>Rumex acetosa</i>	1	0	0	0	Veldzuring
<i>Rumex acetosella</i>	3	2	2	2	Schapenzuring
<i>Rumex crispus</i>	16	13	27	18	Krulzuring
<i>Sagina nodosa</i>	7	5	8	9	Sierlijke vetmuur
<i>Sagina procumbens</i>	1	0	1	0	Liggende vetmuur
<i>Salicornia europaea</i>	1	2	4	1	Kortarige zeekraal
<i>Salix cinerea</i>	0	0	2	3	Grauwe en Rossige wilg
<i>Salix repens</i>	11	10	5	9	Kruipwilg
<i>Sambucus nigra</i>	8	6	4	3	Gewone vlier
<i>Samolus valerandi</i>	0	0	2	0	Waterpunge
<i>Saxifraga tridactylites</i>	0	0	1	0	Kandelaartje
<i>Schoenus nigricans</i>	1	0	0	0	Knopbies
<i>Scoliosporum chlorococcum</i>	0	0	1	0	Boomspiraalkorst
<i>Scutellaria galericulata</i>	1	0	3	4	Blauw glidkruid
<i>Sedum acre</i>	16	11	10	10	Muurpeper
<i>Senecio jacobaea s. dunensis</i>	24	42	20	37	Duinkruiskruid
<i>Senecio sylvaticus</i>	16	18	8	5	Boskruiskruid
<i>Senecio vulgaris</i>	1	0	2	0	Klein kruiskruid
<i>Seriphidium maritimum</i>	0	0	3	0	Zeealsem
<i>Sinapis arvensis</i>	0	0	1	0	Herik



Jaar	2004	2006	2008	2010	
Aantal soorten	164	143	163	172	
Wetenschappelijke naam					Nederlandse naam
<i>Solanum dulcamara</i>	3	2	10	8	Bitterzoet
<i>Solanum nigrum</i>	0	0	1	0	Zwarte en Beklierde nachtschade
<i>Sonchus arvensis</i> v. <i>maritimus</i>	36	25	48	36	Zeemelkdistel
<i>Sonchus asper</i>	0	0	8	2	Gekroesde melkdistel
<i>Sonchus oleraceus</i>	0	1	0	0	Gewone melkdistel
<i>Spergularia marina</i> (<i>S. salina</i>)	0	2	2	1	Zilte schijnspurrie
<i>Stellaria media</i>	12	14	12	5	Vogelmuur
<i>Suaeda maritima</i>	2	1	26	1	Schorrenkruid
<i>Syntrichia ruralis</i> v. <i>arenicola</i>	22	19	12	16	Groot duinsterretje
<i>Taraxacum</i> species	35	38	16	24	Paardenbloem (G)
<i>Thlaspi arvense</i>	0	0	1	0	Witte krodde
<i>Trifolium pratense</i>	0	0	0	1	Rode klaver
<i>Trifolium repens</i>	6	5	1	3	Witte klaver
<i>Triglochin palustris</i>	1	1	1	0	Moeraszoutgras
<i>Tripleurospermum maritimum</i>	0	0	3	0	Reukeloze kamille
<i>Urtica dioica</i>	20	20	12	19	Grote brandnetel
<i>Urtica urens</i>	0	0	0	1	Kleine brandnetel
<i>Veronica arvensis</i>	15	11	2	2	Veldereprijs
<i>Veronica officinalis</i>	15	15	7	8	Mannetjesereprijs
<i>Vicia lathyroides</i>	0	5	2	0	Lathyruswikke
<i>Vicia sativa</i> s. <i>nigra</i>	2	4	4	2	Smalle wikke s.s.
<i>Vicia</i> species	2	0	2	0	Wikke (G)
<i>Viola canina</i>	7	6	1	2	Hondsviooltje
<i>Viola curtisii</i>	15	8	5	8	Duinviooltje
<i>Xanthoria parietina</i>	5	3	11	14	Groot dooiermos
<i>Xanthoria polycarpa</i>	0	0	4	5	Klein dooiermos
<i>Xanthoria</i> species	0	0	0	1	Dooiermos (G)
<i>Zygodon viridissimus</i> v. <i>rupestris</i>	0	0	0	1	Parkiepenmos



Bijlage 4.3 D Overzicht inventarisaties geïsoleerde kleine valleien III en V aan de zuidkant van de Oerderduinen in 2001, 2004 en 2007

Overzicht inventarisaties geïsoleerde kleine valleien III en V aan de zuidkant van de Oerderduinen in 2001, 2004 en 2007. Betekenis schaal van Tansley (Tansley & Chipp 1926, Tansley 1965): d=dominant, cd=codominant, a=abundant, f=frequent, o=occasional, r=rare, l=toevoeging voor local, v=toevoeging voor very).

Jaar	2001	2004	2007	2001	2004	2007	vet is nieuw in 2007
Maand	09	08	08	09	08	08	<i> cursief is niet meer in 2007</i>
Vallei	III	III	III	V	V	V	
Aantal soorten	32	32	38	33	33	33	
Wetenschappelijke naam							Nederlandse naam
<i>Agrostis capillaris</i>	.	lf	o	.	.	.	Gewoon struisgras
<i>Athyrium filix-femina</i>	r	.	f	ro	o	r	Wijfjesvaren
<i>Brachythecium rutabulum</i>	a	o	f	f	f	f	Gewoon dikkopmos
<i>Calamagrostis epigejos</i>	d	d	cd	cd	cd	f	Duinriet
<i>Campylopus introflexus</i>	f	<i>Grijs kronkelsteeltje</i>
<i>Cardamine hirsuta</i>	.	.	.	o	lf	.	<i>Kleine veldkers</i>
<i>Carex arenaria</i>	lf	lf	f	.	.	.	Zandzegge
<i>Carex flacca</i>	.	lo	r	.	.	.	Zeegroene zegge
<i>Chamerion angustifolium</i>	cd	cd	cd	of	cd	d	Wilgenroosje
<i>Cirsium arvense</i>	va	va	o	f	of	f	Akkerdistel
<i>Cirsium palustre</i>	la	lf	r	f	f	r	Kale jonker
<i>Cladonia species</i>	.	vr	<i>Heidestaartje & Bekermos (G)</i>
<i>Crataegus monogyna</i>	vr	.	o	r	ro	r	Eenstijlige meidoorn
<i>Dicranum scoparium</i>	.	vr	o	.	.	.	Gewoon gaffeltandmos
<i>Dryopteris carthusiana</i>	f	f	a	o	r	o	Smalle stekelvaren
<i>Dryopteris dilatata</i>	o	o	o	lo	r	r	Brede stekelvaren
<i>Dryopteris filix-mas</i>	ro	o	f	r	ro	o	Mannetjesvaren
<i>Epilobium ciliatum</i>	r	r	.	f	of	.	<i>Beklierde basterdwederik</i>
<i>Epilobium montanum</i>	.	.	o	lo	.	o	Bergbasterdwederik
<i>Epilobium obscurum</i>	of	.	o	.	.	o	Donkergroene basterdwederik
Epilobium parviflorum	.	.	o	.	.	.	Viltige basterdwederik
<i>Eurhynchium praelongum</i>	f	.	a	va	a	a	Fijn laddermos
Fallopia convolvulus	r	Zwaluw tong
<i>Galium aparine</i>	.	.	.	of	of	f	Kleefkruid
Galium palustre	.	.	r	.	.	.	Moeraswalstro
<i>Geranium robertianum</i>	lo	r	Robertskruid
<i>Hippophae rhamnoides</i>	ro	o	f	r	r	r	Duindoorn
<i>Holcus lanatus</i>	.	o	o	.	.	r	Gestreepte witbol
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	lf	cd	a	.	.	.	Gewone waternavel
Hypericum x desetangsii	.	.	r	.	.	.	Frans hertshooi
<i>Hypnum cupressiforme</i> s.l. species	.	.	o	o	lo	.	Gewoon klauwtjesmos (G)
Lonicera periclymenum	.	.	r	.	.	.	Wilde kamperfoelie
<i>Lophocolea bidentata</i>	r	<i>Gewoon kantmos</i>
<i>Luzula campestris</i>	.	vr	<i>Gewone veldbies</i>
<i>Lycopus europaeus</i>	f	cd	a	d	d	la	Wolfspoot
<i>Mentha aquatica</i>	.	.	.	lo	.	.	<i>Watermunt</i>
<i>Ophioglossum vulgatum</i>	lf	.	<i>Addertong</i>
<i>Phragmites australis</i>	.	.	.	a	cd	a	Riet
<i>Poa pratensis</i>	lf	lo	<i>Veldbeemdgras</i>
<i>Poa trivialis</i>	.	.	.	r	r	r	Ruw beemdgras
<i>Potentilla anserina</i>	vr	lf	f	.	.	.	Zilverschoon
<i>Prunus spinosa</i>	.	r	r	.	.	.	Sleedoorn



Jaar	2001	2004	2007	2001	2004	2007	vet is nieuw in 2007
Maand	09	08	08	09	08	08	<i>cursief is niet meer in 2007</i>
Vallei	III	III	III	V	V	V	
Aantal soorten	32	32	38	33	33	33	
Wetenschappelijke naam							Nederlandse naam
<i>Pseudoscleropodium purum</i>	la	a	o	.	.	.	Groot laddermos
Ranunculus flammula	.	.	r	.	.	.	Egelboterbloem
<i>Ranunculus repens</i>	of	r	Kruipende boterbloem
<i>Rhytidadelphus squarrosus</i>	lf	o	<i>Gewoon haakmos</i>
<i>Ribes rubrum</i>	vr	.	.	r	ro	.	<i>Aalbes</i>
<i>Rosa canina</i>	o	o	f	ro	r	f	Hondsroos
<i>Rubus caesius</i>	of	o	o	r	r	r	Dauwbraam
Rubus corylifolius	o	Hazelaarbraam
<i>Rubus fruticosus</i> ag.	f	of	f	cd	a	a	Gewone braam
<i>Rumex crispus</i>	vr	.	.	f	o	r	Krulzuring
<i>Salix cinerea</i>	.	r	o	vr	vr	o	Grauwe en Rossige wilg
<i>Salix repens</i>	.	of	o	.	.	.	Kruipwilg
<i>Sambucus nigra</i>	o	o	o	o	o	o	Gewone vlier
Sambucus nigra cv. 'Laciniata'	r	Peterselievlier
<i>Senecio jacobaea s. dunensis</i>	.	.	.	la	.	.	<i>Duinkruiskruid</i>
<i>Senecio sylvaticus</i>	.	.	r	ro	r	.	Boskruiskruid
<i>Solanum dulcamara</i>	ro	.	.	o	o	r	Bitterzoet
<i>Urtica dioica</i>	of	of	o	f	f	a	Grote brandnetel
<i>Veronica officinalis</i>	vr	vr	<i>Mannetjesereprijs</i>
<i>Vicia cracca</i>	.	.	.	of	of	f	Vogelwikke



Bijlage 4.3 E Voorwaartse selectie van omgevingsvariabelen in CCA op alle data (over alle jaren)

Voorwaartse selectie van omgevingsvariabelen in CCA op alle data (over alle jaren). Variabelen zijn stapsgewijs geselecteerd, in elke stap die variabele die leidt tot de grootste toename in verklaarde variantie van het model. % verkl. var. = percentage door deze term verklaarde variantie op het moment van opnemen in het model.

Belangrijkste variabelen: Vochttoestand (droog, vochtig, nat); Ycoord=Y-coördinaat: proxy voor 'salt spray', 'sand spray', kalk, leeftijd; Xcoord=X-coördinaat: proxy voor nabije afstand tot instroom vanuit de Waddenzee; Zcoord=Z-coördinaat=hoogte; lutumgehalte; Konijn=aanwezigheid van konijnen; Zand en Klei als bovenste bewortelbare laag van de bodem spreken voor zich; Veen=moerige bovenste bewortelbare laag van de bodem die onder natte omstandigheden in de valleien ontstaat; NZ_exp=inclinatorie*cos(expositie); OW_exp=inclinatorie*sin(expositie).

Variabele	% verkl. var.	significantie
droog	4,14%	***
Ycoord	2,16%	***
Xcoord	1,38%	***
Zcoord	1,21%	***
Konijn	0,95%	***
Klei	0,69%	***
NZexp	0,52%	***
vochtig	0,60%	***
Zand	0,34%	***
Veen	0,17%	*
OW exp	0,17%	ns
SOM	12,43%	



Bijlage 4.3 F Gemeten (X-, Y- en Z-coördinaten) voor 2006 voor de ongelijnd systematische en gestratificeerd aselecte steekproef

Gemeten (X-, Y- en Z-coördinaten) voor 2006 voor de ongelijnd systematische en gestratificeerd aselecte steekproef. 2006 gemeten punten ongelijnd systematische steekproef

Bodemonderzoek Ameland			
Meting 2001 in 2006.			
Projectnummer 166118			
Nr.	X	Y	Z
1	188427,161	608789,965	2,837
2	188425,241	608889,977	4,380
3	188487,587	608989,973	6,460
4	188527,169	608782,159	1,781
5	188525,269	608882,158	5,910
6	188587,566	608982,160	12,027
7	188627,153	608764,499	1,869
8	188625,219	608864,468	2,326
9	188687,598	608964,475	2,354
10	188725,256	608881,801	3,046
11	188787,569	608981,797	4,543
12	188825,229	608866,029	2,167
13	188887,583	608966,009	2,596
14	188925,244	608834,172	2,553
15	188987,567	608934,174	2,198
16	189025,243	608828,980	2,678
17	189087,558	608928,974	2,104
18	189125,255	608834,117	2,511
19	189187,562	608934,119	1,796
20	189227,122	608753,389	2,925
21	189225,235	608853,368	2,151
22	189287,590	608953,403	1,845
23	189327,152	608772,699	2,228
24	189325,241	608872,734	1,932
25	189387,566	608972,721	2,334
26	189497,994	608630,915	2,557
27	189427,134	608730,933	3,523
28	189425,226	608830,932	1,990
29	189487,704	608930,904	1,672
30	189597,977	608683,826	2,107
31	189527,158	608783,849	5,250
32	189525,224	608883,860	2,699
33	189587,563	608983,866	1,861
34	189617,286	608556,816	2,957
35	189698,004	608656,859	3,337
36	189627,147	608756,745	4,425
37	189625,237	608856,808	2,354
38	189687,551	608956,827	2,175
39	189673,710	609056,831	6,297
40	189717,289	608537,027	2,850



Bodemonderzoek Ameland			
Meting 2001 in 2006.			
Projectnummer 166118			
Nr.	X	Y	Z
41	189797,974	608637,065	3,481
42	189727,139	608737,023	2,531
43	189725,266	608837,049	1,853
44	189787,595	608937,035	1,861
45	189773,725	609037,062	3,028
46	189817,266	608570,285	2,322
47	189897,990	608670,311	1,783
48	189827,156	608770,255	1,622
49	189825,201	608870,277	2,423
50	189887,586	608970,272	2,203
51	189917,289	608554,668	6,606
52	189997,966	608654,660	1,566
53	189927,173	608754,651	2,208
54	189925,233	608854,677	2,217
55	189987,571	608954,659	2,261
56	190017,276	608544,500	2,519
57	190097,962	608644,509	2,548
58	190027,126	608744,493	2,542
59	190025,256	608844,504	1,395
60	190087,564	608944,500	1,300
61	190117,285	608569,468	1,505
62	190197,956	608669,495	2,004
63	190127,126	608769,473	2,158
64	190125,215	608869,463	1,713
65	190187,583	608969,473	1,697
66	190217,295	608562,142	1,849
67	190297,956	608662,133	1,506
68	190227,133	608762,155	2,850
69	190225,225	608862,119	1,376
70	190287,547	608962,132	2,924
			2,764

2006 gestratificeerd aselechte steekproef

Bodemonderzoek Ameland			
Meting 2004 in 2006.			
Projectnummer 166118			
Nr.	X	Y	Z
101	188441,854	608776,347	2,535
102	188425,388	608782,091	2,194
103	188589,303	608984,494	13,132
104	188512,212	608988,395	8,383
105	188676,399	608734,714	4,484
106	188699,160	608714,715	5,534
107	188542,279	608853,495	3,375
108	188561,525	608838,836	2,728
109	188712,527	608944,699	1,949



Bodemonderzoek Ameland			
Meting 2004 in 2006.			
Projectnummer 166118			
Nr.	X	Y	Z
110	188620,887	608910,200	2,228
111	188898,987	608877,614	2,046
112	188740,220	608866,988	4,183
113	188876,560	608933,881	2,489
114	188865,832	608985,744	5,117
115	188910,559	608879,089	1,991
116	188922,757	608850,598	2,386
117	189165,446	608911,979	1,924
118	189144,963	608920,663	1,958
119	189126,810	608894,376	2,255
120	189121,543	608823,035	2,273
121	189433,606	608628,934	4,188
122	189420,143	608700,290	2,229
123	189387,636	608787,559	1,944
124	189209,580	608789,283	3,330
125	189365,218	608946,536	2,011
126	189240,156	608962,407	2,673
127	189339,366	608825,464	3,060
128	189368,008	608804,531	3,837
129	189466,681	608989,821	2,831
130	189499,284	608958,573	2,324
131	189588,115	608631,164	2,401
132	189579,468	608630,156	2,569
133	189656,889	608871,488	1,694
134	189523,963	608874,798	1,946
135	189706,770	609006,413	2,784
136	189722,968	609062,010	10,786
137	189777,891	608995,962	1,783
138	189682,320	608967,223	3,049
139	189672,553	608701,145	1,801
140	189650,939	608694,000	1,978
141	189632,600	608539,021	3,614
142	189639,324	608559,065	1,813
143	189927,611	608529,916	5,044
144	189986,393	608561,037	1,821
145	189806,835	608808,839	1,528
146	189808,472	608901,082	1,527
147	189776,998	608787,153	2,172
148	189744,347	608850,574	1,606
149	189757,035	608643,038	7,062
150	189879,481	608690,957	1,577
151	189954,004	608758,376	2,504
152	189840,040	608794,755	1,578
153	189921,443	608634,475	2,024
154	189943,511	608613,618	2,045
155	190078,660	608521,558	4,064
156	190113,692	608574,104	1,484



Bodemonderzoek Ameland			
Meting 2004 in 2006.			
Projectnummer 166118			
Nr.	X	Y	Z
157	190295,958	608562,753	1,488
158	190206,572	608566,020	1,717
159	190158,295	608672,899	1,608
160	190186,111	608792,611	1,917
161	190004,346	608831,658	1,084
162	190070,114	608709,319	2,930
163	190267,925	608700,056	1,525
164	190220,178	608727,448	1,891
165	189910,640	608837,284	2,844
166	189954,687	608894,551	2,619
167	190149,665	608903,534	1,742
168	190102,821	608951,390	1,880
169	190148,262	608855,248	2,185
170	190226,475	608946,653	1,427
			2,867



Bijlage 4.3 G Gelote (X- en Y-coördinaten) en gemeten (X-, Y- en Z-coördinaten) voor 2008

Gelote (X- en Y-coördinaten) en gemeten (X-, Y- en Z-coördinaten) voor 2008 voor respectievelijk de gestratificeerd aselechte steekproef, en ongelijnd systematische en gestratificeerd aselechte steekproef.

2008 gelote punten gestratificeerd aselechte steekproef

ID	X	Y	JAAR	POINT_ID
1	188490,887	608798,434	2008	201
2	188445,262	608879,705	2008	202
1	188540,733	608998,639	2008	203
2	188432,875	608969,008	2008	204
1	188503,833	608755,693	2008	205
2	188527,491	608700,732	2008	206
1	188596,939	608852,757	2008	207
2	188553,334	608806,885	2008	208
1	188647,218	608961,605	2008	209
2	188704,410	608909,378	2008	210
1	188845,506	608862,447	2008	211
2	188800,748	608876,269	2008	212
1	188994,946	608983,425	2008	213
2	188976,318	608902,347	2008	214
1	189052,232	608851,268	2008	215
2	189000,150	608889,996	2008	216
1	189167,669	608943,696	2008	217
2	189086,880	608945,799	2008	218
1	189230,302	608884,204	2008	219
2	189253,069	608858,663	2008	220
1	189462,215	608739,714	2008	221
2	189437,687	608749,895	2008	222
1	189303,586	608772,726	2008	223
2	189307,047	608736,341	2008	224
1	189388,476	608905,564	2008	225
2	189308,750	608996,020	2008	226
1	189394,882	608892,389	2008	227
2	189350,191	608878,774	2008	228
1	189498,001	608934,535	2008	229
2	189538,639	608900,699	2008	230
1	189519,620	608625,782	2008	231
2	189565,340	608628,156	2008	232
1	189681,964	608816,855	2008	233
2	189583,407	608893,091	2008	234
1	189622,211	609040,678	2008	235
2	189701,315	609025,953	2008	236
1	189660,836	608937,828	2008	237
2	189735,160	608929,154	2008	238
1	189621,570	608747,972	2008	239
2	189694,516	608698,746	2008	240
1	189672,408	608569,286	2008	241
2	189791,809	608568,691	2008	242



ID	X	Y	JAAR	POINT_ID
1	189903,458	608570,449	2008	243
2	189889,444	608578,802	2008	244
1	189811,280	608886,843	2008	245
2	189807,031	608879,501	2008	246
1	189709,964	608754,317	2008	247
2	189743,193	608877,783	2008	248
1	189761,037	608639,134	2008	249
2	189807,498	608615,632	2008	250
1	189962,993	608773,263	2008	251
2	189896,420	608767,681	2008	252
1	189982,253	608680,828	2008	253
2	190029,557	608604,303	2008	254
1	190119,962	608575,021	2008	255
2	190038,380	608562,313	2008	256
1	190225,517	608599,521	2008	257
2	190210,797	608600,729	2008	258
1	190141,691	608706,778	2008	259
2	190163,958	608674,429	2008	260
1	190026,722	608715,729	2008	261
2	190032,957	608799,020	2008	262
1	190282,141	608728,224	2008	263
2	190248,494	608789,645	2008	264
1	189936,262	608868,172	2008	265
2	189933,897	608950,932	2008	266
1	190030,415	608990,283	2008	267
2	190138,432	608908,774	2008	268
1	190162,514	608838,911	2008	269
2	190207,602	608994,226	2008	270

2008 gemeten punten ongelijnd systematische steekproef

punten uit 2001 opnieuw 2008 uitgezet: 4 & 5 augustus 2008					
gemeten X-, Y- en Z			gemeten z	gecorrigeerde z n.a.v. veronderstelde zakking kernnetpunt 29202 Oerderblinkert	
1	188427,159	608789,960	2,851	2,829	
2	188425,229	608889,966	4,334	4,312	
3	188487,592	608989,964	6,917	6,895	
4	188527,151	608782,182	1,764	1,742	
5	188525,232	608882,167	5,870	5,848	
6	188587,563	608982,164	12,287	12,265	
7	188627,164	608764,514	1,851	1,829	
8	188625,234	608864,504	2,292	2,270	
9	188687,575	608964,486	2,394	2,372	
10	188725,229	608881,790	3,020	2,998	
11	188787,582	608981,791	4,625	4,603	
12	188825,200	608866,063	2,160	2,138	
13	188887,586	608965,995	2,594	2,572	
14	188925,224	608834,240	2,526	2,504	
15	188987,575	608934,212	2,167	2,145	
16	189025,279	608828,950	2,682	2,660	
17	189087,551	608928,997	2,093	2,071	



punten uit 2001 opnieuw 2008 uitgezet: 4 & 5 augustus 2008

gemeten X-, Y- en Z			gemeten z	gecorrigeerde z n.a.v. veronderstelde zakking kernnetpunt 29202 Oerderblinkert
18	189125,244	608834,124	2,526	2,504
19	189187,574	608934,142	1,766	1,744
20	189227,201	608753,436	2,873	2,851
21	189225,225	608853,377	2,141	2,119
22	189287,564	608953,391	1,995	1,973
23	189327,141	608772,706	2,203	2,181
24	189325,225	608872,725	1,894	1,872
25	189387,579	608972,736	2,352	2,330
26	189497,974	608630,939	2,509	2,487
27	189427,143	608730,923	3,507	3,485
28	189425,227	608830,938	1,974	1,952
29	189487,575	608930,920	1,679	1,657
30	189597,975	608683,878	2,079	2,057
31	189527,984	608782,019	4,720	4,698
32	189525,220	608883,835	2,646	2,624
33	189587,573	608983,883	1,839	1,817
34	189617,301	608556,851	2,910	2,888
35	189697,919	608656,742	3,349	3,327
36	189627,132	608756,816	4,401	4,379
37	189625,228	608856,818	2,347	2,325
38	189687,603	608956,810	2,124	2,102
39	189673,744	609056,800	6,715	6,693
40	189717,294	608537,061	2,800	2,778
41	189797,971	608637,037	3,464	3,442
42	189727,166	608737,036	2,510	2,488
43	189725,237	608837,034	1,844	1,822
44	189787,582	608937,021	1,825	1,803
45	189773,726	609037,070	3,039	3,017
46	189817,305	608570,290	2,288	2,266
47	189897,974	608670,293	1,753	1,731
48	189827,142	608770,279	1,607	1,585
49	189825,265	608870,238	2,411	2,389
50	189887,580	608970,300	2,186	2,164
51	189917,302	608554,686	6,585	6,563
52	189997,973	608654,672	1,534	1,512
53	189927,142	608754,663	2,164	2,142
54	189925,275	608854,666	2,199	2,177
55	189987,574	608954,669	2,241	2,219
56	190017,282	608544,497	2,478	2,456
57	190097,978	608644,505	2,523	2,501
58	190027,140	608744,495	2,523	2,501
59	190025,221	608844,497	1,389	1,367
60	190087,579	608944,496	1,281	1,259
61	190117,291	608569,480	1,473	1,451
62	190197,988	608669,469	1,978	1,956
63	190127,143	608769,477	2,135	2,113
64	190125,241	608869,434	1,700	1,678
65	190187,558	608969,474	1,679	1,657
66	190217,291	608562,156	1,821	1,799
67	190297,982	608662,177	1,508	1,486
68	190227,142	608762,137	2,819	2,797



punten uit 2001 opnieuw 2008 uitgezet: 4 & 5 augustus 2008					
gemeten X-, Y- en Z			gemeten z	gecorrigeerde z n.a.v. veronderstelde zakking kernnetpunt 29202 Oerderblinkert	
69	190225,224	608862,134	1,380	1,358	
70	190287,578	608962,152	2,920	2,898	
controlepunten			gemeten z	gegeven z	dus veronderstelde zakking kernnetpunt 29202 Oerderblinkert
2C0129-5 bij Oerdhek	188152,820	608318,201	3,404	3,387	-0,017
2C0129-6	188152,840	608318,215	3,399	3,387	-0,012
2C0087-1	187027,389	608369,931	2,163	2,143	-0,020
2C0087-2	187027,349	608369,927	2,173	2,143	-0,030
2C0129-1	188152,826	608318,219	3,388	3,387	-0,001
2C0129-2	188152,777	608318,258	3,391	3,387	-0,004
2C0129-3	188152,886	608318,248	3,412	3,387	-0,025
2C0129-4	188152,890	608318,222	3,405	3,387	-0,018
2C0129-7	188152,917	608318,380	3,414	3,387	-0,027
2C0129-8	188152,938	608318,382	3,413	3,387	-0,026
2D0081-1 steen NAM-locatie	190542,311	608928,323	4,039	4,024	-0,015
2D0081-2	190542,308	608928,320	4,035	4,024	-0,011
2D0101-1 strndpl onder locatie	190609,038	608627,613	2,090	2,073	-0,017
2D0101-2	190609,045	608627,619	2,089	2,073	-0,016
					-0,239
-0,017071429	4&5 aug 08 gemiddeld veronderstelde zakking kernnetpunt 29202 Oerderblinkert				
-0,027142857	11&12 aug 08 gemiddeld veronderstelde zakking kernnetpunt 29202 Oerderblinkert				

2008 gestratificeerd aselechte steekproef

punten uit 2008 uitgezet 2008: 11 & 12 augustus 2008					
gemeten X-, Y- en Z			gemeten z	gecorrigeerde z n.a.v. veronderstelde zakking kernnetpunt 29202 Oerderblinkert	
201	188490,890	608798,463	1,881	1,859	
202	188445,269	608879,724	2,939	2,917	
203	188540,734	608998,630	6,773	6,751	
204	188432,868	608969,001	13,572	13,550	
205	188503,830	608755,708	1,701	1,679	
206	188527,478	608700,726	4,350	4,328	
207	188596,940	608852,766	4,526	4,504	
208	188553,326	608806,903	1,841	1,819	
209	188647,206	608961,612	2,500	2,478	
210	188704,405	608909,388	3,178	3,156	
211	188845,527	608862,436	1,951	1,929	
212	188800,753	608876,262	1,893	1,871	
213	188994,947	608983,443	3,531	3,509	
214	188976,301	608902,333	1,920	1,898	
215	189052,230	608851,279	1,760	1,738	
216	189000,134	608890,010	2,220	2,198	
217	189167,663	608943,693	2,876	2,854	
218	189086,890	608945,803	2,066	2,044	



punten uit 2008 uitgezet 2008: 11 & 12 augustus 2008						
gemeten X-, Y- en Z			gemeten z	gecorrigeerde z n.a.v. veronderstelde		
				zakking kernnetpunt 29202 Oerderblinkert		
219	189230,296	608884,189	1,938	1,916		
220	189253,062	608858,664	2,529	2,507		
221	189462,203	608739,700	1,790	1,768		
222	189437,701	608749,907	1,797	1,775		
223	189303,595	608772,717	2,423	2,401		
224	189307,036	608736,333	3,370	3,348		
225	189388,482	608905,573	1,740	1,718		
226	189308,754	608996,054	3,318	3,296		
227	189394,866	608892,388	1,846	1,824		
228	189350,199	608878,765	1,711	1,689		
229	189498,004	608934,532	1,933	1,911		
230	189538,625	608900,700	1,684	1,662		
231	189519,591	608625,816	5,785	5,763		
232	189565,337	608628,155	1,874	1,852		
233	189681,973	608816,842	1,921	1,899		
234	189583,393	608893,082	1,789	1,767		
235	189622,205	609040,696	3,828	3,806		
236	189701,308	609025,966	1,829	1,807		
237	189660,824	608937,843	1,771	1,749		
238	189735,148	608929,162	1,756	1,734		
239	189621,566	608747,972	2,634	2,612		
240	189694,514	608698,747	1,732	1,710		
241	189672,408	608569,315	2,115	2,093		
242	189791,801	608568,689	1,803	1,781		
243	189903,458	608570,452	6,637	6,615		
244	189889,459	608578,786	2,595	2,573		
245	189811,296	608886,844	2,174	2,152		
246	189807,018	608879,491	1,600	1,578		
247	189709,952	608754,333	4,673	4,651		
248	189743,198	608877,811	1,583	1,561		
249	189761,050	608639,141	6,069	6,047		
250	189807,501	608615,641	7,150	7,128		
251	189962,980	608773,278	2,415	2,393		
252	189896,415	608767,696	1,704	1,682		
253	189982,257	608680,843	1,781	1,759		
254	190029,562	608604,315	1,462	1,440		
255	190119,948	608575,022	1,543	1,521		
256	190038,385	608562,305	1,598	1,576		
257	190225,501	608599,519	1,526	1,504		
258	190210,808	608600,737	1,649	1,627		
259	190141,693	608706,772	1,914	1,892		
260	190163,940	608674,446	1,530	1,508		
261	190026,711	608715,734	1,672	1,650		
262	190032,937	608799,004	1,690	1,668		
263	190282,139	608728,240	1,619	1,597		
264	190248,499	608789,639	1,640	1,618		
265	189936,245	608868,183	2,177	2,155		
266	189933,896	608950,910	3,289	3,267		
267	190030,427	608990,299	1,597	1,575		
268	190138,446	608908,775	2,890	2,868		
269	190162,498	608838,920	1,758	1,736		
270	190207,617	608994,258	6,027	6,005		
controlepunten			gemeten z	gegeven z uit gepubliceerde lijst AGI (lijkt gestegen)	dus veronderstelde	



punten uit 2008 uitgezet 2008: 11 & 12 augustus 2008							
gemeten X-, Y- en Z			gemeten z	gecorrigeerde z n.a.v. veronderstelde			
				zakking kernnetpunt 29202 Oerderblinkert			
						zakking kernnetpunt 29202 Oerderblinkert	
29202	189215,610	608079,150	20,561				
2C0081-1	190542,316	608928,317	4,063	4,024	-0,039		
2C0081-2	190542,319	608928,330	4,047	4,024	-0,023		
2C0087-1	187027,342	608369,874	2,168	2,143	-0,025		
2C0087-2	187027,348	608369,893	2,169	2,143	-0,026		
2C0129-1	188152,946	608318,250	3,433	3,387	-0,046		
2C0129-2	188152,905	608318,229	3,437	3,387	-0,050		
2C0129-3	188152,790	608318,260	3,415	3,387	-0,028		
2C0129-4	188152,818	608318,303	3,418	3,387	-0,031		
2C0129-5	188152,860	608318,237	3,402	3,387	-0,015		
2C0129-6	188152,853	608318,262	3,404	3,387	-0,017		
2C0129-7	188152,811	608318,278	3,399	3,387	-0,012		
2C0129-8	188152,814	608318,303	3,397	3,387	-0,010		
2D0101-1	190609,064	608627,666	2,099	2,073	-0,026		
2D0101-2	190609,062	608627,668	2,105	2,073	-0,032		
					-0,380		
-0,0271429	11&12 aug 08 gemiddeld veronderstelde zakking kernnetpunt 29202 Oerderblinkert						
-0,0170714	4&5 aug 08 gemiddeld veronderstelde zakking kernnetpunt 29202 Oerderblinkert						



Bijlage 4.3 H Gelote (X- en Y-coördinaten) en gemeten (X-, Y- en Z-coördinaten) voor 2010

Gelote (X- en Y-coördinaten) en gemeten (X-, Y- en Z-coördinaten) voor 2010 voor respectievelijk de gestratificeerd aselechte steekproef, en ongelijnd systematische en gestratificeerd aselechte steekproef.

2010 gelote punten gestratificeerd aselechte steekproef

ID2010	POINT_X	POINT_Y
301	188431.854	608893.600
302	188458.317	608747.758
303	188410.924	608976.764
304	188478.126	608988.823
305	188658.693	608753.846
306	188609.429	608754.884
307	188674.553	608832.891
308	188500.841	608816.759
309	188661.155	608976.526
310	188637.713	608911.805
311	188737.438	608838.619
312	188800.920	608869.032
313	188973.124	608992.444
314	188880.266	608913.548
315	188920.509	608891.135
316	189056.950	608882.483
317	189147.298	608999.141
318	189025.620	608964.631
319	189231.383	608836.516
320	189238.013	608867.874
321	189400.938	608777.639
322	189487.172	608745.271
323	189381.097	608741.898
324	189290.305	608779.986
325	189228.705	608958.643
326	189200.381	608971.162
327	189492.089	608894.026
328	189427.531	608887.306
329	189486.400	608998.614
330	189591.232	608999.638
331	189558.119	608745.898
332	189514.384	608705.943
333	189551.895	608810.322
334	189511.427	608884.112
335	189628.265	609051.417
336	189787.319	609000.112
337	189725.315	608957.065
338	189718.112	608993.245
339	189601.148	608762.122




ID2010	POINT_X	POINT_Y
340	189698.775	608749.996
341	189709.943	608502.829
342	189686.631	608554.723
343	189962.607	608584.623
344	189891.199	608574.426
345	189892.161	608999.212
346	189829.093	608948.663
347	189769.292	608708.864
348	189758.451	608830.598
349	189795.370	608637.092
350	189885.590	608640.329
351	189986.044	608757.413
352	189944.739	608790.584
353	189945.844	608663.626
354	189995.674	608671.421
355	190091.503	608569.810
356	190047.899	608515.499
357	190289.905	608546.407
358	190247.715	608579.730
359	190188.522	608683.168
360	190154.128	608754.383
361	190066.866	608819.103
362	190025.133	608762.211
363	190226.321	608701.709
364	190245.764	608775.154
365	189991.612	608856.539
366	189944.992	608908.254
367	190189.913	608921.793
368	190030.482	608933.594
369	190111.683	608860.635
370	190123.492	608854.590

2010 gemeten punten ongelijnd systematische steekproef


Ingenieursbureau Oranjewoud BV			
Projectomschrijving: Vegetatieonderzoek Ameland			
Opdrachtgever: Alterra			
Projectnummer: 232917			
De onderstaande punten zijn gemeten op 2 en 3 augustus 2010.			
Het referentiestation stond op kernnetpunt 29202-14			
Puntnr.	X	Y	Z
29202-14	189215.610	608079.150	20.555
Puntnr.	X	Y	Z
1	188427.166	608789.976	2.795
2	188425.242	608889.957	4.432
3	188487.579	608989.985	8.010
4	188527.135	608782.169	1.761
5	188525.241	608882.175	5.869
6	188587.584	608982.168	12.480






Ingenieursbureau Oranjewoud BV					
Projectomschrijving: Vegetatieonderzoek Ameland					
Opdrachtgever: Alterra					
Projectnummer: 232917					
De onderstaande punten zijn gemeten op 2 en 3 augustus 2010.					
Het referentiestation stond op kernnetpunt 29202-14					
Puntnr.	X	Y	Z		
29202-14	189215.610	608079.150	20.555		
Puntnr.	X	Y	Z		
7	188627.143	608764.492	1.851		
8	188625.233	608864.493	2.297		
9	188687.569	608964.492	2.429		
10	188725.222	608881.809	3.013		
11	188787.577	608981.799	4.925		
12	188825.220	608866.036	2.144		
13	188887.565	608966.017	2.602		
14	188925.243	608834.197	2.512		
15	188987.592	608934.184	2.185		
16	189025.222	608828.982	2.689		
17	189087.555	608928.987	2.094		
18	189125.225	608834.127	2.497		
19	189187.597	608934.111	1.764		
20	189227.143	608753.415	2.849		
21	189225.243	608853.420	2.179		
22	189287.586	608953.413	2.171		
23	189327.142	608772.715	2.173		
24	189325.221	608872.731	1.885		
25	189387.560	608972.686	2.312		
26	189497.983	608630.933	2.502		
27	189427.115	608730.943	3.488		
28	189425.224	608830.930	1.967		
29	189487.575	608930.941	1.645		
30	189597.960	608683.872	2.065		
31	189527.145	608783.829	5.202		
32	189525.225	608883.858	2.634		
33	189587.549	608983.863	1.845		
34	189617.288	608556.811	2.875		
35	189698.044	608656.847	3.327		
36	189627.135	608756.807	4.380		
37	189625.228	608856.798	2.346		
38	189687.569	608956.789	2.115		
39	189673.727	609056.800	7.578		
40	189717.304	608537.040	2.771		
41	189797.971	608637.047	3.464		
42	189727.144	608737.042	2.498		
43	189725.203	608837.055	1.837		
44	189787.560	608937.045	1.826		
45	189773.733	609037.035	3.048		
46	189817.304	608570.276	2.279		
47	189897.955	608670.275	1.753		
48	189827.141	608770.263	1.615		
49	189825.220	608870.266	2.390		
50	189887.566	608970.273	2.165		




Ingenieursbureau Oranjewoud BV					
Projectomschrijving: Vegetatieonderzoek Ameland					
Opdrachtgever: Alterra					
Projectnummer: 232917					
De onderstaande punten zijn gemeten op 2 en 3 augustus 2010.					
Het referentiestation stond op kernnetpunt 29202-14					
Puntnr.	X	Y	Z		
29202-14	189215.610	608079.150	20.555		
Puntnr.	X	Y	Z		
51	189917.286	608554.673	6.568		
52	189997.977	608654.639	1.548		
53	189927.149	608754.668	2.160		
54	189925.242	608854.665	2.167		
55	189987.581	608954.667	2.226		
56	190017.305	608544.483	2.474		
57	190097.953	608644.492	2.509		
58	190027.155	608744.475	2.517		
59	190025.229	608844.503	1.359		
60	190087.584	608944.472	1.277		
61	190117.300	608569.453	1.463		
62	190197.956	608669.453	1.953		
63	190127.146	608769.440	2.105		
64	190125.221	608869.446	1.669		
65	190187.568	608969.459	1.665		
66	190217.294	608562.129	1.821		
67	190297.971	608662.122	1.474		
68	190227.126	608762.132	2.810		
69	190225.230	608862.113	1.355		
70	190287.603	608962.113	2.907	gemiddelde Z=	2.793714286
Controlepunten					
Puntnr.	X	Y	Z-gemeten	Z-gegeven	Vershil
2C0129	188152.899	608318.324	3.383	3.378	0.005
2C0143	189225.080	607906.886	2.914	2.911	0.003
2C0082	189644.968	609018.033	2.878	2.879	-0.001
2D0081	190542.304	608928.318	4.010	4.011	-0.001
2D0101	190609.056	608627.691	2.071	2.061	0.010
2C0143	189225.136	607906.977	2.924	2.911	0.013
2C0143	189225.053	607906.869	2.921	2.911	0.010
2C0143	189225.094	607906.910	2.921	2.911	0.010
Z-gemeten: waarden gemeten op 2 en 3 augustus 2010 door Oranjewoud					
Z-gegeven: waarden Bijlage meting 2009 bron RDNAP Rijkswaterstaat					
Het onderstaande punt is gemeten met LNR (Lauwersoog)					
Puntnr.	X	Y			
29202-14	189215.618	608079.163			



2010 gestratificeerd aselechte steekproef

Ingenieursbureau Oranjewoud BV					
Projectomschrijving: Vegetatieonderzoek Ameland					
Opdrachtgever: Alterra					
Projectnummer: 232917					
De onderstaande punten zijn gemeten op 9 en 10 augustus 2010.					
Het referentiestation stond op kernnetpunt 29202-14					
Puntnr.	X	Y	Z		
29202-14	189215.610	608079.150	20.555		
Puntnr.	X	Y	Z		
301	188431.855	608893.607	2.088		
302	188458.312	608747.771	2.395		
303	188410.921	608976.757	10.989		
304	188478.115	608988.818	8.130		
305	188658.694	608753.839	1.925		
306	188609.441	608754.876	2.140		
307	188674.565	608832.891	1.988		
308	188500.822	608816.760	2.103		
309	188661.160	608976.512	4.438		
310	188637.707	608911.795	1.963		
311	188737.431	608838.614	2.573		
312	188800.921	608869.041	2.378		
313	188973.138	608992.458	8.071		
314	188880.272	608913.553	3.261		
315	188920.497	608891.118	1.991		
316	189056.957	608882.480	1.969		
317	189147.296	608999.130	4.325		
318	189025.633	608964.640	2.355		
319	189231.397	608836.516	2.761		
320	189238.002	608867.868	1.919		
321	189400.949	608777.657	1.881		
322	189487.193	608745.270	1.672		
323	189381.099	608741.905	2.344		
324	189290.317	608779.962	4.043		
325	189228.701	608958.631	2.648		
326	189200.358	608971.159	2.334		
327	189492.097	608894.014	1.673		
328	189427.505	608887.295	1.637		
329	189486.383	608998.614	2.925		
330	189591.224	608999.634	2.707		
331	189558.108	608745.891	3.351		
332	189514.369	608705.971	1.727		
333	189551.911	608810.333	4.101		
334	189511.431	608884.102	1.620		
335	189628.266	609051.414	5.684		
336	189787.303	609000.118	3.381		
337	189725.314	608957.069	2.666		
338	189718.123	608993.264	1.759		
339	189601.152	608762.125	3.182		
340	189698.775	608749.998	2.502		
341	189709.934	608502.832	6.760		
342	189686.628	608554.739	1.996		
343	189962.599	608584.623	2.469		
344	189891.195	608574.424	3.476		
345	189892.156	608999.206	2.198		



Ingenieursbureau Oranjewoud BV					
Projectomschrijving: Vegetatieonderzoek Ameland					
Opdrachtgever: Alterra					
Projectnummer: 232917					
De onderstaande punten zijn gemeten op 9 en 10 augustus 2010.					
Het referentiestation stond op kernnetpunt 29202-14					
Puntnr.	X	Y	Z		
346	189829.097	608948.659	2.538		
347	189769.296	608708.867	1.822		
348	189758.471	608830.596	1.574		
349	189795.359	608637.111	3.240		
350	189885.606	608640.324	1.685		
351	189986.054	608757.404	2.710		
352	189944.728	608790.606	2.137		
353	189945.840	608663.619	1.699		
354	189995.666	608671.438	1.490		
355	190091.510	608569.801	1.401		
356	190047.899	608515.499	6.278		
357	190289.894	608546.408	1.501		
358	190247.712	608579.748	1.499		
359	190188.518	608683.173	2.363		
360	190154.132	608754.383	1.627		
361	190066.864	608819.097	2.527		
362	190025.131	608762.220	1.573		
363	190226.313	608701.710	1.750		
364	190245.769	608775.156	1.781		
365	189991.603	608856.547	3.855		
366	189945.007	608908.261	1.579		
367	190189.905	608921.805	1.318		
368	190030.474	608933.615	1.590		
369	190111.684	608860.639	1.605		
370	190123.492	608854.587	1.609	gemidd Z =	2.7607
Controlepunten					
Puntnr.	X	Y	Z-gemeten	Z-gegeven	Verschil
2C0143	189225.073	607906.819	2.919	2.911	0.008
2C0129	188152.884	608318.284	3.354	3.378	-0.024
2C0143	189225.082	607906.854	2.917	2.911	0.006
2C0082	189644.910	609017.977	2.879	2.879	0.000
2D0081	190542.304	608928.315	4.008	4.011	-0.003
2D0101	190609.073	608627.681	2.063	2.061	0.002
2C0143	189225.021	607906.857	2.924	2.911	0.013
2C0143	189225.056	607906.859	2.919	2.911	0.008
Z-gemeten: waarden gemeten op 9 en 10 augustus 2010 door Oranjewoud					
Z-gegeven: waarden Bijlage meting 2009 bron RDNAP Rijkswaterstaat					





4.4. Vegetatieveranderingen in de duinen en hoge kwelder op Oost-Ameland

H.F. van Dobben, P.A. Slim, G.W.W. Wamelink, G.M. Dirkse



1986-2007



1995-2007





Inhoudsopgave

Samenvatting/Summary	325
4.4.1. Inleiding	326
4.4.2. Materiaal en methoden	328
4.4.2.1. Vegetatie	328
4.4.2.2. Abiotische data	328
4.4.2.3. Statistische methoden	329
4.4.2.4. Effect van bodemdaling	330
4.4.3. Resultaten	332
4.4.3.1. Variatie van de vegetatie in ruimte en tijd	332
4.4.3.1.1. Classificatie	332
4.4.3.1.2. Ordinatatie	333
4.4.3.2. Temporele veranderingen	335
4.4.3.2.1. Toestandsindicatoren	335
4.4.3.2.2. Abiotische indicatiewaarden	335
4.4.3.3. Relatie tussen vegetatie en gemeten abiotische variabelen	344
4.4.3.4. Effect van bodemdaling	347
4.4.4. Discussie	356
Literatuur	359
Bijlagen	
Bijlage 4.4 A TWINSPAN typologie op alle data TWINSPAN typology using alle data	361
Bijlage 4.4 B Correlatiematrix van de gemeten abiotische variabelen. Correlation matrix of all measured variables	363



Samenvatting/Summary

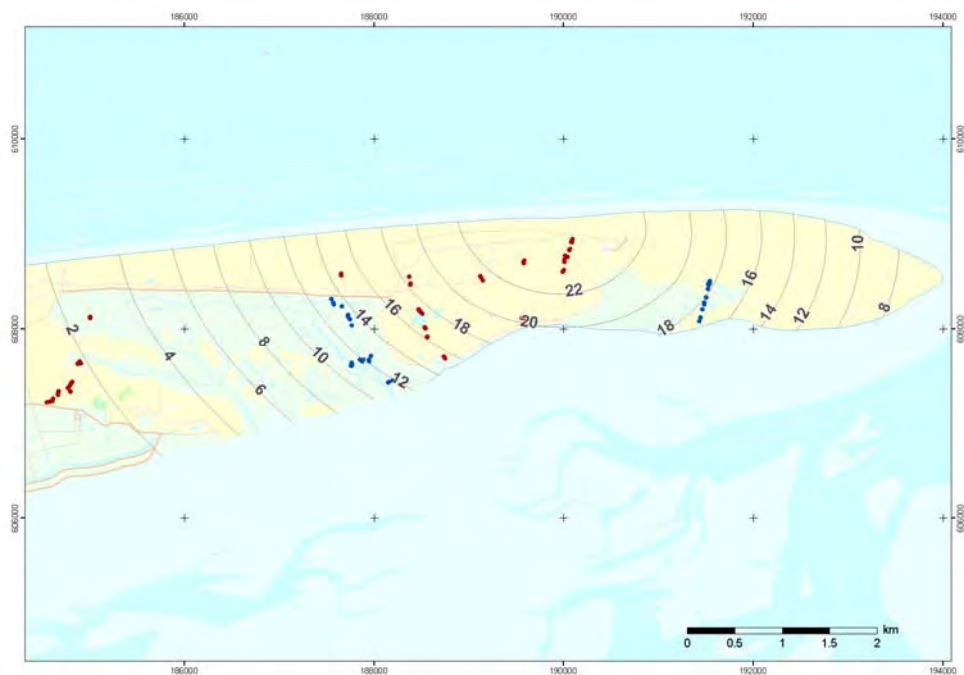
Dit hoofdstuk beschrijft de vegetatieveranderingen die sinds de start van de gaswinning in 1985 hebben plaatsgevonden in de permanente kwadraten (PQ's) in de droge duinen en natte duinvalleien. In totaal zijn 66 PQ's opgenomen met driejaarlijkse intervallen van 1986 tot 2007, behalve in 2004. In het algemeen blijken de vegetatieveranderingen een sterk oscillerend karakter te hebben, maar er zijn ook monotone trends te onderkennen. Deze trends lijken vanaf 2001 sterker te worden. In het algemeen wijzen de trends op vernatting, verzilting en verzuuring. De trend tot verzilting is goed verklaarbaar uit bodemdaling, en die tot vernatting is deels verklaarbaar uit bodemdaling. Maar ook de in de monitoringperiode toegenomen neerslag is een oorzaak van de vernatting. De trend tot verzuuring is op geen enkele manier aan bodemdaling te relateren en wordt waarschijnlijk veroorzaakt door atmosferische depositie van stikstof, mogelijk versterkt door afname van de konijnenstand of de veebezetting. De toename van de veranderingen in de periode tussen 2001 en 2007 hangen mogelijk samen met het in 2005 uitgevoerde natuurontwikkelingsproject dat de invloed van zeewater in laaggelegen valleien vergroot kan hebben. In het algemeen kunnen de veranderingen die door bodemdaling worden veroorzaakt niet gekarakteriseerd worden als een verlies aan biodiversiteit (uitgedrukt als kans op het aantreffen van soorten van de Rode Lijst), hoewel zo'n verlies feitelijk wel is opgetreden. Het actuele verlies aan biodiversiteit moet waarschijnlijk grotendeels worden toegeschreven aan eutrofiëring, en dus aan atmosferische depositie van stikstof.

This chapter contains a description of the vegetation changes since the start of the gas extraction in 1985. These changes were monitored in 66 permanent plots in dry dunes and wet dune valleys at three-year intervals between 1986 and 2007 except in 2004. The vegetation changes have a strong oscillatory component, but there is also a monotonous component that seems to become stronger after 2001. The monotonous trend indicates a tendency towards increasing wetness, increasing salinity and eutrophication. The trend towards increasing salinity is probably due to soil subsidence, and also the trend towards increasing wetness may partly be due to soil subsidence. However, there is an increasing trend in rainfall over the monitoring period which is also partly responsible for the wetness trend. The trend towards eutrophication has no relation with soil subsidence and is probably due to the atmospheric deposition of nitrogen, possibly amplified by the collapse of the rabbit population and a decreasing cattle density. The increase in the rate of changes after 2001 is possibly caused by the nature development project carried out in 2005, which may have amplified the influence of seawater in the lower dune valleys. The changes that are due to soil subsidence cannot be interpreted as a loss of biodiversity (expressed as the probability to find Red List species) although such a loss did actually occur. The actual loss of biodiversity is most probably caused by eutrophication rather than by soil subsidence.



4.4.1. Inleiding

Dit deel van de rapportage behandelt de veranderingen die sinds de start van de gaswinning in 1986 hebben plaatsgevonden in de duinen van Oost-Ameland. In 1986 zijn ten behoeve van een studie om de toekomstige effecten van gaswinning te voorspellen 170 vegetatieopnamen gemaakt (Anonymus 1987, Dankers et al. 1987). Deze opnamen, gerangschikt in 10 ongeveer N-Z verlopende transecten, omvatten het gehele gebied waar bodemdaling werd verwacht, van de Kooiduinen tot De Hon. In 1989 is een deel van deze opnamen permanent in het terrein gemarkeerd, en zijn op verzoek van It Fryske Gea 10 extra proefvlakken uitgezet in Transect 6. Zo ontstond een stelsel van 66 permanente proefvlakken (z.g. PQ's), gerangschikt in vijf transecten, die gebruikt zijn om de vegetatieveranderingen in de duinen te monitoren. Twee van de in 1986 opgenomen transecten worden gebruikt om vegetatieveranderingen op de kwelder te monitoren; voor de resultaten hiervan wordt verwezen naar [hoofdstuk 3.1](#). De overige transecten uit 1986 zijn later niet meer gebruikt.



Figuur 4.4.1 Ligging van de PQ's en de transecten; rood = duinvalleien (dit hoofdstuk), blauw = kwelders ([hoofdstuk 3.1](#)).
Location of plots and transects.

Figuur 4.4.1 geeft de locaties van de PQ's die in de huidige evaluatie zijn gebruikt. Zij omvatten het gehele duingebied van de Kooiduinen tot Het Oerd, en daarbinnen een hoogtegradiënt van de droge duinen tot vochtige duinvalleien, duinplassen, en overgangen van duin naar kwelder. De PQ's zijn vanaf 1986 tot 2007 met driejaarlijkse intervallen opgenomen, behalve in 2004. Dit levert zeven opnamen per PQ (1986, 1989, 1992, 1995, 1998, 2001, 2007) behalve de 10 in 1989 aangelegde PQ's die slechts zesmaal zijn opgenomen.

Het doel van de huidige analyse is, evenals in 2005 (Van Dobben & Slim 2005) drieledig:

- vaststellen welke veranderingen er tijdens de monitoringperiode in de vegetatie hebben plaatsgevonden;
- vaststellen in hoeverre deze veranderingen aan bodemdaling kunnen worden toegeschreven;
- vaststellen in hoeverre deze veranderingen beschouwd kunnen worden als een verlies aan biodiversiteit.

De methode is zo veel mogelijk gelijk gehouden aan die uit 2005 (Van Dobben & Slim 2005, 2011). Wel is in deze evaluatie gekozen voor een iets andere presentatie dan in 2005. In beide evaluaties is de centrale hypothese dat het verband tussen vegetatie en abiotische omgeving kan worden vastgesteld op grond van de ruimtelijke variatie in vegetatie en abiotische omgeving



op één punt in de tijd, en dat dit verband vervolgens gebruikt kan worden om de vegetatie op een ander tijdstip te voorspellen uit de - inmiddels veranderde - abiotische omgeving op dat moment. Overeenkomst tussen de voorspelde en de waargenomen vegetatie kan dan worden beschouwd als een aanwijzing dat de vegetatieveranderingen inderdaad worden veroorzaakt door veranderingen in de voor de voorspelling gebruikte abiotische condities. Omdat het aannemelijk is dat in het kustmilieu de gradiënten tussen zoet en zout en tussen droog en nat het meest bepalend zijn voor de vegetatie, concentreert de analyse zich op grondwaterstand en overvloedingsfrequentie. Deze variabelen zijn voor elk opnamejaar vastgesteld. Daarnaast is gebruik gemaakt van enkele bodemchemische variabelen, die echter slechts eenmalig (in 1995) gemeten zijn, en constant in de tijd zijn verondersteld.

In de evaluatie van 2005 is een mathematische methode gebruikt om bovengenoemde voorspelling uit te voeren, en om de overeenkomst tussen voorspelling en waarneming vast te stellen. In de huidige analyse wordt hetzelfde gedaan, maar middels een eenvoudiger, grafische benadering. Eén van de redenen om de methode uit 2005 niet meer te gebruiken is dat deze alleen toepasbaar is als de bodemdaling lineair is in ruimte en tijd, dat wil zeggen de bodemdalingsschotel beschouwd kan worden als een omgekeerde kegel die lineair in de tijd dieper wordt. Deze aanname begint zijn geldigheid te verliezen nu de snelheid van bodemdaling afneemt. Dit speelt voor de duinen nog niet zo'n grote rol omdat de waarnemingen daar tot 2007 lopen, maar er is ter wille van de vergelijkbaarheid naar gestreefd om de analyses van duin en kwelder zo veel mogelijk identiek te houden. Bij de analyse van de kwelderdata, die tot 2010 lopen, speelt de afnemende snelheid van bodemdaling wel een rol en is een additioneel probleem dat daar ten gevolge van opslibbing de aanname van lineariteit van de bodemdaling in de ruimte ook niet realistisch is. Een bijkomend voordeel van de huidige methode is dat ook geen aannamen nodig zijn over de grootte van een eventuele tijdvertraging waarmee effecten tot stand komen.

Evenals voor de analyse van 2005 is afgezien van een PQ voor PQ, of soort voor soort analyse, omdat dit door het grote aantal opnamen (452) en soorten (287) ondoenlijk is. De analyse is opnieuw grotendeels gebaseerd op ordinatie, aangevuld met analyses gebaseerd op classificatie en gebaseerd op indicatiegetallen. Voor het laatste is, in tegenstelling tot in 2005, niet meer gekozen voor 'Ellenberg-getallen' (Ellenberg et al. 1991) maar voor de z.g. 'WW-getallen' (Wamelink et al. 2005, 2011) die gebaseerd zijn op metingen in plaats van op expertkennis. Dit is mede gedaan omdat er aanwijzingen zijn dat Ellenberg's schattingen (die formeel alleen geldig zijn voor Midden-Europa) minder goed toepasbaar zijn in het kustmilieu. Als indicatoren voor biodiversiteit zijn opnieuw gebruikt het aantal soorten per PQ, en de z.g. NBW (natuurbehoudswaarde, bij de analyse in 2005 aangeduid als CCV; zie Wamelink et al. 2003, Van Dobben & Wamelink 2009, Van Dobben & Slim 2011). De NBW kan beschouwd worden als een schatting van de kans op het aantreffen van soorten van de Rode Lijst, en komt beter overeen met de beoordeling van opnamen door plantensociologen dan de 'klassieke' biodiversiteitsmaten als de Simpson of Shannon indices (zie bij voorbeeld Huston 1994).



4.4.2. Materiaal en methoden

4.4.2.1. Vegetatie

Voor de markering en de wijze van opnamen van de PQ's wordt verwezen naar de rapportage van 2005. De X-, Y- en Z-coördinaten van de PQ's zijn in 2007 opnieuw ingemeten met RTK-DGPS. Alle soortnamen uit de opnamen zijn gecontroleerd en de nomenclatuur is over de gehele opnameperiode op één lijn gebracht naar de stand van zaken in 2007. Opnieuw zijn alleen taxa gebruikt die op het niveau van soort gedetermineerd konden worden behalve *Taraxacum spec.* en *Callitriche spec.*, en is alle *Rubus* (behalve *R. caesius*) samengenomen tot *R. fruticosus*. Subspecifieke taxa zijn niet onderscheiden, ook niet degenen die in 2005 wel waren onderscheiden, met uitzondering van *Eleocharis palustris* subsp. *palustris* en subsp. *uniglumis*. *Salicornia europaea* en *S. procumbens* zijn in het verleden niet goed onderscheiden en samengenomen tot *S. europaea*. *Hypericum dubium* (syn. *H. maculatum* subsp. *obtusiusculum*) is eveneens in het verleden niet goed onderscheiden en samengenomen met *H. perforatum*. De opnamen omvatten alle hogere planten, mossen en korstmossen; nomenclatuur is volgens resp. Van der Meijden (1990), During & Siebel (2005) en Purvis et al. (1992).

De schattingen die voor de evaluatie van 2005 door interpolatie waren gemaakt voor PQ's 405 en 406 in de periode 1989-1995, en voor de mossen in alle PQ's in 1989 en 1992, zijn opnieuw gebruikt. PQ's 325 en 326 liggen in de vallei die in het kader van het natuurontwikkelingsproject van It Fryske Gea in 2005 is 'afgegraven'. Deze PQ's zijn ook ingemeten en opgenomen; de markeringspalen waren door de werkzaamheden verdwenen en zijn opnieuw aangebracht, maar door het gebruik van DGPS thans niet meer strikt noodzakelijk.

4.4.2.2. Abiotische data

De **grondwaterstand** is gemeten in peilbuizen die in de herfst van 1986 zijn geïnstalleerd, en op een aantal locaties in additionele buizen met een dieper filter die in de herfst van 1989 zijn geplaatst naast de al aanwezig buizen. Er is één peilbuis voor elke groep van ca. 1-10 PQ's. Voor details wordt verwezen naar de rapportage van 2005; er is per PQ gebruik gemaakt van dezelfde buizen voor het schatten van de waterstanden als in 2005 (zie Van Dobben & Slim 2005: Tabel 1). Hierop is één uitzondering namelijk buis L550 die in het natuurontwikkelingsproject ligt en verdwenen is. Daarom is voor PQ's 325 en 326 de waterstand geschat op grond van het verband tussen waterstand en hoogteligging van alle andere PQ's in 2007. In de statistische analyse zijn alleen de waterstanden gebruikt die gemeten zijn op 28 of 29 april van elk opnamejaar. Deze zijn omgerekend naar de waterstanden op de PQ's op basis van een horizontaal freatisch vlak en met behulp van de verschillen in hoogteligging tussen elk PQ en de corresponderende buizen zoals die gemeten zijn in 2001. Voor 1986 zijn er geen metingen uit het voorjaar, en hier zijn dezelfde schattingen gebruikt als in 2005 (Van Dobben & Slim 2005: Tabel 2).

De **hoogteligging** van elk PQ is in 2007 opnieuw bepaald met RTK-DGPS. Met behulp van deze hoogteligging en het bodemdalingsmodel ([hoofdstuk 1](#)) is de hoogteligging in elk opnamejaar berekend (peildatum: 1 augustus). Deze hoogteliggingen zijn vergeleken met de in 2001 en 1986 gemeten hoogteliggingen; de gevonden verschillen gaven geen aanleiding tot bijstellingen. De metingen van X, Y en Z in 2007 worden thans het meest betrouwbaar geacht. Voor de 'afgegraven' PQ's 325 en 326 zijn de hoogteliggingen voor 2007 handmatig aangepast zodanig dat de waarde voor 1986 overeenkomt met de in 2005 berekende waarde, en voor de andere jaren het bodemdalingsmodel ([hoofdstuk 1](#)) volgen.

Voor **neerslag** zijn de gegevens gebruikt van het weerstation in Nes, en voor verdamping van verschillende stations zoals gegeven door Van Dobben & Slim (2005: Tabel 3), en Lauwersoog voor 2006 en 2007. In de statistische analyse is gebruik gemaakt van de netto neerslag, berekend als neerslag minus verdamping over de periode van november in het jaar voorafgaande aan het opnamejaar tot en met april van het opnamejaar.

De **overvloedingsfrequentie** is bepaald uit de hoogteligging van elk PQ in elk jaar en waterstandsmetingen in de haven van Nes. Omdat er waarschijnlijk een tijdsvertraging optreedt vóór het effect van overvloeding in de vegetatie tot uiting komt, is voor elk opnamejaar gebruik gemaakt van de gemiddelde overvloedingsfrequentie over de twee jaren die voorafgaan aan dat



opnamejaar. Voor de onderbouwing van deze tijdsvertraging zie de analyse van 2000 (Eysink et al. 2000) en Dijkema et al. (2007). De tijdsvertraging van twee jaar zoals in de huidige analyse gebruikt, is bepaald in de analyse van 2000 en niet opnieuw getest, dit is wel gebeurd in de analyse van de kwelderdata (zie [hoofdstuk 3.1.6](#)) omdat overfloeding daar waarschijnlijk een grotere rol speelt. Evenals in de analyse van 2005 is voor PQ's die achter duinen liggen en daarom onbereikbaar zijn voor zeewater de overfloedingsfrequentie altijd op nul gesteld. En evenals in 2005 is het 'zeespiegelregime' gekarakteriseerd als de overfloedingsfrequentie op een vaste hoogte van 2 m +NAP, op dezelfde wijze berekend als voor de PQ's.

De **bodemchemie** is bepaald in monsters die tegelijk met de vegetatieopname van 1995 genomen zijn. Bepaald zijn de gehalten aan N-totaal, P-totaal, Ca, Mg, K, Na en Cl, en de pH. Voor de methoden wordt verwezen naar Van Dobben & Slim (2005).

Naast de gemeten abiotische variabelen is ook gebruik gemaakt van abiotische variabelen die zijn geschat op grond van de aanwezige soorten. Hierbij is gebruik gemaakt van de methode van Wamelink et al. (2005, 2011), die is gebaseerd op een bestand van ca. 6500 vegetatieopnamen met bodemchemische en grondwaterstandsmetingen. Het principe van deze methode is dat per soort voor elke variabele een gemiddelde waarde over alle voorkomens van die soort is berekend (het 'WW-getal'), en dat de geschatte waarde (de 'indicatiewaarde') voor een nieuwe opname gelijk is aan het gemiddelde WW-getal over alle aanwezige soorten. Hierbij vindt een correctie plaats voor het 'regression to the mean'-effect.

4.4.2.3. Statistische methoden

Alle data zijn gecontroleerd op normaliteit. Om de verdeling te normaliseren zijn overfloedingsfrequentie, alle chemische data behalve pH, en de bedekkingspercentages van de soorten $\ln(X+1)$ getransformeerd.

Van de vegetatie is met behulp van het programma TWINSPAN (Hill 1979) een lokale typologie gemaakt op grond van de gegevens uit alle jaren. Hierbij zijn de dichotomieën gebruikt tot op het vierde niveau, dit levert $2^4 = 16$ typen waarvan er echter één niet voorkomt. De overblijvende typen zijn op één na twee aan twee samengenomen, resulterend in acht typen. Deze typologie is vergeleken met de typologie die in 2005 is gemaakt (Van Dobben & Slim 2005: Tabel 4). Tot 2001 kwam het in de toen gebruikte typologie met zes typen slechts sporadisch voor dat een PQ van type veranderde, en als dit gebeurde was die verandering slechts tijdelijk. Omdat de ruimtelijke variatie in de vegetatie zo groot is, is het noodzakelijk de veranderingen per type te beschouwen. Ideaal gesproken zouden dit de bij de aanvang van de monitoring aanwezige typen moeten zijn; het gaat immers om de veranderingen die elk van de toen aanwezige typen in de loop van de tijd heeft ondergaan. Voor de huidige PQ's kan dit echter niet omdat een deel pas later is aangelegd. Dit is bij de evaluatie van 2005 opgelost door elk PQ toe te kennen aan het type waartoe dit het grootste deel van de tijd behoorde; door de geringe veranderlijkheid van de vegetatie tot op dat moment was dat toen een goede benadering. Omdat er na 2001 veel grotere veranderingen zijn opgetreden dan vóór 2001 is dat echter nu niet meer mogelijk. De oplossing die hier gekozen is bestaat uit het handhaven van de typologie die in 2005 is gebruikt. Dit is mede gedaan ter wille van de vergelijkbaarheid met de eerdere analyse. Maar bovendien is, om een beter beeld te krijgen van de veranderingen in de periode 2001-2007, een aparte analyse op de nieuwe typologie uitgevoerd, inclusief een vergelijking tussen de typologie uit 2005 en de nieuwe typologie.

De variatie in de vegetatie in ruimte en tijd is gevisualiseerd met behulp van Detrended Correspondentie Analyse (DCA; Ter Braak & Smilauer 2002). Hierbij wordt elke opname voorgesteld als een punt in een n-dimensionale ruimte ($n =$ totaal aantal soorten) met de abundanties per soort als coördinaten. Vervolgens wordt door rotatie en translatie van de assen getracht zo veel mogelijk variantie weer te geven langs de eerste as, van de overblijvende variantie zo veel mogelijk langs de tweede as, etc. Op deze wijze kan de variatie in de vegetatie worden gevisualiseerd in een beperkt aantal dimensies (in dit geval drie). Voor details wordt verwezen naar het bijschrift van [figuur 4.4.2](#) en Jongman et al. (1995). In de 'biplots' van soorten en opnamen zijn de opnamen samengenomen als gemiddelde (centroid) per type per tijdstip; op die manier kan de temporele variatie gevisualiseerd worden door de centroiden per type op opvolgende tijdstippen met lijnen te verbinden.



Het effect van de abiotische variabelen op de vegetatie (dat wil zeggen op alle soorten samen) is bepaald middels Canonische Correspondentie Analyse (CCA; Ter Braak & Smilauer 2002). Hierbij is stapsgewijs steeds die variabele aan een regressiemodel toegevoegd die leidt tot de grootste toename in verklaarde variantie (gesommeerd over alle soorten), met de voorwaarde dat alleen variabelen kunnen worden toegevoegd die een correlatie hebben van $|R| < 0.7$ met alle reeds in het model aanwezige variabelen. De significantie van het effect van elke variabele is vastgesteld middels een permutatietoets. De effecten van de abiotische variabelen op de vegetatie zijn gevisualiseerd door de correlatie van elke variabele met elke DCA as te bepalen en op grond daarvan een plot te maken (details in het bijschrift van [figuur 4.4.4](#)). Let er bij de interpretatie van de bi- en triplots op dat de posities van de PQ's (weergegeven als centroiden per type) uitsluitend worden bepaald door hun floristische similariteit, die van de soorten door hun onderlinge correlatie, en dat de (gemeten of uit indicatiegetallen geschatte) abiotische variabelen slechts achteraf, als 'passieve' variabelen in de DCA-plots zijn geprojecteerd. Voor verdere details omtrent de interpretatie van ordinatieplots wordt verwezen naar Jongman et al. (1995). Met behulp van de gemeten abiotische variabelen, de met behulp van WW-getallen voor enkele variabelen bepaalde indicatiewaarden, en autecologische kennis uit flora's (Oberdorfer 1979, Weeda 1985-1994, Van der Meijden 1990) en uit 'De Vegetatie van Nederland' (Schaminée et al. 1998) is getracht te komen tot een interpretatie van de DCA-assen in ecologische termen.

De 'sample scores' van elk PQ in elk opnamejaar op de eerste drie assen zijn gebruikt als toestandsindicatoren om het effect van de abiotische variabelen en de veranderingen daarin op de vegetatie te karakteriseren. Naast deze drie sample scores zijn twee indicatoren voor biodiversiteit als toestandsindicatoren gebruikt: het aantal soorten per PQ, en de NBW. De NBW is berekend volgens Hertog & Rijken (1996) met een modificatie beschreven in Sanders et al. (2004). Het principe is dat deze methode een waarde aan elke soort toekent die groter is naarmate hij zeldzamer is of sneller achteruitgaat, en de waarden per soort optelt tot een waarde per plot (zie ook Wamelink et al. 2003). Deze waarde wordt uitgedrukt op een arbitraire schaal die ongeveer als volg is te interpreteren: < 12 , vegetatie van weinig waarde, bestaande uit weinig en algemene soorten; tussen 12 en 16, vegetatie met mogelijk enige waarde, Rode Lijst-soorten kunnen voorkomen; > 16 , vegetatie met hoge natuurbehoudswaarde, grote kans op het vinden van Rode Lijst-soorten. Voordeel van deze methode is, naast de goede overeenkomst met de intuïtieve waardering van plantensociologen, het feit dat het principe gelijk is aan dat van de door de overheid geaccordeerde Rode Lijsten (namelijk de combinatie van zeldzaamheid en achteruitgang) en daarmee ook kan rekenen op een groot draagvlak (IUCN 2001).

Voor alle vijf bovengenoemde toestandsindicatoren is de significantie van de temporele verandering vastgesteld, zowel per type als voor alle typen samen. Dit is op twee manieren gebeurd. Met REML (Robinson 1987) is vastgesteld of er überhaupt significante veranderingen in de tijd waren (merk op dat het ongebalanceerde schema dat ontstaat door het ontbreken van Transect 6 in 1986 het gebruik van ANOVA uitsluit). Vervolgens is met lineaire regressie vastgesteld of er sprake was van een significante trend. In beide gevallen is rekening gehouden met de aan het begin van de monitoring reeds aanwezige ruimtelijke variatie: bij de REML analyse door de PQ's zelf mee te nemen als 'random' effect, en bij de regressieanalyse door de PQ's mee te nemen als covariabele. Voor de met behulp van WW-getallen op grond van de vegetatie geschatte abiotische condities is op dezelfde wijze de aanwezigheid van significante trends vastgesteld.

Alle multivariate berekeningen zijn uitgevoerd met de programma's CANOCO en Canodraw (Ter Braak & Smilauer 2002), de univariate met het programma GENSTAT versie 13.3 (Payne et al. 2010).

4.4.2.4. Effect van bodemdaling

Zoals hierboven uiteengezet is de significantie van de relatie tussen vegetatie en abiotische variabelen vastgesteld in CCA. Dit is echter op zich onvoldoende om te bepalen of er sprake is van een significant effect van bodemdaling. Allereerst doet zich het algemene probleem van multiple regressie (waarvan CCA een generalisatie is) voor van strengeling tussen verklarende variabelen. Wanneer twee verklarende variabelen onderling gecorreleerd zijn, kan slechts een beperkt deel van de door het model verklaarde variantie met zekerheid aan een afzonderlijke variabele worden toegeschreven; de rest van de variantie wordt wel door het model verklaard



maar het is niet te zeggen welke van de variabelen hiervoor verantwoordelijk is. Dit probleem doet zich in versterkte mate voor wanneer sprake is van temporele variatie; wanneer zowel vegetatie als abiotische variabelen monotone trends vertonen is er al snel sprake van een significant effect zonder dat is aan te geven welk van de variabelen hiervoor verantwoordelijk is. Dat is ook het geval voor in de tijd monotone veranderlijke variabelen die zelf geen direct effect op de vegetatie hebben zoals het jaartal of de bodemdaling. Voor dit probleem bestaan twee oplossingsrichtingen:

- de grootte van de regressiecoëfficiënt kan een aanwijzing omtrent oorzakelijkheid bevatten. Dit is het geval wanneer er zo veel ruimtelijke variatie is dat de regressiecoëfficiënt ook geschat kan worden op grond van variatie in de ruimte op één tijdstip (deze methode is gebruikt in 2005);
- als de variatie in zowel vegetatie als abiotische condities ook een niet-lineaire (oscillerende) component bevat, is overeenstemming in het patroon van variatie (eventueel met tijdvertraging) een aanwijzing van oorzakelijkheid.

Voor de huidige analyse is gekozen voor een combinatie van beide methoden, met een globale check op de grootte van de regressiecoëfficiënt (in elk geval het teken ervan). Hiertoe is eerst het verband tussen de vijf toestandsindicatoren voor de vegetatie en de in de tijd veranderlijke abiotische condities vastgesteld middels enkelvoudige lineaire regressie op de data uit 1989 (in tegenstelling tot de analyse in 2005 zijn de data uit 1986 hiervoor niet gebruikt omdat er dan 10 PQ's zouden ontbreken). Vervolgens is de waarde van elke indicator in elk opnamejaar voorspeld op grond van het voor 1989 gefitte verband, en uitgezet tegen de gevonden waarden. Wanneer het tijdverloop van de op grond van een bepaalde variabele voorspelde toestandsindicator overeenkwam met het gevonden tijdsverloop is dit beschouwd als een aanwijzing dat de betreffende variabele (mede) verantwoordelijk is voor de temporele variatie in de vegetatie. Deze procedure is toegepast voor de drie abiotische variabelen waarvan het tijdsverloop bekend is: hoogteligging, grondwaterstand en overvloedingsfrequentie.

Hoewel bovenstaande procedure bodemdaling kan uitsluiten als oorzaak van bepaalde veranderingen, is deze onvoldoende om zicht te krijgen op de kwantitatieve bijdragen van bodemdaling-gerelateerde en andere (bij voorbeeld weer-gerelateerde) abiotische veranderingen aan de veranderingen in de vegetatie. Om hierover duidelijkheid te krijgen is de volgende procedure gevolgd:

- de selectie van variabelen in CCA is beperkt tot die variabelen die een direct effect op de vegetatie hebben. Jaartal en de bodemdaling zelf zijn hierbij dus uitgesloten. Wel is de absolute hoogteligging aan het begin van de monitoring in de selectie meegenomen, omdat die een indirect effect kan hebben via variabelen die niet op een andere manier zijn meegenomen, bij voorbeeld niet-gemeten chemische variabelen (organische stof, C/N), of door na-ijling van de vegetatie (vgl. [hoofdstuk 3.1.6](#)). Voor netto-neerslag is aangenomen dat deze -behalve via grondwaterstand- ook een direct effect op de vegetatie kan hebben, bij voorbeeld via de beschikbaarheid van hangwater (dit is van belang omdat in de hogere duinen het grondwater zich buiten de wortelzone kan bevinden). Om een idee te krijgen van het effect van strengeling is per variabele zowel het percentage verklaarde variantie bepaald bij voorwaartse selectie (= de toename in verklaarde variantie bij toevoegen van elke variabele aan een model met alleen de er boven staande variabelen), als het unieke percentage verklaarde variantie (= de afname in verklaarde variantie bij weglaten van elke variabele uit het volledige model).
- omdat in bovengenoemde analyse grondwaterstand en overvloedingsfrequentie de belangrijkste verklarende variabelen bleken te zijn, is vervolgens een aparte analyse uitgevoerd om het relatieve belang van bodemdaling en weersinvloeden op deze variabelen te bepalen. Hiertoe is in een lineair model grondwaterstand gemodelleerd als effect van bodemdaling en netto neerslag, en overvloedingsfrequentie als effect van bodemdaling en zeespiegelregime (de overvloedingsfrequentie op 2 m +NAP), en zijn de percentages verklaarde variantie bepaald voor bodemdaling resp. weersinvloeden (netto neerslag of zeespiegelregime). In beide gevallen is hierbij rekening gehouden met het ruimtelijk patroon door de PQ's zelf als covariabele mee te nemen; deze analyse heeft dus uitsluitend betrekking op de temporele veranderingen.



4.4.3. Resultaten

4.4.3.1. Variatie van de vegetatie in ruimte en tijd

4.4.3.1.1. Classificatie

De typenindeling die is gebruikt voor de rapportage in 2005, en die hier ter wille van de vergelijkbaarheid opnieuw is gebruikt, behelst zes typen, die kortweg beschreven kunnen worden als

1. zandige kopjes op de rand van de kwelder (*Saginion maritimae*);
2. overgang tussen hoge kwelder en duinvallei;
3. duinplassen en droogvallende oevers;
4. verstruweelde en verruigde duinen;
5. duinheide;
6. 'grijze duinen'.

Voor een floristische en syntaxonomische beschrijving wordt verwezen naar Van Dobben & Slim (2005). Evenals in 2005 heeft de verdere bewerking van de gegevens zo veel mogelijk plaatsgevonden voor de zes typen afzonderlijk.

Naast de typenindeling uit 2005, die gebruikt is bij de verdere analyses, is ook een nieuwe TWINSPAN indeling gemaakt die gebaseerd is op de data tot 2007. Het resultaat hiervan wordt als binaire TWINSPAN typen gegeven in [bijlage 4.4. A](#), en [tabel 4.4.1](#) geeft de vertaling van deze typen naar de nieuwe typologie in acht typen met hun globale inhoud en de correspondentie van deze typen met de zes typen uit 2005. [Tabel 4.4.2](#) is de overgangsmatrix van de oude naar de nieuwe typologie. [Tabel 4.4.3](#) geeft de aantallen PQ's per type in de loop van de tijd, [tabel 4.4.4](#) de overgangsmatrix binnen de nieuwe typologie en [tabel 4.4.5](#) het aantal type-overgangen per periode. Globaal kunnen de verschillen tussen de oude en de nieuwe typologie als volgt worden beschreven:

- het nieuwe type 1 heeft geen equivalent in de oude typologie. Dit type omvat zilte en natte ruigte, die in de loop van de tijd sterk is toegenomen (van 4 PQ's in 1989 tot 11 in 2007), door overgang uit typen 2 (hoge kwelder) en 4 (natte duinvalleien).
- het nieuwe type 2 bestaat uit de oude typen 1 (*Saginion maritimae*) en 2 (hoge kwelder). Een aantal PQ's van het oude type 4 (verruigde duinen) behoort nu ook tot dit type. Dit type is tussen 2001 en 2007 sterk afgenomen (van 17 naar 11 PQ's), meest door overgang naar type 1.
- het nieuwe type 3 heeft geen equivalent in de oude typologie, hoewel het in de loop van de tijd ongeveer constant is gebleven. Het omvat natte duinvalleien, die in de oude typologie meest onder type 4 vielen.
- het nieuwe type 4 (duinplassen) is equivalent aan het oude type 3 en is in de loop van de tijd weinig veranderd; er vindt wel eens overgang plaats naar type 3, maar in de omgekeerde richting komt bijna net zo vaak voor.
- het nieuwe type 5 omvat de droge, verruigde duinen, equivalent met de droge kant van het oude type 4. Het is in de tijd weinig veranderd, alleen overgang naar type 3 (de nattere variant hiervan) komt soms voor.
- het nieuwe type 6 bestaat uit verruigde duinheide (met onder andere *Salix repens*), was tot 1998 aanwezig met slechts één PQ en daarna toegenomen tot 4 PQ's in 2007; deze zijn afkomstig uit de typen 7 en 8.
- het nieuwe type 7 is equivalent aan het oude type 5 (duinheide), en in de tijd weinig veranderd.
- het nieuwe type 8 is equivalent aan het oude type 6 ('grijze duinen') en in de tijd licht afgenomen door overgang naar typen 6 en 7.

Er blijkt een lichte tendens te zijn tot een toename van de veranderlijkheid in de loop van de tijd ([tabel 4.4.5](#)). Hierbij moet echter bedacht worden dat de aantallen type-overgangen niet vergelijkbaar zijn voor de eerste en de laatste periode; voor de eerste vanwege het ontbreken van transect 6, en voor de laatste vanwege het feit dat deze periode tweemaal zo lang is als de andere.



4.4.3.1.2. Ordinatie

Figuur 4.4.2 is het DCA biplot van alle waarnemingen. De sample scores (**figuur 4.4.2A en C**) zijn samengenomen tot hun centroiden en geplot per combinatie van type en opnamejaar. Omdat de centroiden voor de verschillende opnamejaren voor elk type erg dicht bij elkaar liggen, zijn deze ook op een grotere schaal geplot, en als 'paden' in de tijd verboden (**figuur 4.4.3**). **Figuren 4.4.2B en 4.4.2D** geven de soortenplots. Een ecologische interpretatie van de assen is mogelijk met behulp van de relatie van de assen met de gemeten omgevingsvariabelen, met de indicatiewaarden (omgevingsvariabelen die zijn geschat op grond van de aanwezige soorten met behulp van de WW-getallen) (**figuur 4.4.4**) of met ecologische expertkennis. Hieruit komt het beeld naar voren dat de eerste as voornamelijk een nat (links) - droog (rechts) gradiënt representeert, de tweede as een zoet (onder) - zout (boven) gradiënt, en de derde as een voedselarm (onder) - voedselrijk (boven) gradiënt. Indicatorsoorten zijn bij voorbeeld voor de eerste as *Ammophila arenaria*, *Galium verum* (droog, rechts) en *Phragmites australis*, *Scirpus tabernaemontani* (nat, links); voor de tweede as *Eleocharis palustris* var. *palustris*, *Juncus bulbosus* (zoet, onder) en *Eleocharis palustris* var. *uniglumis*, *Juncus gerardii* (zout, boven); en voor de derde as *Litorella uniflora*, *Anthoxanthum odoratum* (voedselarm, onder) en *Chamerion angustifolium*, *Cirsium arvense* (voedselrijk, boven). De vierde as heeft geen voor de hand liggende ecologische interpretatie en is hier verder buiten beschouwing gelaten.

Uit de ligging van de centroiden en hun verplaatsing door de tijd (**figuren 4.4.2 en 4.4.3**) blijkt dat de variatie van de vegetatie in de tijd betrekkelijk klein is vergeleken met de variatie in de ruimte; in de eerste twee dimensies blijven de tijdspaden van de verschillende typen ver uit elkaars buurt. Verder is er meestal geen sprake van een sterke lineaire trend; de veranderingen zijn eerder oscillerend dan lineair, met uitzondering van de derde as, waar bijna alle typen een duidelijk stijgende trend hebben. Ook valt op dat voor de meeste typen 2007 een extreme positie inneemt, vooral door de lage score op de eerste as (typen 1, 2, 4 en 6), de hoge score op de tweede as (typen 1, 2, 5 en 6), en de hoge score op de derde as (alle typen behalve 4).

In **figuur 4.4.5** zijn ter wille van de vergelijking van de 'oude' met de 'nieuwe' typologie de centroiden van de nieuwe typen in het DCA plot van **figuur 4.4.2** geprojecteerd. Sommige van de nieuwe typen blijken een veel extremere positie in te nemen dan de oude. Dit is vooral het geval langs de derde as waar de nieuwe typen 5 en 6 (=oude typen 4 en een deel van 5) ver buiten het kader van **figuur 4.4.2C** vallen (vgl. **figuur 4.4.2C** en **figuur 4.4.5B**). Op de eerste as ligt type 1 nog juist binnen het kader van **figuur 4.4.2A** (zie **figuur 4.4.5A**). Dit past binnen het beeld van algemene verschuiving naar lagere waarden op de eerste, en hogere waarden op de derde as tussen 2001 en 2007; hierdoor levert een nieuwe TWINSPAN analyse met de data van 2007 een typologie waarin de centroiden per type ook in deze richting zijn opgeschoven.

Tabel 4.4.1 Vertaling van de binaire TWINSPAN typen naar acht vegetatietypen, en relatie met de typen uit 2005. Translation of the binary TWINSPAN typology to eight vegetation types, and relation with the types used in 2005.

TWIN-SPAN-type	Type 2011	Omschrijving type 2011	Type 2005	Omschrijving type 2005
0000	1	zeebies- en rietvegetatie	niet onderscheiden	
0001	1			
0010	2	hoge kwelder incl. zandige kopjes	1 en 2	1: zandige kopjes in de kwelder (Saginion maritimae) 2: overgang kwelder - duinvallei
0011	2			
0100	3	natte en zoete valleien	niet onderscheiden	
0101	4	duinplassen en droogvallende oevers	3	duinplassen en droogvallende oevers
011	4			
1000	5	verruigde duinen	4	verstruweelde en verruigde duinen
1001	5			
1010	6	verruigde duinheide	5	duinheide
1011	6			
1100	7	duinheide	5	
1101	7			



TWIN-SPAN-type	Type 2011	Omschrijving type 2011	Type 2005	Omschrijving type 2005
1110	8	grijze duinen	6	grijze duinen
1111	8			

Tabel 4.4.2 Overgangsmatrix van de 'oude' naar de 'nieuwe' typologie. Getallen zijn aantallen opnamen (=PQ / jaar combinaties).
 Transition matrix of 'old' (2005) to 'new' (2011) typology. Values are numbers of relevés (i.e., plot / year combinations).

		Oude typen						TOTAAL
		1	2	3	4	5	6	
Nieuwe typen	1		29	8				37
	2	42	61		5			108
	3		3	4	86			93
	4		3	78	7			88
	5		1		14	6		21
	6					10	1	11
	7			1	2	34	3	40
	8					4	50	54

Tabel 4.4.3 Aantal PQ's per type per jaar volgens de typologie uit 2011 (8 typen).
 Numbers of plots per type according to the 2011 typology (8 types).

		Opnamejaar						
		1986	1989	1992	1995	1998	2001	2007
Type	1	2	4	5	6	3	6	11
	2	15	15	18	16	16	17	11
	3	9	15	15	13	14	14	13
	4	14	13	10	14	13	11	13
	5	3	4	3	2	4	3	2
	6	1	1	1	1	1	2	4
	7	6	5	6	6	6	5	6
	8	6	9	8	8	9	8	6

Tabel 4.4.4 Overgangsmatrix binnen de nieuwe typologie. Getallen zijn aantallen overgangen van het type in de rijkop naar het type in de kolomkop binnen één waarnemingsperiode.
 Transition matrix in the 2011 typology. Values are numbers of transitions of the type in the row header to the type in the column header in each observation period.

		Naar type							
		1	2	3	4	5	6	7	8
Van type	1	22	1	0	3	0	0	0	0
	2	7	88	1	1	0	0	0	0
	3	0	4	64	8	2	0	2	0
	4	6	0	7	62	0	0	0	0
	5	0	0	5	0	14	0	0	0
	6	0	0	0	0	0	7	0	0
	7	0	0	2	0	0	1	30	1
	8	0	0	0	0	0	2	2	44

Tabel 4.4.5 Aantal type-overgangen (in de nieuwe typologie) per waarnemingsperiode.
 Number of type transitions per observation period.

Periode		Aantal overgangen
van	tot	
1986	1989	5
1989	1992	8
1992	1995	7



Periode		Aantal overgangen
van	tot	
1995	1998	11
1998	2001	10
2001	2007	14

4.4.3.2. Temporele veranderingen

4.4.3.2.1. Toestandsindicatoren

Uit het DCA plot van [figuur 4.4.2](#) blijkt reeds dat de veranderingen in de loop van de tijd betrekkelijk klein geweest zijn. Wanneer de opgetreden veranderingen samenhangen met bodemdaling wordt verwacht dat deze lineaire - of tenminste monotone - trends zijn. Uit de detailplots van [figuur 4.4.3](#) blijkt dat er soms wel trends aanwezig zijn, maar dat de veranderingen een ook sterk oscillerende component hebben. Daarom is op twee manieren naar deze verandering gekeken. Eerst is de significantie van de temporele variatie bepaald, dat wil zeggen gekeken is of er überhaupt betekenis gehecht moet worden aan de van jaar op jaar optredende verschillen in de toestandsindicatoren, ongeacht de vraag of deze als een trend geïnterpreteerd kunnen worden. Dit is gebeurd met Residual Maximum Likelihood (REML), waarbij de PQ's zelf zijn opgevat als 'random factor' (een storende factor waarvan het effect niet meetelt bij de vaststelling van de significantie) en het jaartal als 'fixed factor' (de factor waarvan we het effect willen vaststellen). De aanwezigheid van trends is vastgesteld middels lineaire regressie van de toestandsindicatoren op het jaartal, waarbij ook weer de plots zelf als covariabele zijn meegenomen. Het resultaat wordt gegeven in [tabel 4.4.6](#). Wanneer alle typen worden samengenomen is de temporele variatie significant voor alle toestandsindicatoren, en hebben ook alle indicatoren een significante trend. Die trend is dalend voor de eerste twee assen en de biodiversiteitsindicatoren, en stijgend voor de derde as. Voor de afzonderlijke typen zijn de veranderingen niet altijd significant; de dalende trend langs de eerste as is niet significant voor typen 3 en 5, en langs de tweede as niet voor de typen 2, 3, 4 en 5. De stijgende trend langs de derde as is significant voor alle typen behalve type 4. De dalende trend voor de biodiversiteit indicatoren is slechts voor een beperkt aantal typen significant; voor beide indicatoren is dat alleen het geval in type 2. Vooral opvallend is de zeer sterke afname in aantal soorten per PQ in type 2 met een regressiecoëfficiënt van bijna -0,5, dat wil zeggen er is daar gemiddeld één soort per ruim twee jaar verloren gegaan. Verder is opvallend dat er in type 3 alleen een significante lineaire trend is voor de derde as en het aantal soorten, terwijl de temporele variatie altijd significant is (behalve voor de NBW). Blijkbaar bestaat de temporele variatie hier vooral uit oscillatie, hetgeen bevestigd wordt door [figuur 4.4.3](#); het oscillerende patroon blijkt ook parallel te lopen voor alle drie assen.

4.4.3.2.2. Abiotische indicatiewaarden

[Tabel 4.4.7](#) geeft de temporele trend in de indicatiewaarden voor grondwaterstand, gehalten aan chloride en nitraat van de bodem, en bodem-pH. Over alle typen samen wijst de vegetatie op significante trends tot vernatting, verzilting, eutrofiëring en ontzuring. Voor de meeste afzonderlijke typen zijn deze trends ook aanwezig, alleen die tot vernatting niet in types 1 en 5; tot verzilting niet in types 3, 5 en 6; en tot ontzuring niet in type 3, 4, 5 en 6. Typen 3 en 6 hebben zelfs een significante trend tot verzuring.

Uit de grootte van de regressiecoëfficiënten kan de temporele verandering worden geschat zoals die door de vegetatie wordt geïndiceerd. Voor grondwaterstand is deze (2007-1986) * - 0.00312 * 100 = -6,6 cm als gemiddelde over alle PQ's en de gehele monitoringperiode. De gemiddelde gemeten grondwaterstandsverandering over deze periode bedraagt -4,7 cm. Het feit dat deze twee getallen in dezelfde orde van grootte liggen wijst er op dat grondwaterstandsverandering inderdaad een van de oorzaken van de vegetatieverandering is geweest, maar het feit dat de geïndiceerde grondwaterstandsverandering groter is dan de gemeten wijst er ook dat dat er wellicht ook nog een andere factor in het spel is. De pH stijging bedraagt, gemiddeld over alle typen, bijna 0,1 eenheid over de gehele monitoringperiode.



Tabel 4.4.6 Significantie van de temporele variatie (bepaald met REML) en van de lineaire temporele trend (bepaald met lineaire regressie) voor de vijf toestandsindicatoren. Getallen zijn regressiecoëfficiënten a_1 van de toestandsindicatoren op jaartal met PQ als covariabele, gefitte vergelijking: $indicator = c_{PQ} + a_1 \cdot jaartal$, met c_{PQ} : PQ-afhankelijke constante, a_1 : regressiecoëfficiënt. Significantie: *** = $P < 0.001$, ** = $P < 0.01$, * = $P < 0.05$, ns = $P > 0.05$. Het eerste significantieniveau heeft betrekking op de lineaire trend, het tweede (tussen haakjes) op de hele variatie.

Significance of temporal variation (determined by REML) and significance of temporal trend (determined by linear regression) for the five state indicators. Number are regression coefficients of the state indicators on year number with the plots as co-variables; the first significance level relates to the linear trend, the second to the temporal variation.

Type	AS1	sign	AS2	sign	AS3	sign	NBW	sign	Nspec	sign
1	-0,030	*** (***)	-0,026	*** (**)	0,013	** (***)	-0,077	* (*)	0,046	ns (ns)
2	-0,037	*** (***)	-0,006	ns (**)	0,034	*** (***)	-0,129	*** (***)	-0,474	*** (***)
3	0,005	ns (***)	-0,002	ns (***)	0,025	* (***)	-0,015	ns (ns)	-0,201	* (***)
4	-0,020	*** (***)	-0,002	ns (ns)	-0,007	ns (ns)	-0,045	* (ns)	-0,189	*** (*)
5	-0,008	ns (ns)	-0,002	ns (ns)	0,013	*** (***)	0,009	ns (ns)	0,075	ns (ns)
6	-0,017	*** (*)	-0,011	*** (***)	0,017	*** (***)	-0,005	ns (ns)	0,006	ns (ns)
alle typen	-0,018	*** (***)	-0,006	* (***)	0,016	*** (***)	-0,047	*** (***)	-0,177	*** (***)

Tabel 4.4.7 Temporele trend in indicatiewaarden voor grondwaterstand (GVG, in cm onder maaiveld), chloride (Cl, in mg/kg), nitraat (NO₃, in mg/kg) en pH. De gegeven getallen zijn regressiecoëfficiënten van indicatiewaarde op jaartal met de PQ's als covariabele (gefite vergelijking en significantie als in tabel 4.4.6).

Temporal trends in indicator values for groundwater level (in cm above soil surface at April, 28), Cl and NO₃ contents of the soil, and soil pH. Numbers are coefficients of the regression of indicator value on year number with the plots as co-variables. Significance levels as in table 4.4.6.

Type	GVG	sign	Cl	sign	NO3	sign	pH	sign
1	-0,00164	ns	14,610	***	0,143	***	0,013	**
2	-0,00558	***	17,740	***	0,123	***	0,024	***
3	-0,00268	*	-1,197	ns	0,049	*	-0,007	*
4	-0,00485	***	5,064	**	0,048	**	0,003	ns
5	0,001162	ns	0,162	ns	0,060	***	-0,001	ns
6	-0,00119	*	0,315	ns	0,048	***	-0,008	***
alle typen	-0,00312	***	6,314	***	0,075	***	0,005	***

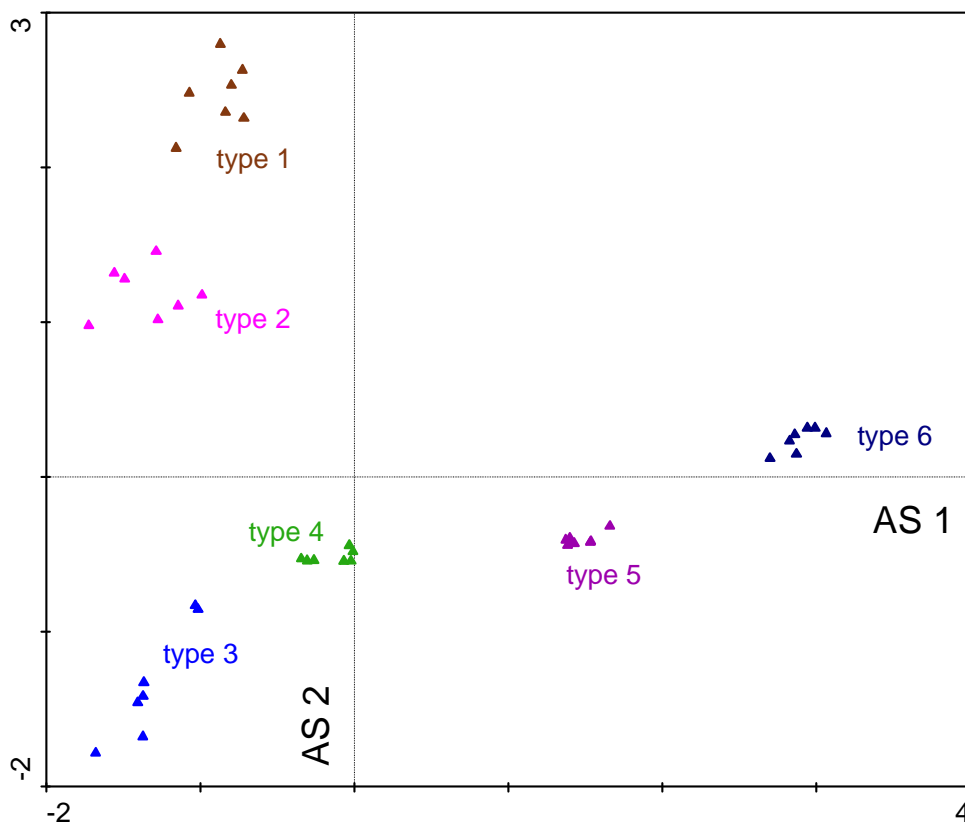
Tabel 4.4.8 Voorwaartse selectie van omgevingsvariabelen in CCA. $F = (\text{regression mean square tot en met deze term} - \text{regression mean square met alleen de termen boven deze term}) / \text{error mean square}$; $P = \text{kans op deze, of een hogere } F\text{-waarde onder de nul hypothese, bepaald op basis of 999 bootstrap samples}$, %VV = toename in percentage verklaarde variantie over alle soorten bij toevoegen van deze term aan een model met alleen de termen er boven, uniek%VV = afname in percentage verklaarde variantie bij weglaten van deze term uit het volledige model. In elke stap is de variabele met de hoogste F aan het model toegevoegd, op voorwaarde dat deze een correlatie van $|R| < 0.7$ heeft met de variabelen die reeds in het model zitten. Beschouwde variabelen: grondwaterstand, overvloedingsfrequentie, hoogteligging in 1986, netto neerslag, alle bodemchemische variabelen. Aantal opnamen: 452, aantal soorten: 287.

Forward selection of environmental variables in CCA. $F = (\text{regression mean square with this term} - \text{regression mean square without this term}) / \text{error mean square}$; $P = \text{probability of this, or a higher } F\text{-value under the null hypothesis as determined on the basis of 999 bootstrap samples}$. %VV = percentage explained variance (over all species) on inclusion, %VVuniek = percentage explained variance on exclusion from full mode. The following environmental variables were considered for inclusion in the model: phreatic level, flooding frequency, elevation in 1986, net precipitation, all soil chemical variables. Number of relevés: 452, number of species: 287.

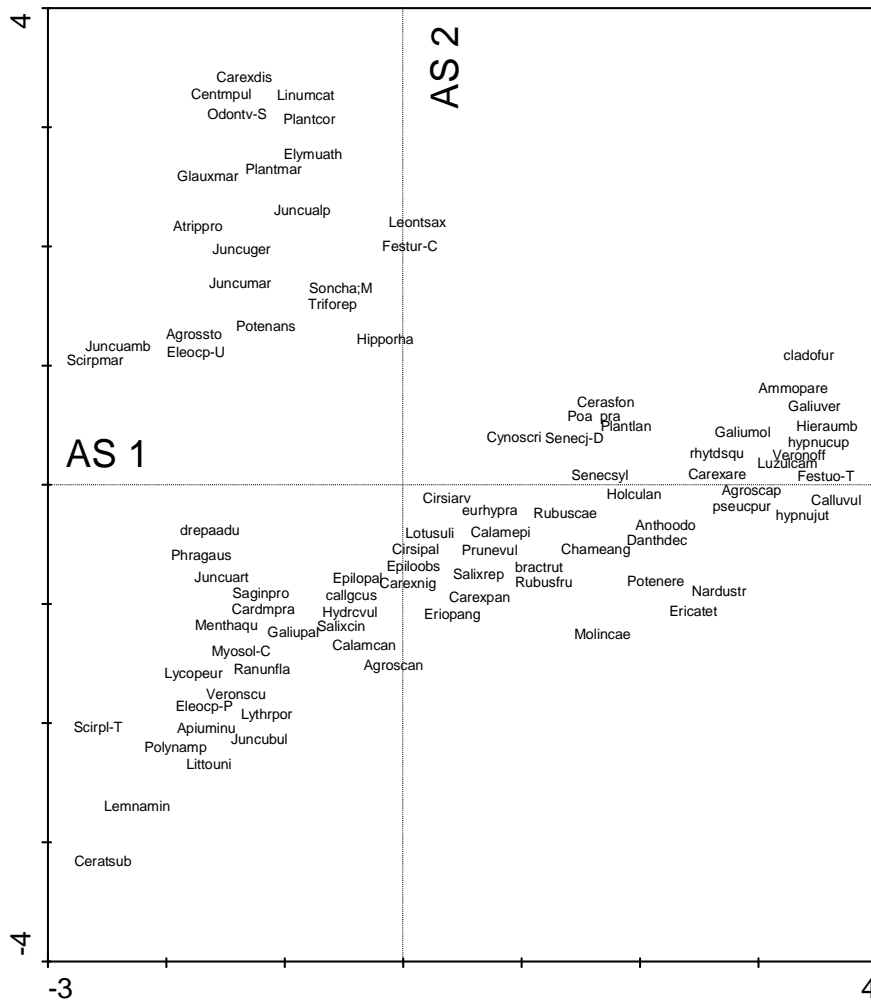
Variabele	P	F	%VV	uniek%VV	uniek als % van totaal
voorjaarsgrondwaterstand	0,001	19,73	4,20%	1,84%	11,9%
overvl. freq. twee voorgaande jaren	0,001	19,7	4,05%	2,06%	13,3%
bodem pH	0,001	11,5	2,28%	1,66%	10,7%
hoogteligging in 1986	0,001	7,26	1,40%	1,47%	9,5%
bodem N	0,001	6,79	1,33%	1,27%	8,2%
bodem K	0,001	4,96	0,96%	0,91%	5,9%
bodem Ca	0,001	4,72	0,96%	0,90%	5,8%



Variabele	P	F	%VV	uniek%VV	uniek als % van totaal
netto neerslag	0,001	1,72	0,29%	0,33%	2,1%
SOM			15,46%	10,43%	67,5%
onbepaald				5,03%	32,5%



Figuur 4.4.2A Centroiden van de plot / opnamejaar combinaties in DCA: eerste as (horizontaal) tegen tweede as (verticaal). De symbolen voor elk type corresponderen met de verschillende opnamejaren; verdere toelichting in [figuur 4.4.2B](#). Zie [figuur 4.4.3A](#) voor een uitvergroting van de tijdspaden.
 Centroids of plots / observation year combinations in DCA: first (horizontal and second (vertical) axis). Different symbols for each type correspond to different points in time. See [Figure 4.4.2B](#) for more explanation and [figure 4.4.3A](#) for a magnification of the temporal trajectories per type.



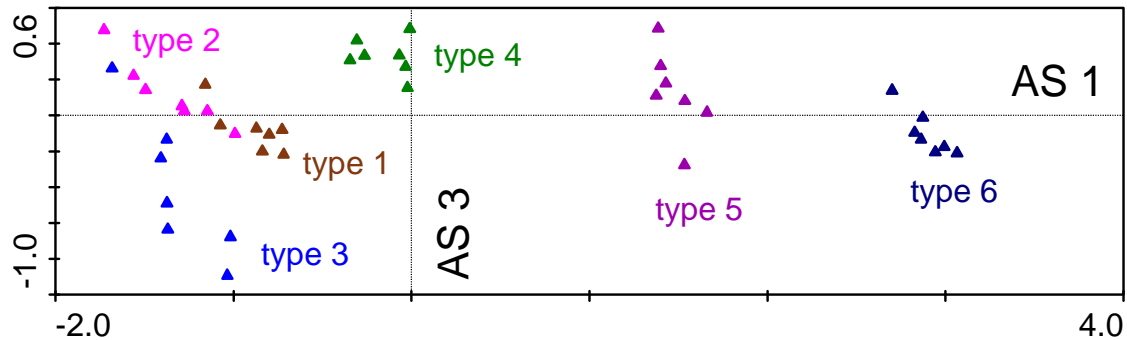
Figuur 4.4.2B DCA soortenplot, eerste as (horizontaal) tegen tweede as (verticaal). Soorten met een gewicht < 5% van het maximumgewicht zijn niet geplot. Sommige soorten zijn ter wille van de leesbaarheid iets verschoven. Detrending met 2de graads polynoom. Eigenwaarden: $\lambda_1 = 0.712$, $\lambda_2 = 0.612$, $\lambda_3 = 0.448$, $\lambda_4 = 0.302$, $\Sigma\lambda = 13.582$; deze plot verklaart daarom $(0.712+0.612) / 13.582 = 9.7\%$ van de variantie in de abundanties van de soorten. Aantal opnamen: 452, aantal soorten: 287. Let er op dat dit type plot een afstand-interpretatie heeft: hoe dichter twee soorten bij elkaar staan hoe hoger hun onderlinge correlatie (diagonaal tegenover elkaar betekent dus sterk negatief gecorreleerd). Dit geldt ook tussen soorten en opnamen (of, zoals hier weergegeven, typen): projecteer de twee figuren over elkaar in gelijke schaling, dan geldt: hoe dichter een soort bij een type staat, hoe hoger zijn verwachtingswaarde in dat type. DCA species plot, first (horizontal) and second (vertical) axis. Detrending by 2nd order polynomial. Eigenvalues: $\lambda_1 = 0.712$, $\lambda_2 = 0.612$, $\lambda_3 = 0.448$, $\lambda_4 = 0.302$, $\Sigma\lambda = 13.582$; the plot explains 9.7% of the variance in the species abundances. Number of relevés: 452, number of species: 287. Explanation of species codes see below.

Betekenis van de gecodeerde soortnamen (alfabetisch op code geordend, phanerogamen eerste letter hoofdletter, cryptogamen eerste letter kleine letter):

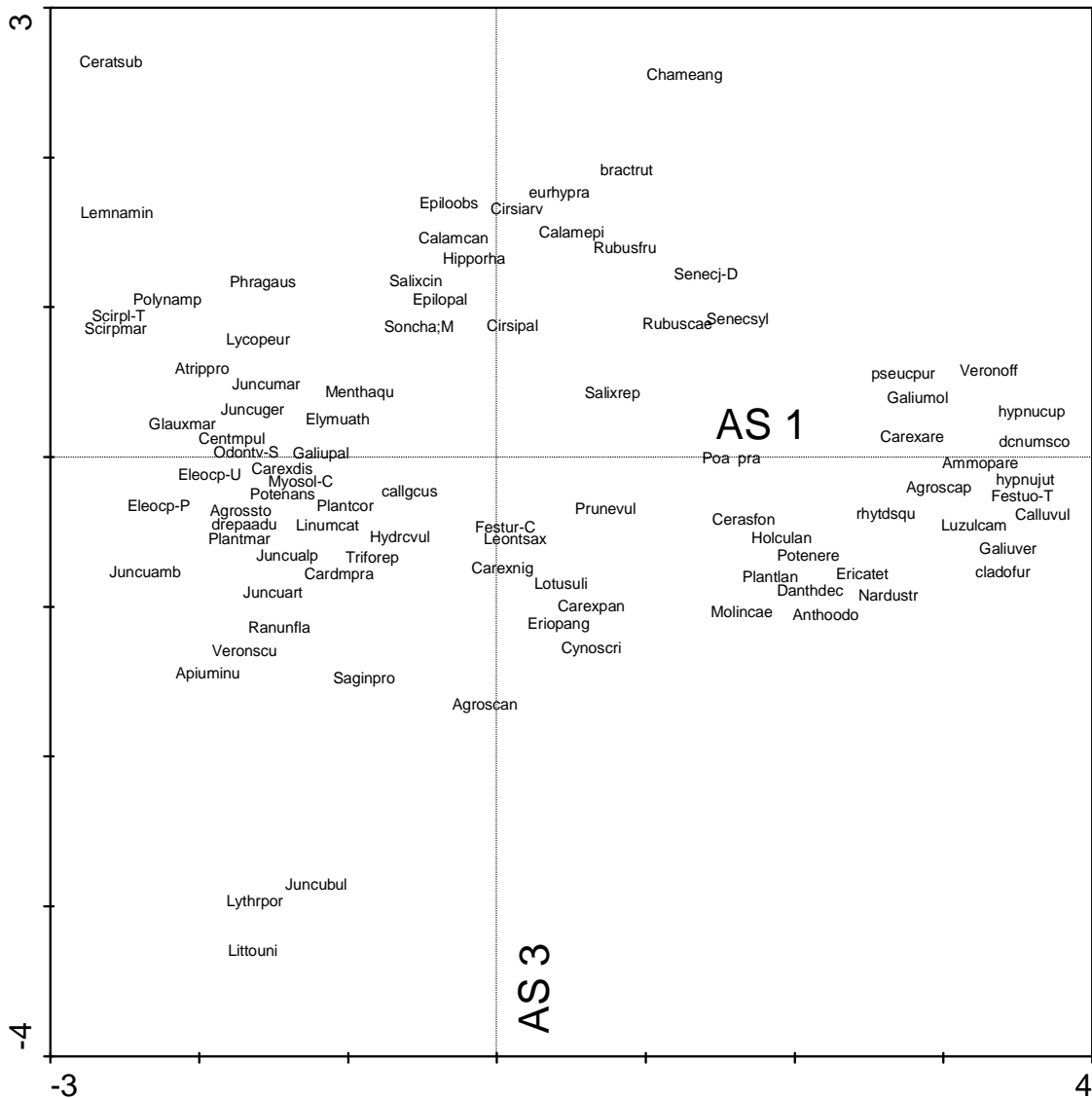
Agrosca: *Agrostis canina*, Agrosca: *Agrostis capillaris*, Agrossto: *Agrostis stolonifera*, Ammpoare: *Ammophila arenaria*, Anthoodo: *Anthoxanthum odoratum*, Apiuminu: *Apium inundatum*, Atrippro: *Atriplex prostrata*, bractrut: *Brachythecium rutabulum*, Calamcan: *Calamagrostis canescens*, Calamepi: *Calamagrostis epigejos*, callgcu: *Calliergonella cuspidata*, Calluvul: *Calluna vulgaris*, Cardmpra: *Cardamine pratensis*, Carexare: *Carex arenaria*, Carexdis: *Carex distans*, Carexnig: *Carex nigra*, Carexpan: *Carex panicea*, Centmpul: *Centaurium pulchellum*, Cerasfon: *Cerastium fontanum*, Ceratsub: *Ceratophyllum submersum*, Chameang: *Chamerion angustifolium*, Cirsiarv: *Cirsium arvense*, Cirsipal: *Cirsium palustre*, cladofur: *Cladonia furcata*, Cynoscri: *Cynosurus cristatus*, Danthdec: *Danthonia decumbens*, dcnmsco: *Dicranum scoparium*, drepaadu: *Drepanocladus aduncus*, Eleocp-P: *Eleocharis palustris* subsp. *palustris*, Eleocp-U: *Eleocharis palustris* subsp. *uniglumis*, Elymuath: *Elymus athericus*, Epiloo: *Epilobium obscurum*, Epilopal: *Epilobium palustre*, Ericatet: *Erica tetralix*, Eriopang: *Eriophorum angustifolium*, eurhypra: *Eurhynchium praelongum*, Festuo-T: *Festuca ovina* subsp. *tenuifolia*, Festur-C: *Festuca rubra* subsp. *commutata*, Galiumol: *Galium mollugo*, Galiupal: *Galium palustre*, Galiuver: *Galium verum*, Glauxmar: *Glaux maritima*, Hieraumb: *Hieracium umbellatum*, Hipporha: *Hippophae rhamnoides*, Holculan: *Holcus lanatus*, Hydrvcul: *Hydrocotyle vulgaris*, hypnucup: *Hypnum cupressiforme*, hypnujut: *Hypnum jutlandicum*, Juncualp: *Juncus alpinoarticulatus*,



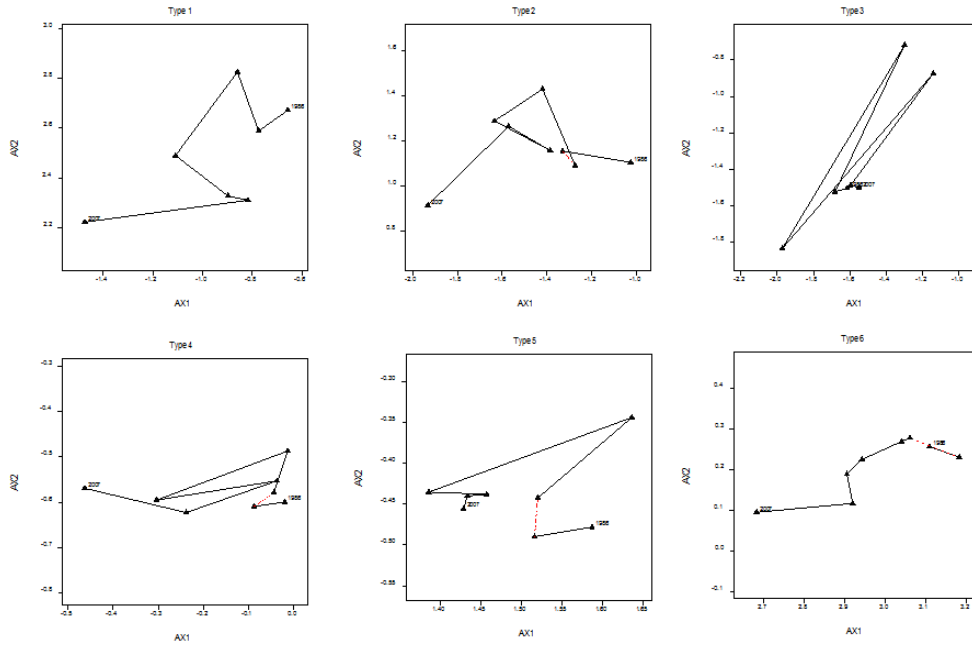
Juncuamb: *Juncus ambiguus*, Juncuart: *Juncus articulatus*, Juncubul: *Juncus bulbosus*, Juncuger: *Juncus gerardi*, Juncumar: *Juncus maritimus*, Lemnamin: *Lemna minor*, Leontsax: *Leontodon saxatilis*, Linumcat: *Linum catharticum*, Littouni: *Littorella uniflora*, Lotusuli: *Lotus uliginosus*, Luzulcam: *Luzula campestris*, Lycopour: *Lycopus europaeus*, Lythpor: *Lythrum portula*, Menthaqu: *Mentha aquatica*, Molincae: *Molinia caerulea*, Myosol-C: *Myosotis laxa* (subsp. *cespitosa*), Nardustr: *Nardus stricta*, Odontv-S: *Odontites verna*, Phragaus: *Phragmites australis*, Plantcor: *Plantago coronopus*, Plantlan: *Plantago lanceolata*, Plantmar: *Plantago maritima*, Poa pra: *Poa pratensis*, Polynamp: *Polygonum amphibium*, Potenans: *Potentilla anserina*, Potenere: *Potentilla erecta*, Prunevul: *Prunella vulgaris*, pseucpur: *Pseudoscleropodium purum*, Ranunfla: *Ranunculus flammula*, rhytdsqu: *Rhytidadelphus squarrosus*, Rubuscae: *Rubus caesius*, Rubusfru: *Rubus fruticosus*, Saginpro: *Sagina procumbens*, Salixcin: *Salix cinerea*, Salixrep: *Salix repens*, Scirpl-T: *Scirpus lacustris* subsp. *tabernaemontani*, Scirpmar: *Scirpus maritimus*, Senecj-D: *Senecio jacobea*, Senecsyl: *Senecio sylvaticus*, Soncha;M: *Sonchus arvensis* var. *maritimus*, Triforep: *Trifolium repens*, Veronoff: *Veronica officinalis*, Veronscu: *Veronica scutellata*.



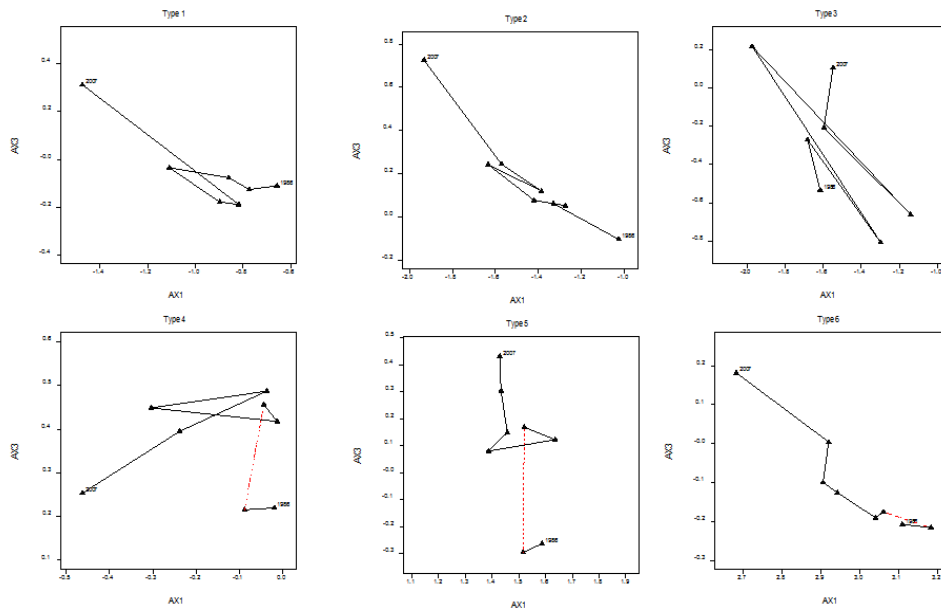
Figuur 4.4.2C Centroiden van de plot / opnamejaar combinaties in DCA: eerste as (horizontaal) tegen derde as (verticaal). De symbolen voor elk type corresponderen met de verschillende opnamejaren; zie [figuur 4.4.3B](#) voor een uitvergroting van de tijdpaden.
Centroids of plots / observation year combinations in DCA: first (horizontal and third (vertical) axis). Different symbols for each type correspond to different points in time. See [figure 4.4.3B](#) for a magnification of the temporal trends per type.



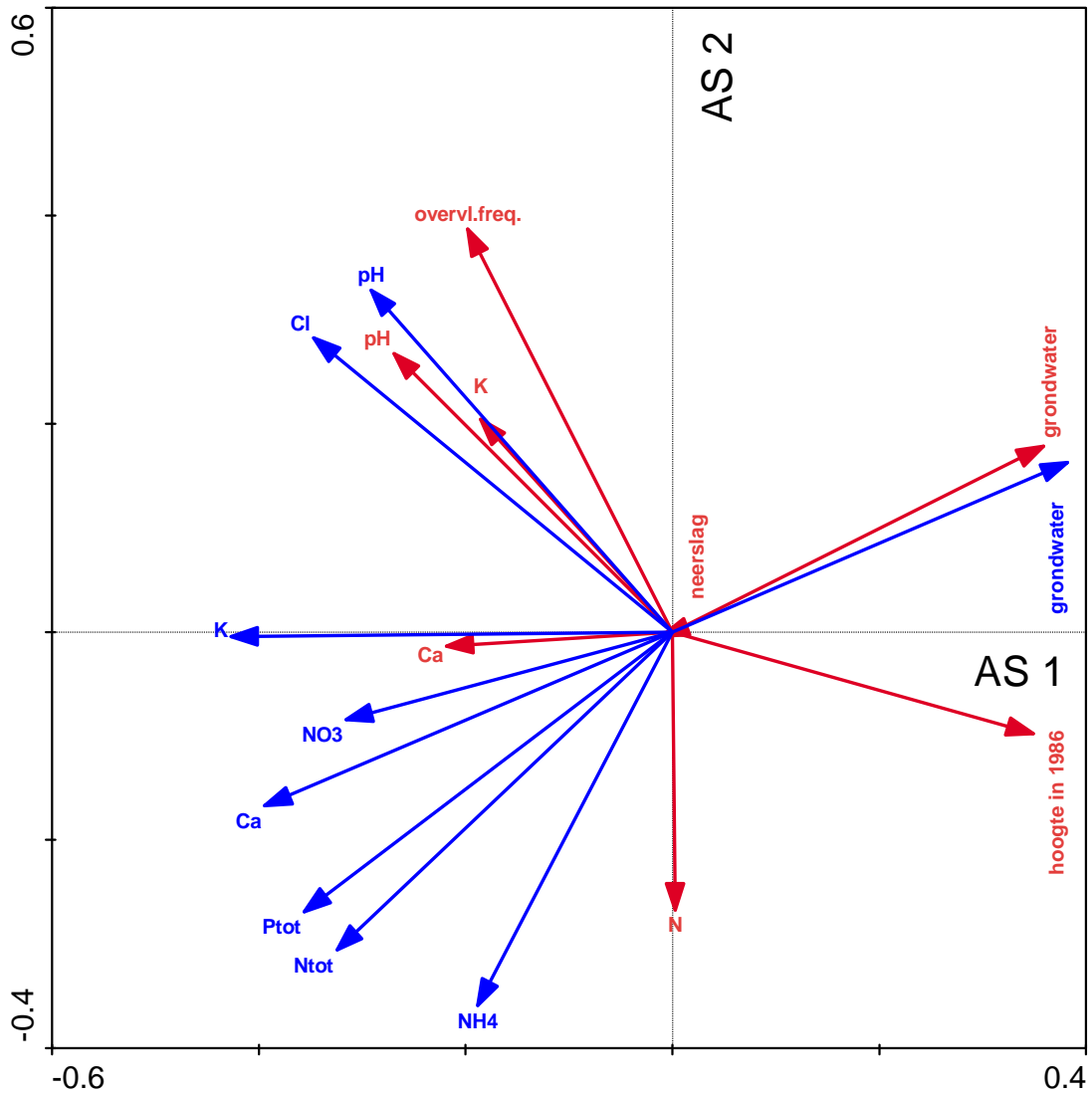
Figuur 4.4.2D DCA soortenplot, eerste as (horizontaal) tegen derde as (verticaal). Soorten met een gewicht < 5% van het maximumgewicht zijn niet geplot. Eigenwaarden, aantallen opnamen en soorten zie [figuur 4.4.2B](#). Deze plot en [figuur 4.4.2B](#) verklaren samen $(0.712+0.612+0.448) / 13.582 = 13.0\%$ van de variantie in de abundanties van de soorten. DCA species plot, first (horizontal) and third (vertical) axis. Further explanation see [figure 4.4.2B](#); this plot, together with the plot in [figure 4.4.2B](#) explains 13.0% of the variance in the species' abundances.



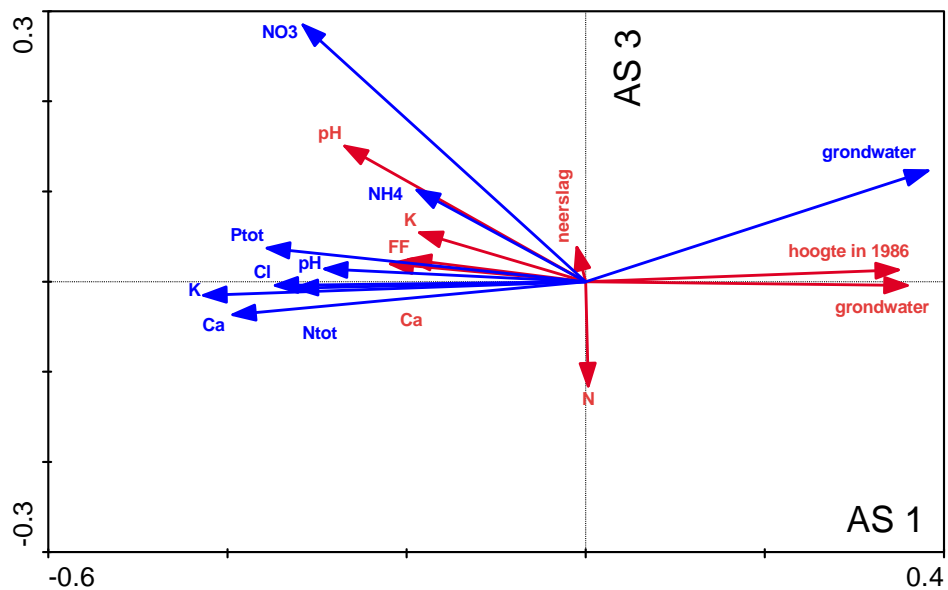
Figuur 4.4.3A *Uitvergroting van de tijdspaden per type, eerste tegen tweede as. In sommige typen is 1989 tweemaal geplot, met en zonder de in dat jaar aangelegde plots, en verbonden met een rode stippellijn.*
Magnification of temporal trajectories per type: first and second axis. For some of the types 1989 is plotted twice, with and without the plots installed in that year, and connected by a red dashed line.



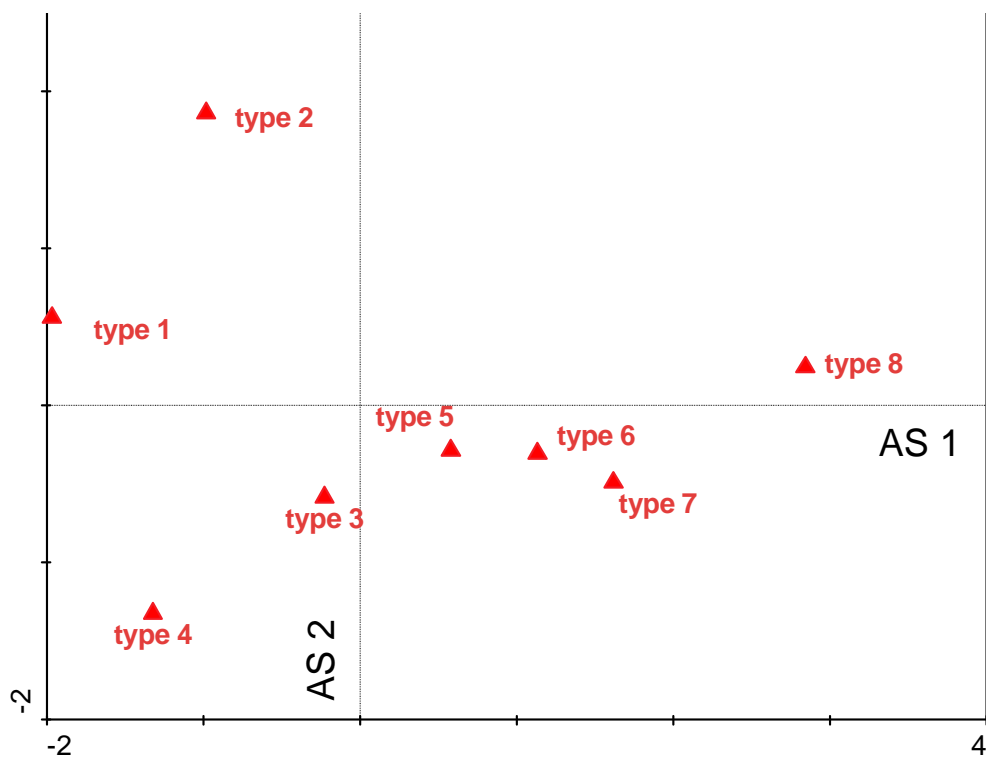
Figuur 4.4.3B *Uitvergroting van de tijdspaden per type, eerste tegen derde as. In sommige typen is 1989 tweemaal geplot, met en zonder de in dat jaar aangelegde plots, en verbonden met een rode stippellijn.*
Magnification of temporal trajectories per type: first and third axis. For some of the types 1989 is plotted twice, with and without the plots installed in that year, and connected by a red dashed line.



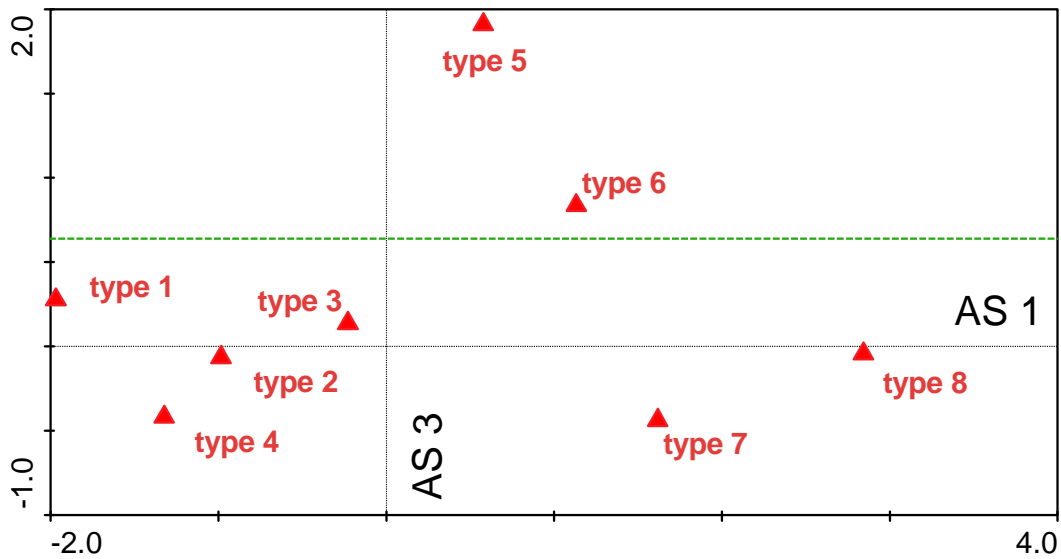
Figuur 4.4.4A Correlatie van assen 1 en 2 uit [figuur 4.4.2](#) met de abiotische variabelen die een significant effect hebben (rood) en met de indicatiewaarden (blauw). De loodrechte projectie van iedere pijlpunt op iedere as is een maat voor de correlatie met die as (naar boven en naar rechts: positief, naar onder en naar links: negatief), de cosinus van de ingesloten hoek maal de lengte is een maat voor de onderlinge correlatie (vgl. [bijlage 4.4. B](#)). Als deze plot over het soortenplot ([figuur 4.4.2B](#)) wordt geprojecteerd is de loodrechte projectie van iedere soort op iedere pijl een maat voor de optimum van die soort ten opzichte van die variabele (met oorsprong: gemiddelde, pijlpunt: gemiddelde + standaarddeviatie, pijlpunt gespiegeld ten opzichte van de oorsprong: gemiddelde – standaarddeviatie). Correlation of axes 1 and 2 from [figure 4.4.2](#) with measured environmental variables (red) and environmental conditions inferred from the plots' species composition (blue).



Figuur 4.4.4B Correlatie van assen 1 en 3 uit [figuur 4.4.2](#) met de abiotische variabelen die een significant effect hebben (rood) en met de indicatiewaarden (blauw).
Correlation of axes 1 and 3 from [figure 4.4.2](#) with measured environmental variables (red) and environmental conditions inferred from the plots' species composition (blue).



Figuur 4.4.5A Nieuwe typologie geprojecteerd in het DCA diagram van [figuur 4.4.2](#): eerste tegen tweede as op dezelfde schaal en binnen het kader van [figuur 4.4.2A](#). Zie [tabel 4.4.1](#) voor de betekenis van de typen en de relatie met de 'oude' typologie.
New typology projected into the DCA diagram of [figure 4.4.2](#), on the same scale and the same plotting area. See [table 4.4.1](#) for an explanation of the types and their relation with the 'old' types.



Figuur 4.4.5B Nieuwe typologie geprojecteerd in het DCA diagram, op dezelfde schaal als [figuur 4.4.2](#): eerste tegen derde as. Let er op dat het kader naar boven is verruimd, de groene stippellijn geeft het kader van [figuur 4.4.2C](#) aan. Zie [tabel 4.4.1](#) voor de betekenis van de typen en de relatie met de 'oude' typologie. New typology projected into the DCA diagram of [figure 4.4.2](#), on the same scale but with enlarged plotting area (green dashed line = plotting area of [figure 4.4.2](#)). See [table 4.4.1](#) for an explanation of the types and their relation with the 'old' types.

4.4.3.3. Relatie tussen vegetatie en gemeten abiotische variabelen

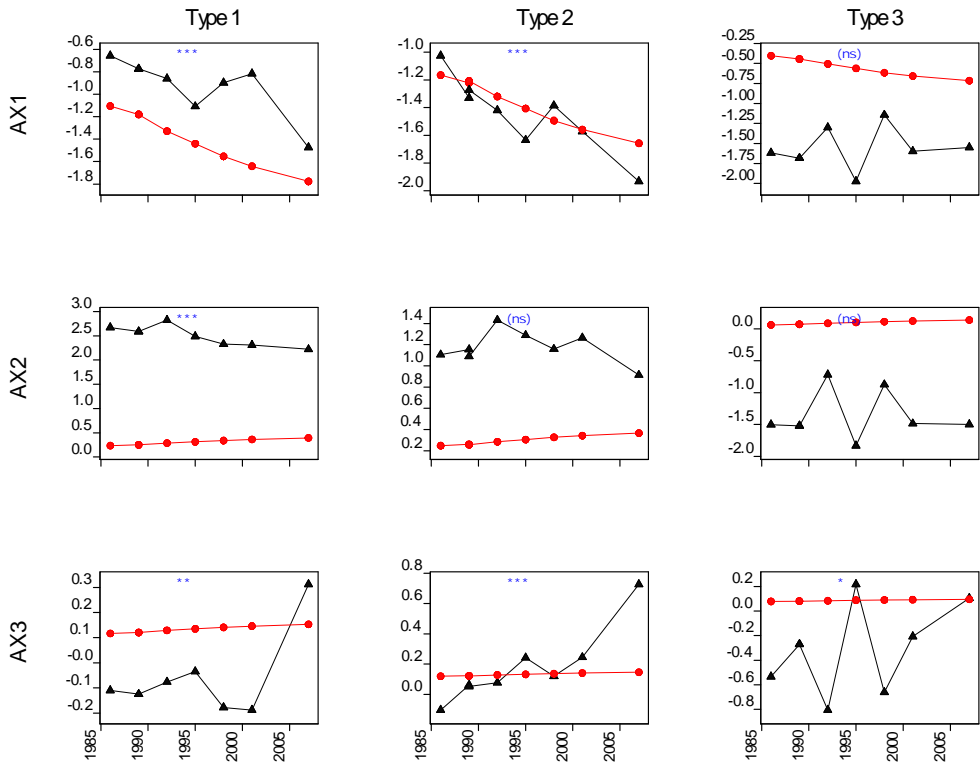
Het effect van de abiotische variabelen op de vegetatie is vastgesteld middels CCA. Het percentage verklaarde variantie is op twee manieren vastgesteld: bij voorwaartse selectie als toename van het totale percentage verklaarde variantie bij opnemen van elke variabele in het model, en na de selectieprocedure als afname van het totale percentage verklaarde variantie bij weglaten van elke variabele uit het model. Het laatste is het uniek aan elke variabele toe te schrijven percentage verklaarde variantie. Bij de selectie zijn uitsluitend die variabelen in beschouwing genomen die een direct effect op de vegetatie kunnen hebben, en in elke stap slechts die variabelen die een correlatie van $|R| < 0.7$ met alle op dat moment reeds in het model aanwezige variabelen hebben (zie [bijlage 4.4 B](#) voor de correlatiematrix van de abiotische variabelen). [Tabel 4.4.8](#) geeft het resultaat van de selectieprocedure. Het blijkt dat voorjaarsgrondwaterstand en overvloedingsfrequentie de belangrijkste verklarende variabelen zijn, die zowel bij de selectie als bij weglaten elk ongeveer evenveel variantie verklaren. Maar ook de hoogteligging in 1986 verklaart een deel variantie, zij het beduidend minder dan de in de tijd variabele grootheden. Dit wijst er op dat een deel van de variatie in de vegetatie die samenhangt met hoogteligging niet direct wordt veroorzaakt door de van hoogteligging afhankelijke grootheden grondwaterstand en overvloedingsfrequentie. Dit kan veroorzaakt worden door na-ijling van de vegetatie op de veranderingen in grondwaterstand en overvloedingsfrequentie, maar ook door verschillen in bodemchemie die samenhangen met hoogteligging, en die niet gemeten zijn. Van de mogelijk relevante bodemchemische variabelen komen de concentraties van N, K en Ca en de pH in het model voor, maar bij voorbeeld de hoeveelheid organische stof en de C/N ratio zijn in dit project niet gemeten en waarschijnlijk mede bepalend voor de vegetatie. Omdat deze variabelen waarschijnlijk een relatie met hoogteligging hebben kunnen zij indirect verantwoordelijk zijn voor het significante effect van hoogteligging.

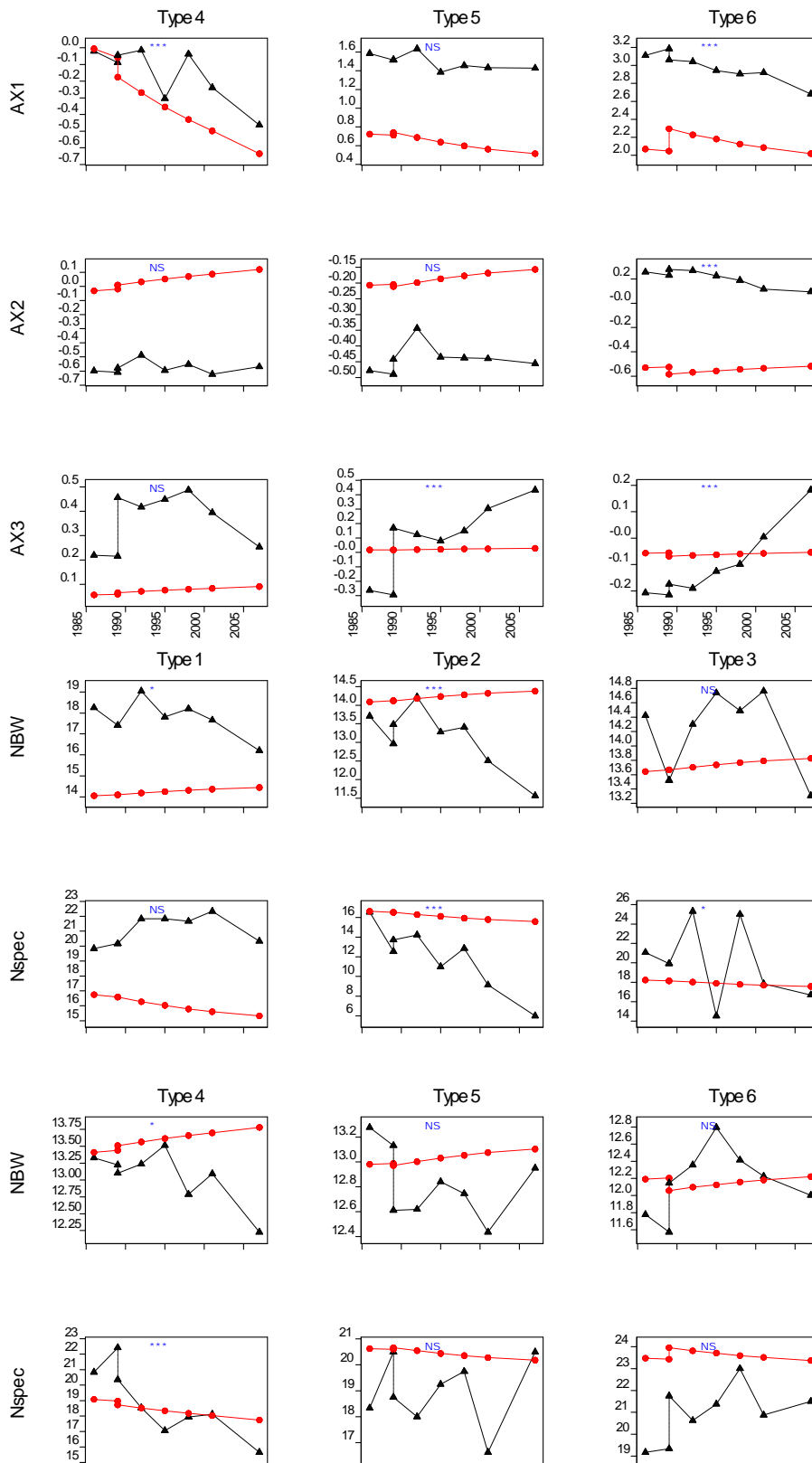
De bodemchemische variabelen die een significant effect hebben, verklaren veel minder variantie dan grondwaterstand, overvloedingsfrequentie en hoogteligging, behalve pH. Merk op dat pH deels staat voor het verschil zoet - zout (vgl. de correlatiematrix in [bijlage 4.4. B](#): lagere ligging en hogere overvloedingsfrequentie gaan samen met een hogere pH). Ook netto neerslag blijkt een significant effect te hebben, maar merk op dat deze variabele een sterke temporele trend heeft (zie [bijlage 4.4. B](#): de correlatie met het jaartal is $R=0.49$). Daarom kan hier ook sprake zijn van een schijneffect doordat deze term elke monotone trend in de vegetatie tot op



zekere hoogte kan beschrijven. Het hele model verklaart ruim 15% variantie (merk op dat de percentages verklaarde variantie bij multivariate technieken altijd betrekkelijk laag zijn en waarden rond 15% voor de relatie tussen vegetatie en gemeten omgevingscondities zeer gebruikelijk).

In [figuur 4.4.4](#) zijn de in [tabel 4.4.8](#) geselecteerde abiotische variabelen in de ruimte van het DCA plot van [figuur 4.4.2](#) geprojecteerd, samen met de indicatiewaarden (abiotische variabelen geschat op grond van de aanwezige soorten). Deze figuur is gebruikt voor de in [hoofdstuk 4.4.3.1.2](#) gegeven analyse van het DCA plot. Er zijn twee hoofdrichtingen van variatie die ongeveer loodrecht op elkaar staan, en die samenhangen met resp. grondwaterstand en overvloedingsfrequentie. Deze hoofdrichtingen van variatie vallen niet geheel samen met de eerste twee assen maar zijn ten opzichte hiervan enigszins verdraaid. Toch is er in de verdere analyse van uitgegaan dat de eerste as vooral staat voor de droog - nat gradiënt en de tweede as voor de zoet - zout gradiënt. Merkwaardig is dat de gradiënt in trofiegraad langs de derde as, die duidelijk blijkt uit de posities van de soorten langs deze as, niet wordt bevestigd door de relatie van het gemeten N-totaal gehalte in de bodem met deze as ([figuur 4.4.4B](#)). Wellicht was dit duidelijker geweest wanneer ook het percentage organische stof, de C/N ratio en de concentraties aan vrij NH₄ en NO₃ in de bodemanalyses waren meegenomen in plaats van alleen N-totaal (aanbeveling voor vervolgonderzoek!). De derde as is wel positief gerelateerd met de NH₄- en NO₃- gehalten zoals geschat uit de aanwezige soorten ([figuur 4.4.4B](#), blauwe pijl).





Figuur 4.4.6 Tijdsverloop per toestandsindicator per type, zwart = gevonden, rood = voorspeld op grond van actuele hoogteligging, blauw = significantie van de temporele veranderingen: *** = $P < 0.001$, ** = $P < 0.01$, * = $P < 0.05$, (ns) = lineaire trend niet significant maar temporele variatie wel, NS = temporele variatie niet significant ($P > 0.05$).
Temporal shift per state indicator, black = observed, red = expected on the basis of actual elevation, blue = significance of temporal change: *** = $P < 0.001$, ** = $P < 0.01$, * = $P < 0.05$, (ns) = linear trend not significant but significant temporal variation present, NS = no significant temporal variation ($P > 0.05$).



4.4.3.4. Effect van bodemdaling

Evenals in de analyse van 2005 is ervan uitgegaan dat het verband tussen de vegetatie en de in de tijd veranderlijke omgevingsvariabelen beschreven kan worden aan de hand van de ruimtelijke variatie aan het begin van de monitoring. Vervolgens kan dit verband gebruikt worden om een verwachting uit te spreken omtrent de verandering in de vegetatie die op zal treden wanneer de omgevingsvariabelen veranderen. Een belangrijke aanname hierbij is dat er geen tijdsvertraging optreedt: de vegetatie aan het begin van de monitoring wordt geacht in evenwicht te zijn met de omgevingsvariabelen, en als die omgevingsvariabelen veranderen, volgt de vegetatie die veranderingen onmiddellijk. Verder was een belangrijke aanname in de analyse van 2005 dat de bodemdaling lineair in ruimte en tijd is. Voor de huidige analyse is deze aanname van lineariteit niet meer nodig, terwijl de aanname omtrent na-ijling minder stringet is: een na-ijling van enkele jaren moet in principe detecteerbaar zijn.

In tegenstelling tot de analyse van 2005 is thans het verband tussen omgevingsvariabelen en vegetatie niet gekalibreerd voor 1986, maar voor 1989. Hiervoor zijn twee redenen: (1) in 1986 is de GVG niet gemeten maar geschat op grond van hoogteligging en neerslag, en (2) de PQ's van transect 6 zijn in 1986 niet opgenomen. Het verwachte tijdsverloop van de vijf toestandsindicatoren is bepaald op grond van het verband van deze variabelen over alle typen in 1989 met (1) hoogteligging, (2) grondwaterstand en (3) overvloedingsfrequentie. Deze drie verwachtingen zijn, tezamen met het gevonden tijdsverloop, geplot per indicator per type. De resultaten worden gegeven in de [figuren 4.4.6](#) (hoogteligging), [4.4.7](#) grondwaterstand en [4.4.8](#) overvloedingsfrequentie.

In [figuur 4.4.6](#) is te zien dat op grond van de dalende hoogteligging een daling in de scores op de eerste as wordt verwacht voor alle typen. Voor de typen met een significante temporele trend (dit zijn alle typen behalve 3 en 5) wordt deze daling inderdaad gevonden, en loopt deze ook ongeveer parallel aan de verwachting. Langs de tweede as wordt op grond van de hoogteligging weinig verandering verwacht, en voor de typen die langs deze as een significante trend hebben (typen 1 en 6) is deze trend tegengesteld aan de verwachting (namelijk dalend in plaats van stijgend). Langs de derde as wordt op grond van het effect van hoogteligging in 1989 vrijwel geen verandering verwacht, terwijl er in werkelijkheid meestal sprake is van een sterk stijgende trend (behalve voor type 4, en niet zo sterk voor type 3). Op grond van het bovenstaande kan worden geconcludeerd dat de dalende trend langs de eerste as mogelijk samenhangt met bodemdaling, maar de stijgende trend langs de tweede as niet. Voor de NBW geldt dat een stijgende trend verwacht wordt ([figuur 4.4.6](#)), terwijl de trend, als deze aanwezig is, in werkelijkheid dalend is. De dalende trend in het aantal soorten in typen 2, 3 en 4 is wel conform de verwachting, hoewel de daling in werkelijkheid wel veel sneller verloopt dan in de verwachting. Het is daarom onwaarschijnlijk dat de veranderingen in de biodiversiteitsindicatoren (in elk geval die in NBW) samenhangen met bodemdaling.

[Figuur 4.4.7](#) toont het gevonden tijdsverloop van de indicatoren tezamen met de verwachting op grond van de grondwaterstand. Opvallend is dat hier voor type 3 langs de eerste as, en in mindere mate ook langs de tweede as, de gevonden waarden zeer goed overeenstemmen met de verwachte. Voor dit type is er geen significante trend maar is de temporele variatie wel significant, en blijktbaar wordt die variatie voor een groot deel bepaald door de variatie in grondwaterstand. Voor typen 1 en 2 stemt de temporele variatie in de gevonden en de verwachte waarden overeen, op de daling tussen 2001 en 2007 na; hier wordt een stijging verwacht. Ook voor type 4 is er overeenstemming, het minimum in 1995 en het lokale maximum in 1998 in de verwachting zien we terugkomen in de gevonden waarde. Maar ook hier is de waarde voor 2007 weer sterk afwijkend. De significant dalende trend in type 6 is echter in het geheel niet in overeenstemming met de stijgende trend die verwacht wordt op grond van de grondwaterstand. Voor de tweede as wordt weinig verandering verwacht op grond van de grondwaterstand, en de gevonden veranderingen (voor zo ver significant) stemmen niet overeen met de verandering in grondwaterstand, met uitzondering van type 3. Voor de derde as geldt weer hetzelfde als voor de verwachting op grond van hoogteligging: er wordt weinig verandering verwacht en de sterke stijging is dus ook niet te verklaren uit schommelingen in grondwaterstand. Voor de biodiversiteitsindicatoren geldt dat weinig verandering wordt verwacht, en de gevonden patronen (voor zo ver significant) niet lijken op de verwachte.



Figuur 4.4.8 toont het gevonden tijdsverloop van de indicatoren tezamen met de verwachting op grond van de overvloedingsfrequentie. Evenals voor grondwaterstand is er hier langs de eerste as een goede overeenstemming voor de typen 1 en 2 (ook in de waarden voor 2001 en 2007) en in iets mindere mate voor type 4. Voor de andere typen wordt langs de eerste as weinig verandering verwacht. Langs de tweede as is er ook overeenstemming voor de typen 1 en 2, in elk geval wordt het verwachte lokale maximum in 1991 hier ook gevonden, en in type 2 ook het lokale minimum in 1998. De sterke schommelingen in de verwachtingswaarde voor type 4 langs de tweede as komen niet terug in het gevonden patroon; de temporele variatie is hier niet significant. Voor de derde as geldt weer hetzelfde als voor de andere twee indicatoren: er wordt weinig verandering verwacht terwijl er in werkelijkheid een sterke stijging optreedt. Ook in de biodiversiteitsindicatoren wordt weinig verandering verwacht, en de dalende trend is dus ook op deze manier niet te verklaren.

Samenvattend blijkt dat de veranderingen langs de eerste, en in mindere mate langs de tweede as, voor een groot deel verklaarbaar zijn op grond van veranderingen in hoogteligging, grondwaterstand en overvloedingsfrequentie, en daarmee tenminste voor een deel veroorzaakt kunnen zijn door bodemdaling. Echter, de meest uitgesproken temporele trend, namelijk die tot hogere waarden op de derde as, is in het geheel niet verklaarbaar uit hoogteligging, grondwaterstand of overvloedingsfrequentie, en deze trend wordt dus zeker niet door bodemdaling veroorzaakt.

Voor type 3 geldt dat de temporele schommelingen goed verklaarbaar zijn uit schommelingen in grondwaterstand; een trend is hier niet aanwezig en dus waarschijnlijk ook geen effect van bodemdaling. Voor de typen 1 en 2 is de dalende trend langs de eerste as goed verklaarbaar uit de stijgende trends in grondwaterstand en overvloedingsfrequentie. Voor type 4 is dit ook het geval zij het minder duidelijk. Type 5 heeft geen significante trend langs de eerste twee assen. Voor type 6 is de dalende trend langs de eerste as alleen verklaarbaar uit de hoogteligging zelf, maar niet uit de schommelingen in grondwaterstand en overvloedingsfrequentie. Dit is merkwaardig daar hoogteligging geen direct effect heeft op de vegetatie, en het moeilijk is voor te stellen dat een indirect effect anders tot stand komt dan via grondwaterstand of overvloedingsfrequentie. Mogelijk is hier sprake van een schijneffect dat loopt via de temporele trend van een andere variabele. Dit zou de netto neerslag kunnen zijn, die in de tijd sterk toeneemt, en waarbij de verwachting is dat die toename leidt tot een verschuiving naar de 'nattere' kant, dus lagere waarden op de eerste as.

De dalende trend in de biodiversiteitsindicatoren is voor de meeste typen niet verklaarbaar uit hoogteligging, grondwaterstand of overvloedingsfrequentie. Om enige indicatie van de oorzaak van deze trend te krijgen zijn de biodiversiteitsindicatoren geprojecteerd in de DCA plots van **figuur 4.4.2**. **Figuur 4.4.9** geeft het resultaat. Wanneer de tijdspaden per type in deze figuren geprojecteerd worden, blijkt de veranderingen in NBW in de typen 1 en 2 niet zijn toe te schrijven aan de verplaatsing langs de eerste en de tweede as; het tijdspad loopt hier ongeveer parallel aan de isolijnen voor NBW. De afname in aantal soorten in type 2 kan wel hieruit verklaard worden, omdat het tijdspad hier ongeveer loodrecht op de isolijnen voor aantal soorten staat. Voor type 4 is afname in NBW ook te verklaren uit de verplaatsing langs de eerste as. De afname in NBW van de typen 1 en 2 is het best te verklaren uit de verplaatsing langs de derde as, omdat hogere waarden hier gepaard gaan met een sterke afname in NBW. Voor type 4 geldt deze verklaring niet omdat hier de verplaatsing langs de derde as niet significant is.

De gevonden verbanden tussen de toestandsindicatoren en de hoogteligging tonen aan dat bodemdaling een mogelijke oorzaak van een deel van de veranderingen in de vegetatie is; dit geldt in elk geval voor de veranderingen die gerepresenteerd worden door de verschuivingen langs de eerste en de tweede as voor de typen 1, 2 en 4. Maar hoewel voorgaande analyse bodemdaling als oorzaak voor een aantal veranderingen kan uitsluiten (met name de verschuiving langs de derde as), is deze op zich onvoldoende om het werkelijke aandeel van bodemdaling in de verandering van de vegetatie te schatten. Om toch tot een dergelijke schatting te komen is als volgt geredeneerd:

- het effect van grondwaterstand en overvloedingsfrequentie op de vegetatie bleek groot te zijn (**tabel 4.4.8**). Daarom is er van uitgegaan dat, als er reële effecten van bodemdaling zijn, deze tot stand komen via verhoging van de grondwaterstand of de overvloedingsfrequentie. Beiden blijken inderdaad een stijgende trend te hebben, in elk geval vanaf 1998 (**figuur 4.4.10 en 4.4.11**);



- voor deze stijgende trends zijn twee mogelijke oorzaken: bodemdaling en weersinvloeden. Die weersinvloeden zijn voor grondwaterstand te karakteriseren als de netto neerslag, en voor overvloedingsfrequentie als de overvloedingsfrequentie op 2 m +NAP (het 'zeespiegelregime'). Probleem hierbij is dat de netto neerslag zelf ook een sterk stijgende trend heeft, waardoor effecten van toenemende neerslag en bodemdaling moeilijk te scheiden zijn.

Tabel 4.4.9 geeft het resultaat van een regressie van grondwaterstand resp. overvloedingsfrequentie op hoogteligging en bovengenoemde weersinvloeden. Hierbij zijn de PQ's zelf als covariabele meegenomen, dat wil zeggen de ruimtelijke variatie speelt geen rol en de tabel geeft uitsluitend de temporele effecten; voor hoogteligging is dat dus de bodemdalingscomponent daarvan. Het blijkt dat de overvloedingsfrequentie in significante mate door bodemdaling wordt beïnvloed, ook indien rekening gehouden wordt met het (weersafhankelijke) zeespiegelregime. Afgemeten naar percentage verklaarde variantie is de invloed van bodemdaling hierbij iets groter geweest van die van zeespiegelregime. Voor grondwaterstand is dit anders: hoewel regressie van grondwaterstand op alleen hoogteligging een significante relatie oplevert, verdwijnt de significantie van hoogteligging wanneer ook een term voor netto neerslag wordt opgenomen. Dit duidt er op dat de stijging van de grondwaterstand voornamelijk of uitsluitend voor de toename van de netto neerslag wordt veroorzaakt en niet door bodemdaling. Hierbij dient wel opgemerkt te worden dat zowel netto neerslag als bodemdaling een sterke temporele trend hebben en daardoor onderling vrij sterk gecorreleerd zijn (zie **bijlage 4.4 B**: $R = -0.37$) wat het scheiden van de effecten van beiden bemoeilijkt en de onzekerheid in de regressiecoëfficiënten vergroot (en dus de kans op het vinden van een significant effect verkleint). De regressiecoëfficiënt voor netto neerslag heeft echter wel een aannemelijke waarde (ruim 1, merk op dat een klein poriënvolume leidt tot waarden > 1 en laterale afstroming tot waarden < 1); dit geldt zowel met als zonder een term voor hoogteligging.

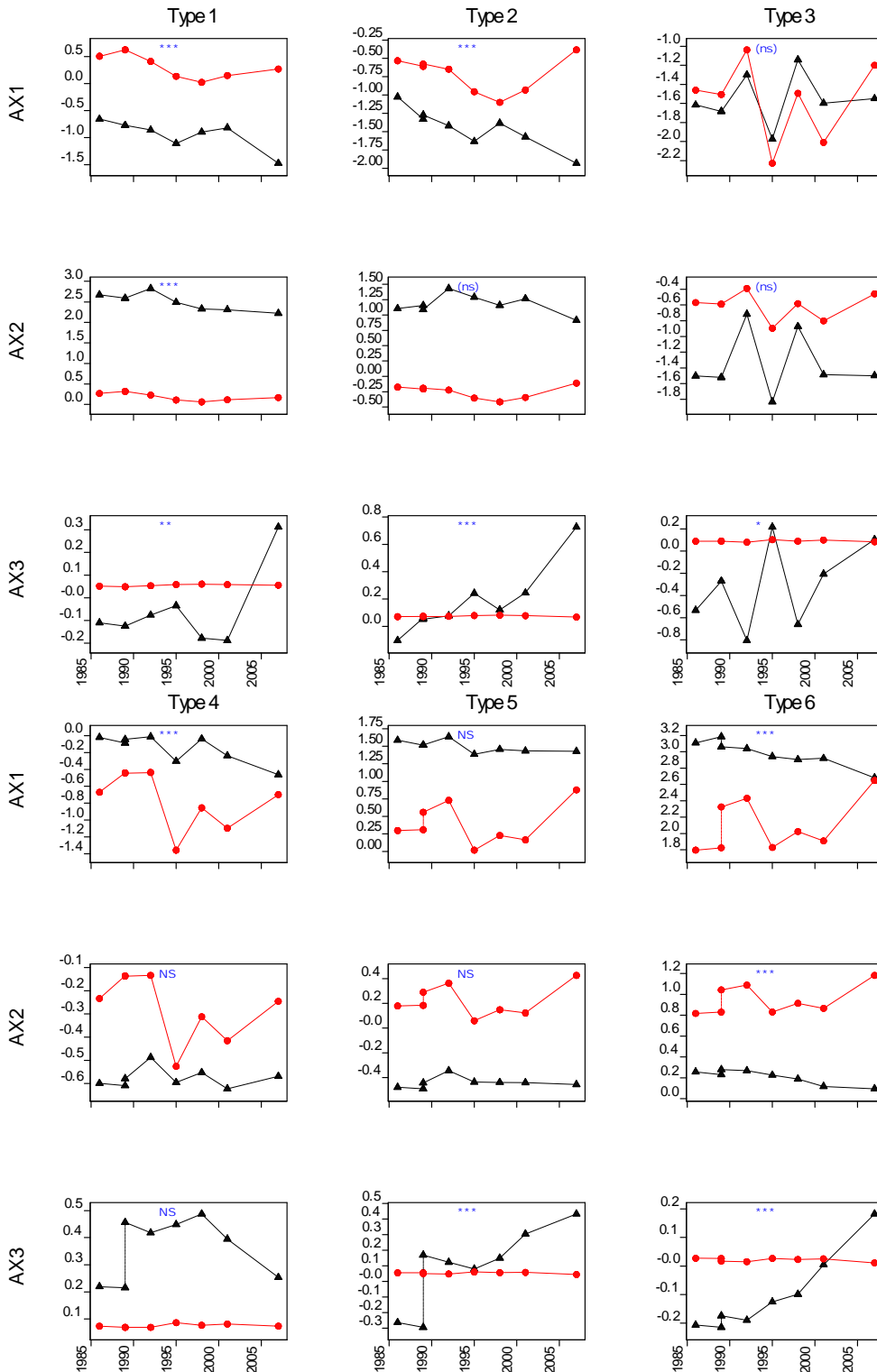
Geconcludeerd moet worden dat de vegetatieveranderingen die samenhangen met overvloedingsfrequentie zeer waarschijnlijk deels (voor ongeveer de helft) door bodemdaling zijn veroorzaakt. Dit betreft (1) de verzilting, of de verschuiving langs de tweede as; en (2) een deel van de vernatting, of van de verschuiving langs de eerste as (namelijk, het deel dat een gevolg is van de toegenomen overvloedingsfrequentie; hoe groot dit deel is, is niet aan te geven). Maar voor de veranderingen die samenhangen met stijging van de grondwaterstand is geen verband met bodemdaling aantoonbaar. Deze veranderingen worden waarschijnlijk vooral veroorzaakt door weersinvloeden, namelijk de stijgende trend in de netto neerslag. Dit betreft een deel van de vernatting of van de verschuiving langs de eerste as (namelijk, het deel dat niet veroorzaakt wordt door de toegenomen overvloedingsfrequentie).

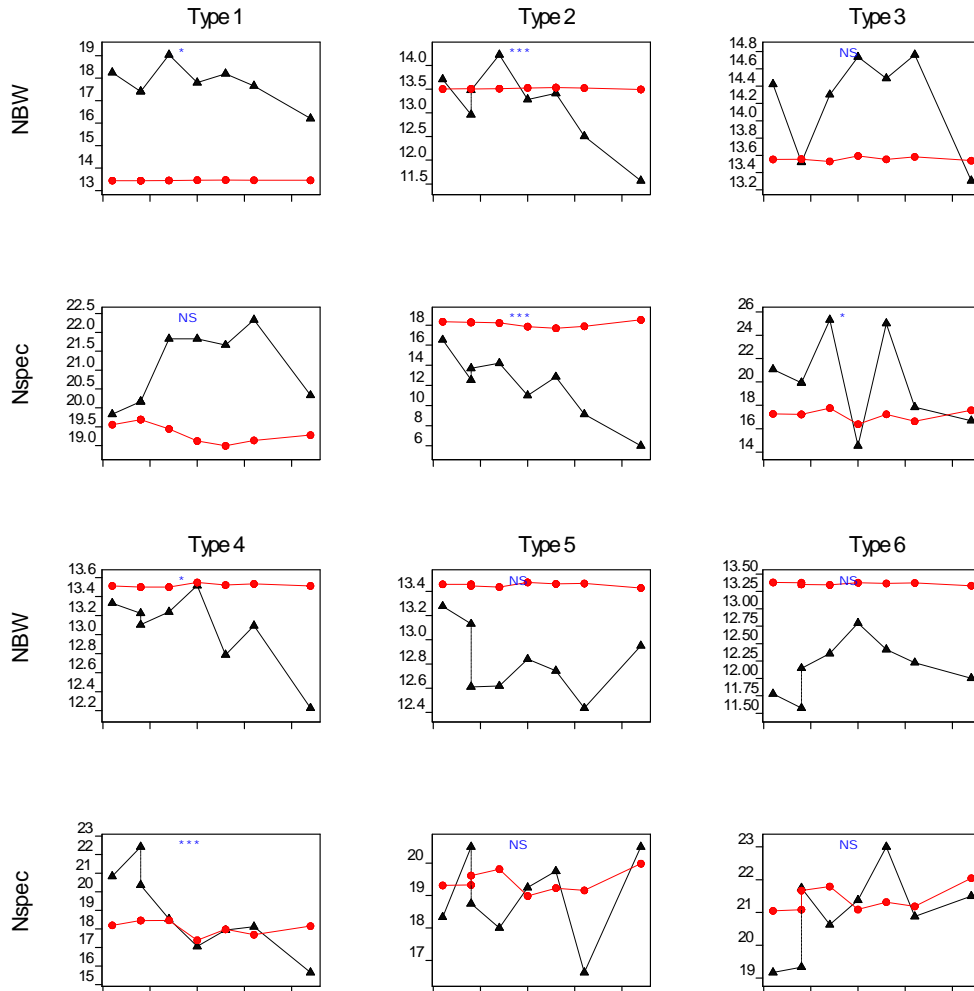
Tabel 4.4.6 *Regressie van grondwaterstand (boven) en overvloedingsfrequentie (onder) op weersinvloeden (netto neerslag resp. zeespiegelregime) en hoogteligging, met de PQ's als covariabelen. Gefit model: $Y = a_{PQ} + a_1 \cdot (P_{net} \text{ resp. } F200) + a_2 \cdot Z_i$ met a_{PQ} : PQ-afhankelijke constante, a_n : regressiecoëfficiënt, P_{net} : netto neerslag, Z_i : actuele hoogteligging, $F200$: $\log(\text{overvloedingsfrequentie op } 2m+NAP)$ ('zeespiegelregime'), %VV: percentage verklaarde variantie, %VVuniek: uniek aan de betreffende variabele toe te schrijven percentage verklaarde variantie, significantie: ***: $P < 0.001$, ns: $P > 0.05$. Netto neerslag in m, overvloedingsfrequentie als gemiddelde jaarlijkse overvloedingsfrequentie over de twee jaren voorafgaand aan de opname en $\ln(X+1)$ getransformeerd. Regression of groundwaterlevel (upper) and flooding frequency (lower) on weather conditions and elevation, using the plots as covariables.*

Grondwaterstand	Model	%VV incl covar	%VV	%VV uniek	a_1	sign	a_2	sign
		alleen PQ	90,0%					
	PQ+netto neerslag	92,6%	2,6%	2,2%	-1,15	***		
	PQ+hoogteligging	90,4%	0,4%	0,0%			0,40	***
	PQ+hoogteligging+netto neerslag	92,6%	2,6%		-1,18	***	-0,06	ns
	onbepaald			0,4%				

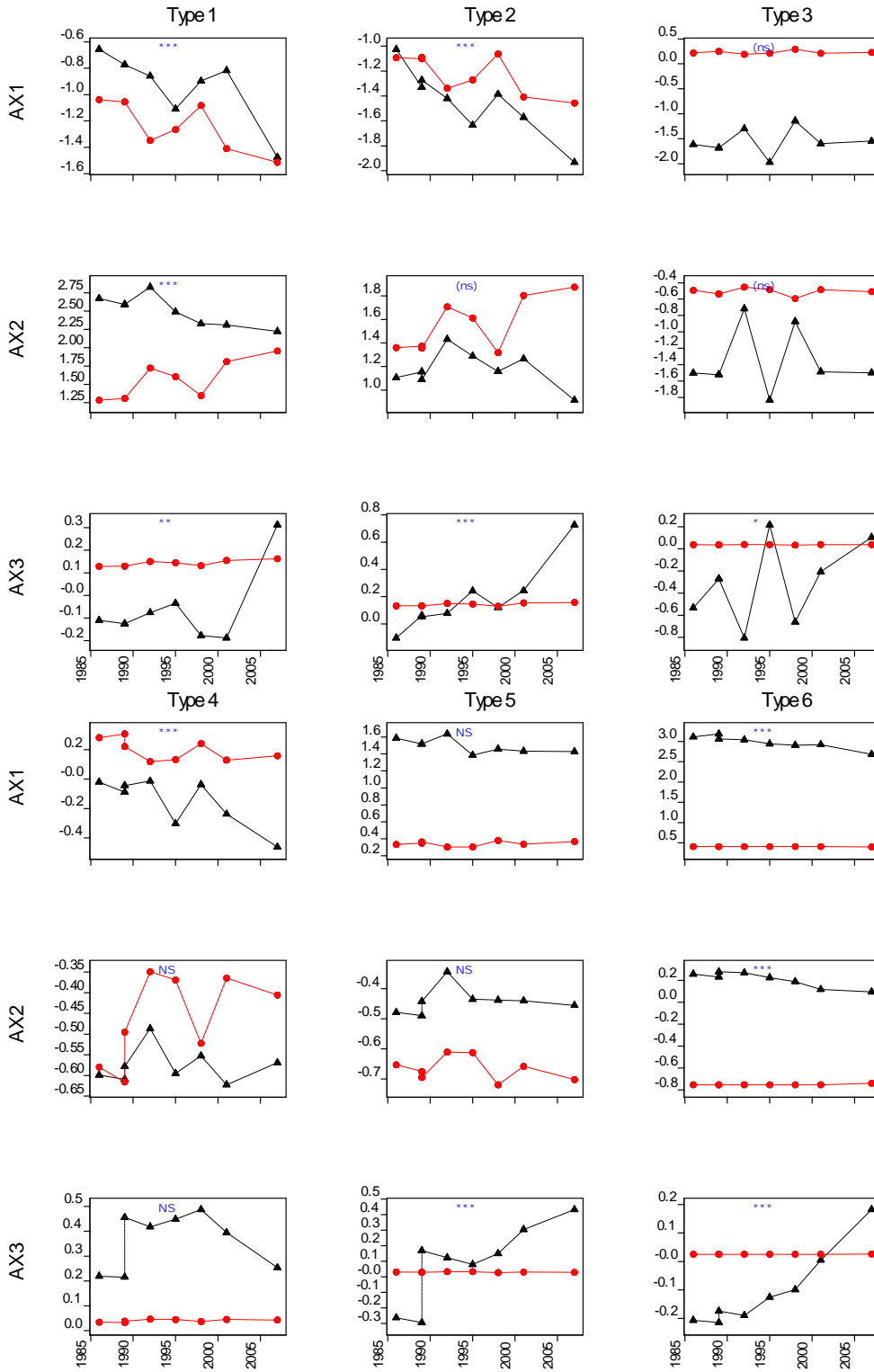


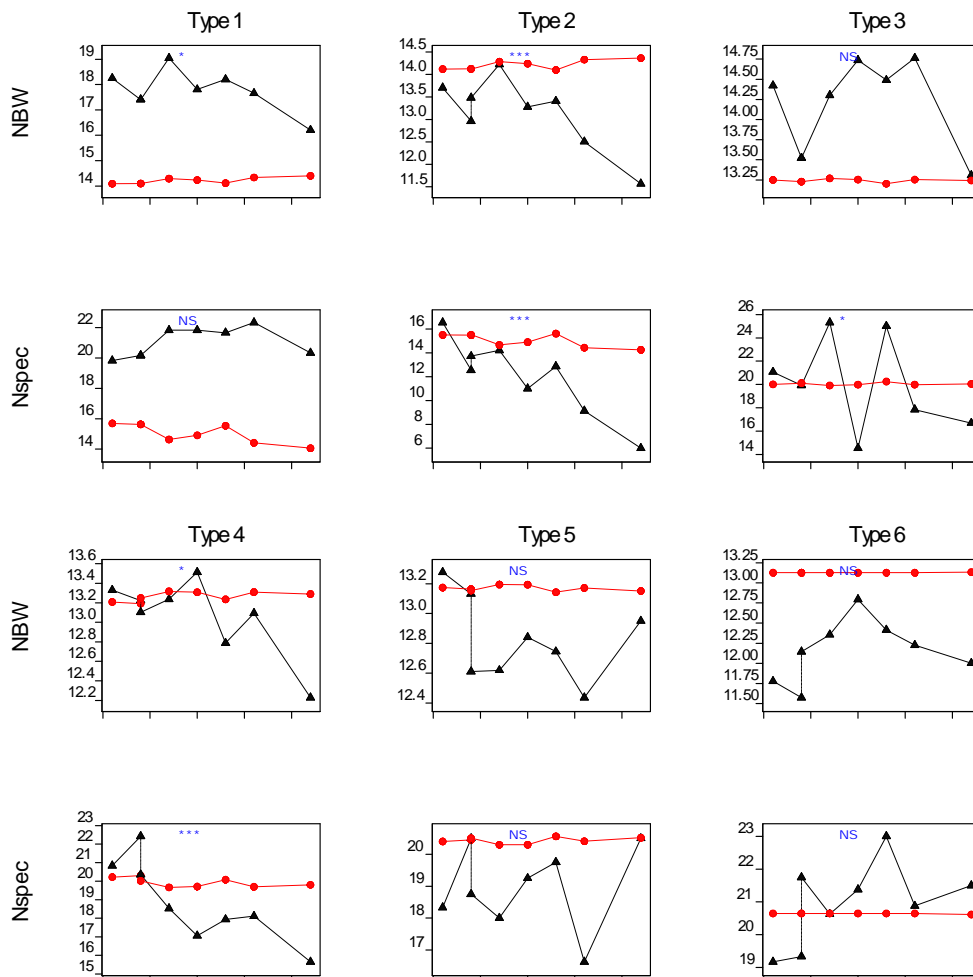
Overvoedings frequentie	Model	%VV incl covar	%VV	%VV uniek	a ₁	sign	a ₂	sign
	alleen PQ		97,2%					
PQ+zeespiegelregime		97,4%	0,2%	0,5%	0,17	***		
PQ+hoogteligging		97,7%	0,5%	0,8%			-1,46	***
PQ+hoogteligging+zeespiegelregime		98,2%	1,0%		0,26	***	-1,90	***
onbepaald				-0,3%				



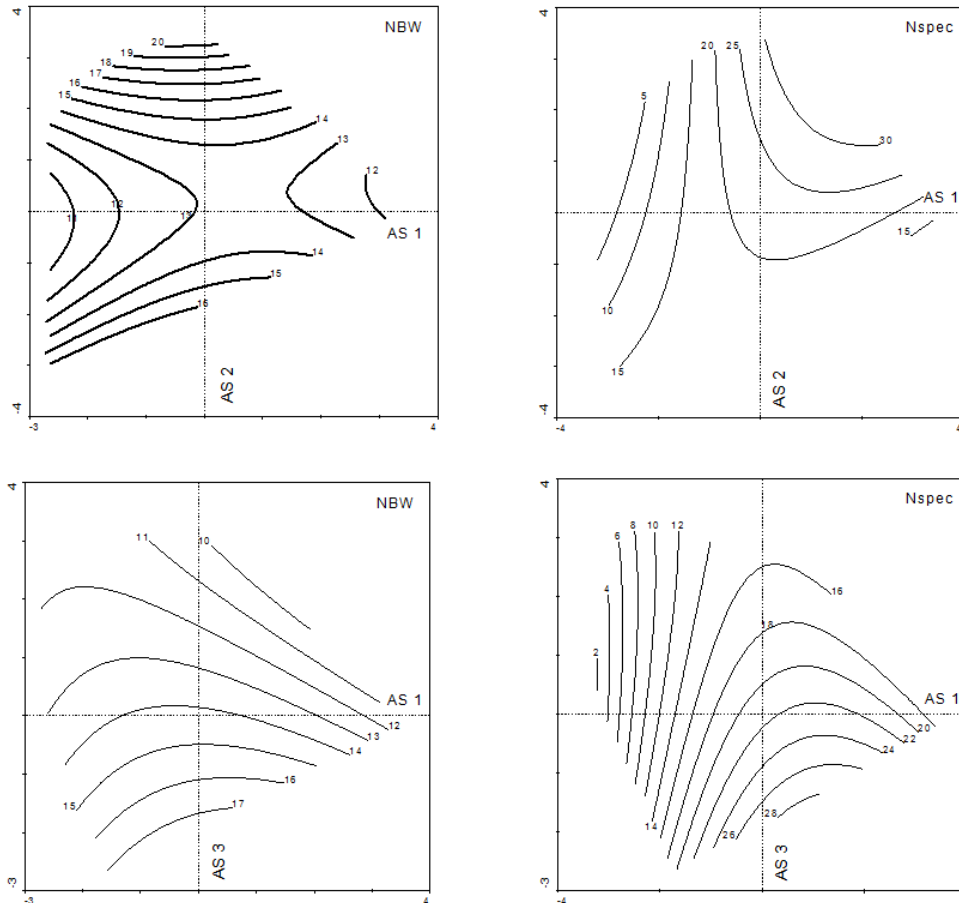


Figuur 4.4.7 Tijdsverloop van de toestandssindicatoren per type, zwart = gevonden, rood = voorspeld op grond van grondwaterstand, blauw = significantie van het tijdsverloop (als figuur 4.4.6).
 Temporal shift of state indicators, black = observed, red = expected on the basis of groundwater level, blue = significance of temporal change (as in figure 4.4.6).

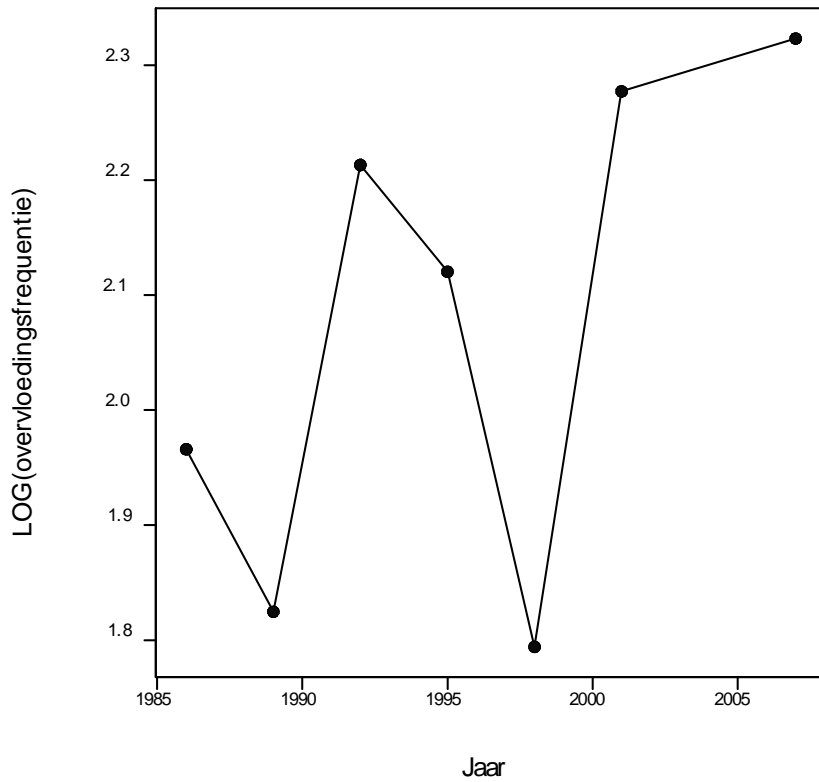




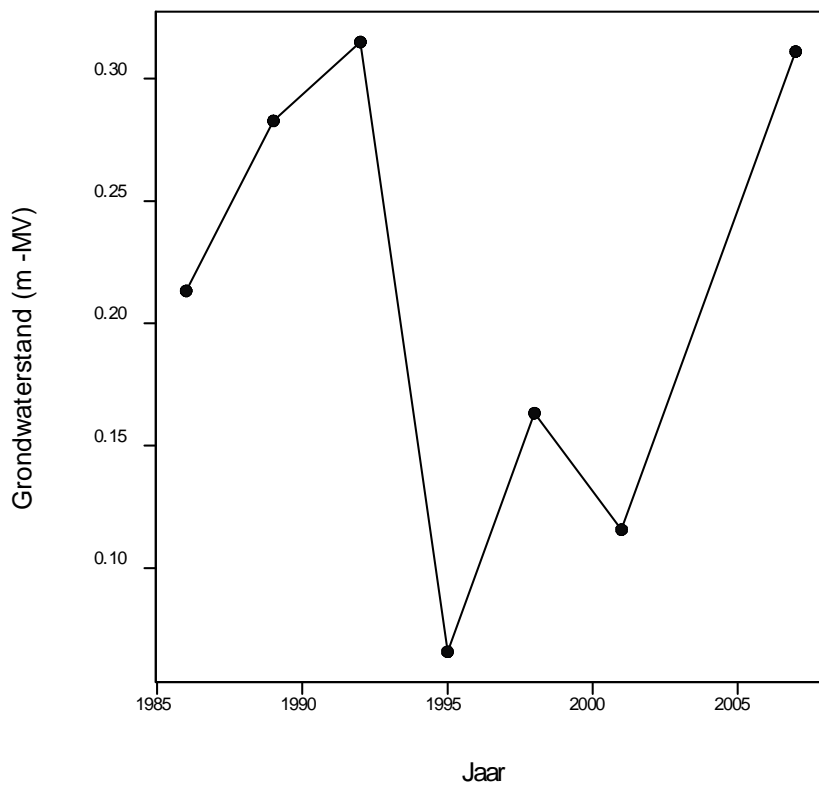
Figuur 4.4.8 Tijdsverloop van de toestandsindicatoren, zwart = gevonden, rood = voorspeld op grond van grondwaterstand, blauw = significantie van het tijdsverloop (als figuur 4.4.6).
Temporal shift of state indicators, black = observed, red = expected on the basis of flooding frequency, blue = significance of temporal change (as in figure 4.4.6).



Figuur 4.4.3 Biodiversiteitsindicatoren geprojecteerd in het DCA plot van [figuur 4.4.2](#). De lijnen geven gefitte waarden op grond van een kwadratische regressie van de indicatoren op de scores op de eerste en de derde as. Links: NBW, rechts: aantal soorten, boven: eerste tegen tweede as, onder: eerste tegen derde as.
Biodiversity indicators projected into the DCA plot of [figure 4.4.2](#). Lines are fitted values on the basis of a 2nd order regression of indicators on sample scores on the first and third axis. Left: NBW, right: number of species, upper: 1st against 2nd axis, lower: 1st against 3rd axis.



Figuur 4.4.4 Tijdsverloop van de overvloedingsfrequentie zoals gebruikt in de statistische analyse (gemiddeld over de twee jaren voorafgaand aan het opnamejaar en vervolgens $\ln(X+1)$ getransformeerd), voor de opnamejaren, gemiddeld over de typen 1, 2 en 4. *Flooding frequency as used in the statistical analysis (i.e., averaged over the two years preceding the observation and log transformed) in the observation year.*



Figuur 4.4.5 Tijdsverloop van de grondwaterstand, voor de opnamejaren, gemiddeld over alle PQ's. *Groundwater level in the observation years, averaged over all plots.*



4.4.4. Discussie

De waargenomen veranderingen in de vegetatie zijn, net als bij de rapportage uit 2005, nog steeds betrekkelijk klein, hoewel de tussen 2001 en 2007 opgetreden veranderingen groter zijn dan in de eerdere perioden, zelfs als in aanmerking wordt genomen dat het tijdsinterval tussen de opnamen tweemaal zo groot is als eerder. De analyse van de indicatiewaarden laat zeer significante trends zien tot vernatting, verzilting en verzuuring. Van deze trends is vooral die tot verzilting goed uit bodemdaling te verklaren; bij een over de monitoringperiode ongeveer gelijk blijvend zeespiegelregime leidde bodemdaling tot een verhoging van de overvloedingsfrequentie en daarmee tot verzilting. De trend tot vernatting is slechts deels uit bodemdaling verklaarbaar, namelijk voor zover eveneens het gevolg van een verhoging van de overvloedingsfrequentie. De vernatting is echter ook voor een belangrijk deel veroorzaakt door de sterk stijgende trend in netto neerslag. Deze trend blijkt al uit het feit dat netto neerslag en jaartal een correlatiecoëfficiënt van bijna 0,5 hebben (bijlage 4.4 B). De trend tot verzuuring is vrijwel zeker geen gevolg van bodemdaling, en wordt waarschijnlijk vooral veroorzaakt door een voortgaande invloed van stikstofdepositie, die leidt tot steeds grotere voorraden stikstof in het plant - bodem systeem. Binnen dit project zijn echter geen metingen uitgevoerd om deze bewering te staven.

Niet geheel verklaarbaar is het feit dat de snelheid van vegetatieverandering in de laatste periode lijkt toe te nemen; dit geldt zowel voor de verzilting als voor de vernatting, en eindresultaat is dat de centroiden van de meeste typen in 2007 een extreme positie innemen in het DCA plot (figuur 4.4.3). Mogelijk speelt hier, behalve bodemdaling, toenemende neerslag en voortgaande stikstofdepositie, ook de aanleg van het natuurontwikkelingsproject in 2005 een rol. Hierdoor is de komberging achter de laaggelegen valleien (Transect 7) groter geworden en daarmee de doorstroming van deze valleien met zeewater tijdens hoge vloed, hetgeen de bestaande trends tot verzilting en vernatting versterkt kan hebben.

Per type kan het volgende opgemerkt worden. Voor de zilte typen 1 (zandige kopjes in de kwelder, *Saginion maritima*) en 2 (hoge kwelder) is er een redelijke voorspelling van de verplaatsing langs de eerste as op grond van bodemdaling, op de zeer lage waarden in 2007 na (figuur 4.4.6). Deze lage waarde kan wellicht een gevolg zijn van de stijgende trend in overvloedingsfrequentie, wellicht met enige na-ijling; de verplaatsing langs de eerste as wordt voor deze typen beter voorspeld door overvloedingsfrequentie dan door bodemdaling of grondwaterstand, en langs de tweede as is er uitsluitend voor overvloedingsfrequentie overeenkomst tussen waarneming en verwachting. De extreme waarden op zowel de eerste als de tweede as voor 2007 kunnen ook deels een gevolg zijn van de hoge overvloedingsfrequenties voor 2001 en 2007, die de hoogste zijn uit de gehele waarnemingsperiode (figuur 4.4.10).

Voor type 3 (duinplassen) wordt de variatie waarschijnlijk volledig bepaald door weersafhankelijke schommelingen in grondwaterstand; een effect van bodemdaling is hier niet aannemelijk. De indicatiewaarde voor grondwaterstand wijst hier wel op een (net significante) trend tot vernatting, maar deze is niet terug te vinden in de verplaatsing langs de eerste as. In type 4 (verstruweelde en verzuurde duinen) wordt de verplaatsing langs de eerste as goed voorspeld door bodemdaling, en minder goed door grondwaterstand en overvloedingsfrequentie. Wellicht is de combinatie van grondwaterstand en overvloedingsfrequentie hier bepalend; de indicatiewaarden wijzen op trends naar zowel vernatting als verzilting. In type 5 (duinheide) is weinig veranderd, de verplaatsing langs de eerste twee assen is hier niet significant en de indicatiewaarden wijzen slechts op een trend tot eutrofiëring. Voor type 6 (grijze duinen) wordt de verplaatsing langs de eerste as goed voorspeld door bodemdaling, maar dit wordt niet bevestigd voor grondwaterstand, en overvloeding vindt in dit type vrijwel niet plaats. Wel laat de indicatiewaarde een (juist significante) trend tot vernatting zien. Een direct effect van grondwaterstand is hier echter niet aannemelijk omdat deze gemiddeld ruim 1 m onder maaiveld ligt en dus voor de meeste soorten niet bereikbaar is. Daarom wordt hier aangenomen dat de verandering in dit type eerder met de toenemende neerslag samenhangt dan met bodemdaling.

De stijgende trend langs de derde as blijkt niet verklaarbaar uit hoogteligging of daarmee samenhangende variabelen. Omdat hogere waarden langs deze as corresponderen met een 'ruigere', meer eutrofe vegetatie moet geconcludeerd worden dat er een sterke autonome trend



is tot verzuivering. Dit is alleen niet het geval in type 4, dat bij aanvang van de waarnemingen al het meest 'ruige' type was. De oorzaak hiervan ligt waarschijnlijk buiten de in dit project gemeten variabelen, en kan te maken hebben met depositie van stikstof (Van Dobben & Van Hinsberg 2008, Bobbink et al. 2011), afname van de konijnenstand (Bijlsma 2004) of van begrazingsintensiteit in het algemeen (vooral de veebezetting in de Kooiduinen, zie [hoofdstuk 3.1](#)), of met autonome successie. Merk op dat deze trend ook in de kweldertypes duidelijk herkenbaar is ([figuur 3.1.6](#)).

Een belangrijke vraag is of bodemdaling heeft geleid tot een verlies aan biodiversiteit. In het algemeen lijkt dit niet het geval daar voor alle typen bij een lagere ligging een hogere NBW wordt verwacht. Voor typen 1 en 2 lijkt dit ook consistent met de verplaatsing van de centroiden per type door de DCA-ruimte; hier is aannemelijk dat de afname van de NBW samenhangt met de verplaatsing langs de derde as, en dus met de tendens tot verzuivering. Voor type 4 is dit wellicht anders omdat hier de verplaatsing langs de derde as niet significant is. Hier hangt de afname in NBW mogelijk samen met de verplaatsing langs de eerste as, die deels een gevolg van bodemdaling is.

Samenvattend kan geconcludeerd worden:

- de vegetatieveranderingen zijn vooral oscillerend maar daarnaast zijn er zijn significante monotone trends die te karakteriseren zijn als vernatting, verzilting en eutrofiëring.
- de snelheid van vegetatieverandering lijkt toe te nemen in de loop van de monitoringperiode. Dit is vooral het geval vanaf 2001.
- de trend tot verzilting kan verklaard worden uit bodemdaling, en dit geldt ook voor een deel van de trend tot vernatting. De vernatting wordt echter ook voor een belangrijk deel veroorzaakt door de stijgende trend in de netto neerslag.
- de trend tot eutrofiëring hangt niet samen met bodemdaling maar waarschijnlijk met depositie van stikstof, mogelijk versterkt door afname van de konijnenstand en veebezetting.
- er is een afnemende trend in natuurbehoudswaarde (kans op het aantreffen van Rode Lijstsoorten) die waarschijnlijk niet of slechts in geringe mate met bodemdaling samenhangt. Eutrofiëring is hier hoogstwaarschijnlijk de belangrijkste oorzaak.
- er is een afnemende trend in het aantal soorten, die in de zilte typen samenhangt met de trend tot verdere verzilting en daarmee met bodemdaling.

Wanneer de resultaten voor de duinvalleien worden vergeleken met die voor de kwelders ([hoofdstuk 3.1.6](#)) komen een aantal interessante verschillen aan het licht. Ten eerste blijkt de variabelen selectie in CCA voor de kwelders geheel anders te verlopen dan die voor de duinvalleien. In de kwelders wordt de hoogteligging in 1986 het eerst geselecteerd, en verklaart die veel meer variantie dan de in de tijd veranderlijke abiotische variabelen zoals overvloedingsfrequentie en opslibbing ([tabel 3.1.17](#)). In de duinvalleien is de situatie omgekeerd en wordt veruit de meeste variantie verklaard door de in de tijd veranderlijke grondwaterstand en overvloedingsfrequentie (dit hoofdstuk, [tabel 4.4.8](#)). In lijn hiermee blijkt de kweldervegetatie ook in de tijd veel minder veranderlijk te zijn dan de duinvegetatie, hetgeen onder andere blijkt uit de (in verhouding tot de duinvegetatie) betrekkelijk kleine verschuivingen langs de eerste DCA as. Er is niet direct een verklaring voor dit verschijnsel. De twee meest voor de hand liggende verklaringen zijn:

- de kweldervegetatie reageert veel trager op abiotische veranderingen dan de duinvegetatie (of, in andere woorden: kent een veel sterkere na-ijling). Deze na-ijling moet dan wel zeer groot zijn, omdat de abiotische veranderingen door bodemdaling inmiddels al 24 jaar aan de gang zijn;

of:

- de kweldervegetatie wordt in hoge mate bepaald door abiotische condities die samenhangen met de hoogteligging in 1986 en die in de loop van de tijd niet veranderd zijn. Dit zou bij voorbeeld dikte van de kleilaag kunnen zijn, hoewel die wel in de tijd verandert, maar daarbij blijven de grootschalige verschillen waarschijnlijk wel in stand. Alleen is in dat geval merkwaardig dat dikte van de kleilaag in 1986 zo weinig variantie verklaart (zie [tabel 3.1.17](#)). Voor de duinen zou het gemakkelijker zijn zo'n variabele te bedenken, bij voorbeeld pH, C/N ratio of hoeveelheid organische stof. Overigens is het daar wel zo dat, na grondwaterstand en overvloedingsfrequentie, pH de meeste variantie verklaart. En pH heeft



ook een sterke relatie met hoogteligging ($R=-0,62$) en verklaart meer variantie dan de hoogteligging zelf.

Al met al is dit verschil niet goed verklaarbaar; zie hierover verder [hoofdstuk 3.1.6](#).

Een ander interessant verschil tussen kwelder en duin is de vegetatieverandering zelf. Als we de zones (op de kwelder) en de typen (in de duinvalleien) rangschikken volgens een hoogtegradiënt (en dus een gradiënt van overvloedingsfrequentie) dan komt het volgende patroon naar voren:

- in de pionierzone en op de lage kwelder (zones 1 en 2) vindt een sterke opslibbing plaats en daardoor netto weinig verandering van de maaiveldhoogte. In samenhang daarmee treedt successie op, dat wil zeggen een verandering van de vegetatie in de richting van hoger gelegen typen (of in ordinatietermen: opschuiven naar hogere waarden langs de eerste as).
- op de hoge kwelder (zones 3 en 4) is de opslibbing kleiner en vindt netto daling van het maaiveld plaats. Deze is niet zo groot dat regressie optreedt, maar wel wordt de successie die in een ongestoorde situatie zou optreden, tegengehouden. Het netto resultaat daarvan is dat er weinig verandert.
- in de laagste duinvalleien, die de overgang naar de kwelder vormen (typen 1 en 2) vindt vrijwel geen opslibbing plaats en is de netto daling van het maaiveld groter dan op de kwelder. Dit leidt er toe dat de vegetatie zich ontwikkelt in de richting van een nattere en ziltere vorm; of in kwelder-terminologie: er treedt regressie op.
- in de zoete, natte duinvalleien is de invloed van regenwater, en dus van schommelingen in de jaarlijkse hoeveelheid neerslag, overheersend. Hoewel er incidenteel wel overfloeding plaatsvindt, is het effect hiervan niet zichtbaar in de temporele veranderingen, en er is ook vrijwel geen temporele trend.
- de droge typen 4, 5 en 6 veranderen weinig, hoewel het droogste type 6 een tendens tot vernatting heeft die waarschijnlijk het gevolg is van een toenemende neerslaghoeveelheid.

Deze veranderingen samen leiden er toe dat de vegetatietypen langs de gradiënt van pionierzone tot zilte duinvallei steeds meer op elkaar gaan lijken: onderin de gradiënt treedt successie op, bovenin regressie, en in het midden verandert weinig. Uit oogpunt van natuurbescherming wordt een dergelijke vermindering van de ruimtelijke variabiliteit doorgaans als ongewenst gezien. Of dat hier ook het geval is, is moeilijk te zeggen. Waarschijnlijk leidt uiteindelijk de verzuivering tot het grootste verlies aan natuurwaarden.



Literatuur

Anonymus 1987. Gaswinning op Ameland-oost. Effecten van de bodemdaling. Waterloopkundig laboratorium/Rijksinstituut voor Natuurbeheer. Delft, verslag H114.

Bijlsma, R.G. 2004. Long-term population trends of rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) on Pleistocene sands in the central and northern Netherlands. *Lutra* 47:3-20.

Bobbink, R., Braun, S., Nordin, A., Schutz, K., Strengbom, J., Weijters, M., Tomassen, H. 2011. Empirical N critical loads for natural and semi-natural ecosystems: 2010 update en review. Background document. B-ware Research centre, Nijmegen, 207 pp.

Dankers, N., Dijkema, K.S., Londo, G., Slim, P.A. 1987. De ecologische effecten van bodemdaling op Ameland. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Texel. 90 p.

Dijkema, K.S., Van Duin, W.E., Meesters, H.W.G., Zuur, A.F., Ieno, E.N., Smith, G.M. 2007. Sea level change and salt marshes in the Wadden Sea: A time series analysis. In: A.F. Zuur et al. (eds.): *Analysing Ecological Data*. Springer Science, New York, pp. 601-614.

During, H., Siebel, H. 2005. Beknopte mosflora van Nederland en België. KNNV, Utrecht.

Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W., Pauliszen, D. 1991. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 18:1-248.

Eysink, W.D., Dijkema, K.S., Van Dobben, H.F., Slim, P.A., Smit, C.J., Sanders, M.E., Schouwenberg, E.P.A.G., Wiertz, J., De Vlas, J. 2000. Monitoring effecten bodemdaling op Ameland-Oost: evaluatie na 13 jaar gaswinning: samenvatting. Rapport Alterra / WL|Delft Hydraulics.

Hertog, A.J., Rijken, M. 1996. Geautomatiseerde bepaling van natuurbehoudswaarde in vegetatie-opnamen. Rapport provincie Gelderland.

Hill, M.O. 1979. TWINSpan - A FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. Cornell University, Ithaca N Y.

Huston, M.A. 1994. *Biological diversity: the coexistence of species on changing landscapes*. Cambridge University Press.

IUCN 2001. *IUCN Red List Categories: Version 3.1*. Prepared by the IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

Jongman, R.H.G., Ter Braak, C.J.F., Van Tongeren, O.F.R. 1995. *Data analysis in community and landscape ecology*. Cambridge University Press.

Oberdorfer, E. 1979. *Pflanzensoziologische Exkursionsflora*. Ulmer, Stuttgart.

Payne, R.W., Harding, S.A., Murray, D.A., Soutar, D.M., Baird, D.B., Glaser, A.I., Channing, I.C., Welham, S.J., Gilmour, A.R., Thompson, R., Webster, R. 2010. *Genstat Release 13 Reference Manual*. VSN International Ltd, Hemel Hempstead UK.

Purvis, O.W., Coppins, B.J., Hawksworth, D.L., James, P.W., Moore, D.M. 1992. *The lichen flora of Great Britain and Ireland*. The British Lichen Society, London.

Robinson, D.L. 1987. Estimation and use of variance components. *The Statistician* 36:3-14.

Sanders, M.E., Slim, P.A., Van Dobben, H.F., Wegman, R.M.A., Schouwenberg, E.P.A.G. 2004. Effecten van eilandvarianten in de Noordzee op de ecologie van strand en duin. Alterra Rapport 1092.



- Schaminée, J.H.J., Weeda, E.J., Westhoff, V. 1998. De vegetatie van Nederland 4: plantengemeenschappen van de kust en van binnenlandse pioniermilieus. Opulus Press, Uppsala.
- Ter Braak, C.J.F., Smilauer, P. 2002. CANOCO reference manual and Canodraw for windows user's guide: software for canonical community ordination (version 4.5). Microcomputer Power, Ithaca USA.
- Van der Meijden, R., Weeda, E.J., Holverda, W.J., Hovenkamp, P.H. 1990. Heukels' Flora van Nederland. Wolters-Noordhoff, Groningen.
- Van Dobben, H.F., Van Hinsberg, A. 2008. Overzicht van kritische depositiewaarden voor stikstof, toegepast op habitattypen en Natura 2000 typen. Alterra rapport 1654, Alterra, Wageningen UR.
- Van Dobben, H., Wamelink, W. 2009. A Red-List-based biodiversity indicator and its application in model studies in the Netherlands. In: Hettelingh, J-P. et al. (eds.): Progress in the modelling of critical thresholds, impacts to plant species diversity and ecosystem services in Europe: CCE Status Report 2009. Coordination Centre for Effects, Bilthoven, pp. 77-81.
- Van Dobben, H.F., Slim, P.A. 2005. Evaluation of changes in permanent plots in the dunes and upper salt marsh at Ameland East: ecological effects of gas extraction. In: Begeleidingscommissie Monitoring Bodemdaling Ameland (ed.): Monitoring effecten van bodemdaling op Ameland-Oost, pp. 1-36.
- Van Dobben, H.F., Slim, P.A. 2011. Past and future plant diversity of a coastal wetland driven by soil subsidence and climate change. *Climatic Change*, DOI 10.1007/s10584-011-0118-5.
- Wamelink, G.W.W., Ter Braak, C.J.F., Van Dobben, H.F. 2003. Changes in large-scale patterns of plant biodiversity predicted from environmental economic scenarios. *Landscape Ecology* 18:513-527.
- Wamelink, G.W.W., Goedhart, P.W., Van Dobben, H.F., Berendse, F. 2005. Plant species as predictors of soil pH: Replacing expert judgement with measurements. *Journal of Vegetation Science* 16:461-470.
- Wamelink, G.W.W., Goedhart, P.W., Malinowska, A.H., Frissel, J.Y., Wegman, R.J.M., Slim, P.A., Van Dobben, H.F. 2011. Ecological ranges for the pH and NO₃ of syntaxa: a new basis for the estimation of critical loads for acid and nitrogen deposition. *Journal of Vegetation Science* 22:741-749.
- Weeda, E.J., Westra, R., Westra, C., Westra, T. 1985-1994. De Nederlandse Oecologische flora, Vol. 1 - 5. KNNV Uitgeverij, Utrecht.



Bijlage 4.4 A TWINSPAN typologie op alle data TWINSPAN typology using alle data

PQ	opnamejaar						
	1986	1989	1992	1995	1998	2001	2007
101	0101	0101	0101	0101	0101	0101	0101
102	1110	1110	1110	1110	1110	1110	1110
103	1101	1101	1101	1101	1101	1101	1101
104	1110	1110	1110	1110	1110	1110	1110
105	1110	1110	1100	1100	1110	1110	1100
106	1100	1100	1100	1100	1100	1100	1100
107	1110	1110	1110	1110	1110	1110	1110
108	0101	0101	0101	0101	0101	0101	0101
109	0101	0101	0101	0101	0101	0100	1100
110	0101	0101	0101	0101	0101	0101	0101
111	0100	0100	0100	0100	0100	0100	0100
112	0100	0100	0100	0100	1100	0100	0100
113	1100	1100	1100	1100	1100	1100	1100
114	1101	1101	1101	1101	1101	1101	1101
115	1101	1101	1101	1101	1101	1101	1011
116	0011	0011	0011	0011	0011	0011	0011
117	0001	0001	0000	0001	0001	0001	0001
118	0101	0000	0000	0001	0101	0001	0001
119	0101	0101	0000	011*	0101	0000	0001
120	0101	0000	0000	0001	0101	0001	0001
121	0011	0011	0011	0011	0011	0011	0011
122	1101	0100	0011	0011	0011	0011	0011
325	0100	0100	0100	0100	0100	0100	0100
326	1001	1001	0100	0100	1001	0100	0101
405	0100	0100	0100	0100	0100	0100	0100
406	1111	1111	1111	1111	1111	1111	1111
407	0100	0100	0100	0100	0100	0100	0100
408	1011	1011	1011	1011	1011	1011	1011
409	0100	0100	0100	0101	0100	0100	0101
410	0101	0101	0100	0101	0100	0101	0100
411	0101	0101	0101	0101	0101	0101	0101
412	0101	0101	0101	0101	0101	0101	0101
413	0101	0101	0101	0101	0101	0101	0101
414	0101	0101	0101	0101	0101	0101	0101
415	0101	0101	0101	0101	0101	0101	0101
416	0101	0101	0101	0101	0101	0101	0101
417	0100	0101	0100	0101	0100	0101	0101
418	1111	1111	1111	1111	1111	1111	1111
419	0100	0100	0100	0100	0100	0100	0100
420	0100	0100	0100	0100	0100	0100	0100
421	1001	1001	1001	0100	1001	1001	1001
606		1001	1001	1001	1001	1001	1001
607		1111	1111	1111	1111	1010	1010
608		1111	1111	1111	1111	1111	1010
609		1111	1111	1111	1111	1111	1111



PQ	opnamejaar						
	1986	1989	1992	1995	1998	2001	2007
610		0100	0100	0100	0100	0100	0100
611		0100	0100	0100	0100	0100	0100
612		0100	0100	0100	0100	0100	0100
613		0100	0100	0100	0100	0100	0100
614		0100	0011	0011	0100	0011	0101
615		1001	1000	1000	1000	1000	0100
707	1001	0100	0011	0011	0011	0011	0011
708	0011	0011	0011	0011	0011	0011	0011
709	0011	0011	0011	0001	0001	0001	0001
710	0011	0011	0011	0011	0011	0011	0001
711	0001	0001	0001	0001	0001	0001	0001
712	0011	0011	0011	0011	0011	0011	0001
713	0011	0011	0011	0000	0011	0011	0001
714	0010	0010	0010	0010	0010	0010	0011
715	0010	0010	0010	0010	0010	0010	0010
716	0010	0010	0010	0010	0010	0010	0011
717	0010	0010	0010	0011	0011	0011	0001
718	0010	0010	0010	0010	0010	0010	0011
719	0010	0010	0010	0010	0010	0010	0011
720	0010	0011	0011	0011	0011	0011	0001
721	0010	0010	0010	0011	0010	0010	0011



Bijlage 4.4 B Correlatiematrix van de gemeten abiotische variabelen. Correlation matrix of all measured variables

	Jaar	hoogte in 1986	actuele hoogte	bodemdaling	grondwaterstand	netto neerslag	overloedingsfrequentie	zeespiegelregime	N-totaal	P	Na	K	Ca	Cl	pH
Jaar	1,00														
hoogte in 1986	0,02	1,00													
actuele hoogte	-0,10	0,99	1,00												
bodemdaling	-0,66	0,13	0,30	1,00											
grondwaterstand	-0,01	0,60	0,59	0,06	1,00										
netto neerslag	0,49	0,01	-0,06	-0,37	-0,14	1,00									
overloedingsfrequentie	0,04	-0,62	-0,65	-0,30	-0,07	0,05	1,00								
zeespiegelregime	-0,31	0,00	0,03	0,22	0,03	0,22	0,05	1,00							
N-totaal	-0,01	0,22	0,27	0,36	-0,24	0,00	-0,43	0,00	1,00						
P	-0,01	0,00	0,04	0,24	-0,34	0,00	-0,15	0,00	0,74	1,00					
Na	-0,02	-0,46	-0,44	-0,01	-0,18	-0,01	0,68	0,00	0,10	0,34	1,00				
K	-0,01	-0,47	-0,48	-0,13	-0,22	0,00	0,63	0,00	-0,01	0,35	0,73	1,00			
Ca	0,00	-0,26	-0,27	-0,14	-0,47	0,00	0,03	0,00	0,06	0,32	0,12	0,09	1,00		
Cl	-0,01	-0,67	-0,66	-0,14	-0,34	0,00	0,82	0,00	-0,04	0,17	0,87	0,66	0,21	1,00	
pH	0,01	-0,62	-0,67	-0,45	-0,27	0,00	0,69	0,00	-0,62	-0,24	0,32	0,46	0,37	0,55	1,00





4.5. Oorzaak van vernatting

Bodemdaling of andere oorzaken?

Een studie naar een referentiegebied (de Koegelwieck) op Terschelling.

Bikila W. Dullo, Ab.P. Grootjans & Han van Dobben

Inhoudsopgave

Samenvatting	366
4.5.1. Introductie	367
4.5.2. Onderzoeksopzet en gebiedsbeschrijving	369
4.5.2.1. Algemeen	369
4.5.3. Resultaten en Discussie	370
4.5.3.1. Waterstanden in de Koegelwieck	370
4.5.3.2. Vegetatieveranderingen en bodemontwikkeling	371
4.5.4. Conclusies en voorstellen tot nader onderzoek	374
4.5.5. Literatuur	375



Samenvatting

In dit hoofdstuk worden de resultaten besproken van een studie naar mogelijke oorzaken van vernatting in een vallei de Koegelwieck op Terschelling waar sinds 1990 een natuurherstelproject werd uitgevoerd. Na een aanvankelijke voorspoedig herstel van een soortenrijke duinvalleivegetatie trad sinds het begin van deze eeuw een sterke terugval op, veroorzaakt door een vernatting die in de soorten samenstelling van de vegetatie naar voren kwam. Een zelfde ontwikkeling werd geconstateerd in het bodemdalingsgebied van Ameland, waar als gevolg van gaswinning de bodem met enkele tientallen cm daalt sinds 1986. De vraag is dus of ook op Ameland de geconstateerde vernatting ook niet deels het effect is van weersomstandigheden (natte jaren) of andere omstandigheden zoals kustuitbreiding.

Een analyse van de langjarige monitoringsgegevens uit de Koegelwieck (sinds 1990) laat zien dat de vegetatieveranderingen voor een belangrijk deel samenhangen met weersveranderingen, gemeten als hoeveelheid neerslag en verdamping. Er is een toename te zien van ongeveer 7 cm in de laatste 10 jaren. De kustuitbreiding sinds 2000 heeft een gering vernattend effect gehad op de Koegelwieck. De veranderingen in de vegetatie zijn niet geleidelijk gegaan, maar ging 'schoksgewijs', dwz dat de veranderingen zich plotseling en in korte tijd voltrokken, waarna de situatie zich weer stabiliseerde. De veranderingen deden zich vooral voor in de stadia voor met karakteristieke duinvegetaties. In de hele jonge en de hele oude stadia waren weinig veranderingen te zien. Het belangrijkste effect van vernatting lijkt een versnelde toename in productiviteit te zijn.



4.5.1. Introductie

Hydrologische factoren, zoals het waterstandsverloop en de chemische samenstelling van het water zijn in duinvalleien sturende factoren voor de vegetatiesamenstelling. Hoge grondwaterstanden hebben vaak een verhoogde stapeling van organische stof in de bodem tot gevolg omdat de mineralisatie door zuurstofgebrek geremd wordt. Lage grondwaterstanden maken het veelal mogelijk dat diep wortelende en relatief productieve soorten zich vestigen. Verdroging als gevolg van bijvoorbeeld grondwateronttrekking of een langdurige droogte kan leiden tot een snelle struik- of boomontwikkeling.

Langs de hele Nederlandse kust hebben grondwateronttrekking, drainage, maar ook dennenaanplant en het bestrijden van verstuingen in de duinen, heeft geleid tot een versnelde ontwikkeling van een open landschap met een hoge biodiversiteit naar een veel meer bebost landschap met een lage biodiversiteit (Provoost et al. 2011). Als gevolg daarvan werd ook in de duinvalleien een sterke achteruitgang van basenminnende pionier stadia geconstateerd gedurende de laatste 30-40 jaar. Deze achteruitgang werd veelal in verband gebracht met een versnelde stapeling van organische stof (Olf et al. 1993, Sival 1996, Berendse et al. 1998, Lammerts 1998), veranderingen in hydrologische omstandigheden, (van Dijk & Grootjans 1993, Grootjans et al. 1988, 1991, Munoz Reinoso 2001, Adema et al. 2005, Clarke & Sanitwong Na Ayuthaya 2010), verhoogde atmosferische stikstofdepositie of verandering in begrazing (Veer & Kooijman 1997, Kooijman et al. 1998). Uiteraard hangen veel van deze veranderingen nauw met elkaar samen en ze versterken elkaar meestal (Adema et al. 2005, Grootjans et al. 2008).

Om de karakteristieke duinvalleivegetaties met hun kalkminnende pionier soorten opnieuw te ontwikkelen moeten vaak hydrologische herstelmaatregelen worden genomen en moet in veel gevallen de verzuurde en ge-eutrofiëerde toplaag worden verwijderd, bijvoorbeeld door pluggen. Echter, de uitkomst van de herstelmaatregelen kan negatief worden beïnvloed door extremen weersomstandigheden, zowel door te natte als te droge weersfluctuaties (Choi et al. 2008). Dit is bijvoorbeeld geconstateerd in een herstelproject in de Koegelwieck op Terschelling waar een na een aanvankelijk positief herstel na pluggen (in 1986) een snelle neergang van de basenminnende vegetatie werd geconstateerd na een serie natte jaren (Grootjans et al. 2004). Deze 'vernatting' deed zich voor in dezelfde periode waarin op Ameland in de valleien van Het Oerd een vernatting werd geconstateerd die werd toegeschreven aan de gevolgen van bodemdaling (Marquenie & de Vlas (2005). Om meer inzicht te verkrijgen over factoren die in duinvalleien een vernatting kunnen veroorzaken wordt in dit hoofdstuk een analyse uitgevoerd naar geconstateerde veranderingen in de vegetatie en bodem, in samenhang met gemeten grondwaterstandsveranderingen, neerslaghoeveelheden en kustuitbreiding.



Figuur 4.5.1 Luchtfoto van het studiegebied, de Koegelwieck op Terschelling. De analyse van waterstanden werd uitgevoerd in drie verschillende landschapszones. Zone 1 ligt ten noorden van de Koegelwieck, dicht bij het strand. Zone 2 ligt meer landinwaarts ten zuiden van de plagexperimenten. Zone 3 omvat de verschillende plagstadia van de Koegelwieck. De rode punten geven de gemeten grondwaterstandsbuizen weer.

Aerial photograph of the study area, the Koegelwieck on the Wadden Sea Island of Terschelling. The analyses on changes in water levels have been conducted in three zones. Zone 1 is situated close to the beach and to the North of the Koegelwieck. Zone 2 is located in the inland dune areas more to the South of the sod-cut area. Zone 3 includes the experimental sod-cut area. Red points represent the location of the groundwater tubes.



4.5.2. Onderzoeksopzet en gebiedsbeschrijving

4.5.2.1. Algemeen

Het onderzoek naar ecosysteemherstel na plaggen in de Koegelwieck op Terschelling biedt een unieke gelegenheid om een vergelijking te maken met het onderzoek op Ameland naar de effecten van bodemdaling. In de Koegelwieck heeft geen bodemdaling plaatsgevonden. En er hebben vergelijkbare metingen plaats gevonden als op Ameland en gedurende een vergelijkbare periode. In de Koegelwieck zijn de vegetatieveranderingen gevolg met behulp van permanente kwadraten waarin de vegetatie jaarlijks werd beschreven (1990-2010). Daarnaast werden grondwaterstanden twee wekelijks gemeten (1990-1996), en werden veranderingen in organische stof en pH van de bodem iedere 4-5 jaar geanalyseerd. Bovendien werden deze veranderingen over 20 jaar in vijf verschillende successiestadia gemeten; een 90 jaar oud stadium dat nooit werd geplagd, een 53 jaar oud stadium dat in 1956 werd geplagd, een 23 jaar oud stadium dat in 1986 werd geplagd, een 19 jaar oud stadium dat in 1990 werd geplagd en tenslotte een 14 jaar oud stadium dat in 1995 werd geplagd. Al deze stadia liggen in dezelfde vallei onder vergelijkbare abiotische omstandigheden en vormen dus een zgn chronosequence (zie [hoofdstuk 4.2](#)).

Analyse van grondwaterstanden

Om een beeld te krijgen van het verloop van de grondwaterstanden in het gebied gedurende de laatste 25 jaar werd gebruik gemaakt van werkelijk gemeten waterstanden over een periode van 6 jaar (1990-1996; Lammerts 1998), en van meetresultaten uit het grondwaterstanden archief. De waterstanden werden tweewekelijks gemeten. Met behulp van een computer model (Menyanthes; von Asmuth et al. 2010, Kiwa Water Research) en gemeten meteorologische gegevens (neerslag en verdamping) werden grondwaterstanden gesimuleerd over de periode 1979-2009. Neerslag gegevens zijn gemeten in het nabijgelegen dorp Hoorn. Verdampingsgegevens zijn afkomstig van het KNMI (de Koog, Den Helder).

Bij het simuleren van grondwaterstanden werden zowel lineaire modellen - met waarbij parameters voor de kustuitbreiding - alsook niet-lineaire modellen zonder kustuitbreiding gebruikt. De simulaties werden toegepast op een zone ten noorden van de vallei in de nabijheid van het strand, in de Koegelwieck zelf en in een gebied verder landinwaarts.

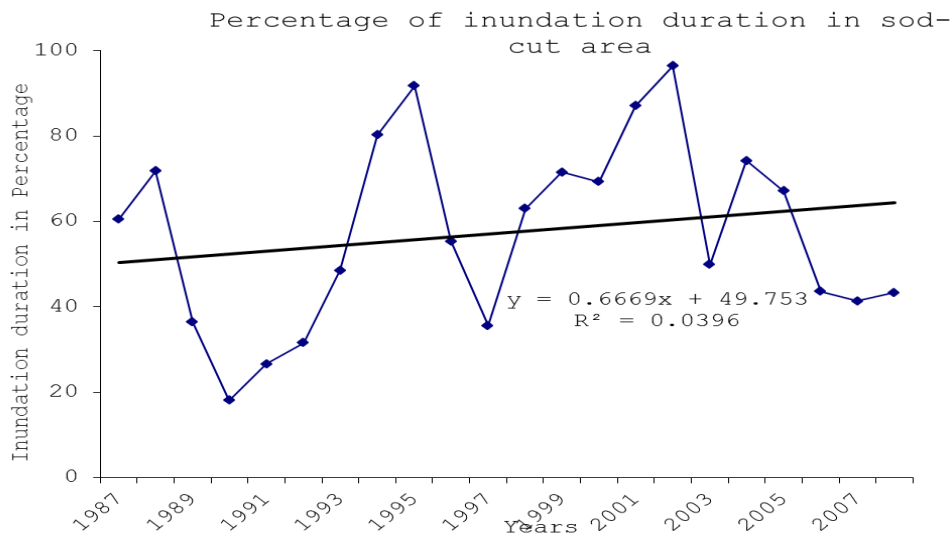
Het computer programma CANOCO 4.5 werd gebruikt om veranderingen in de vegetatiesamenstelling en hun relatie met milieuumstandigheden vast te stellen.



4.5.3. Resultaten en Discussie

4.5.3.1. Waterstanden in de Koegelwieck

Het simulatiemodel laat zien dat de variatie in grondwaterstanden in het gebied van de plagexperimenten (zone 3) vrijwel alle variantie wordt verklaard door neerslag en verdamping (87%). Tussen 1979 en 1988 worden de hoogste en laagste standen niet goed voorspeld, hetgeen een aanwijzing kan zijn dat het hydrologische systeem sinds 1988 iets is veranderd. Dit kan samenhangen met hydrologische herstelmaatregelen in het achterliggende bosgebied. Daarom worden waterstanden tussen 1979 en 1988 hier verder niet beschouwd.



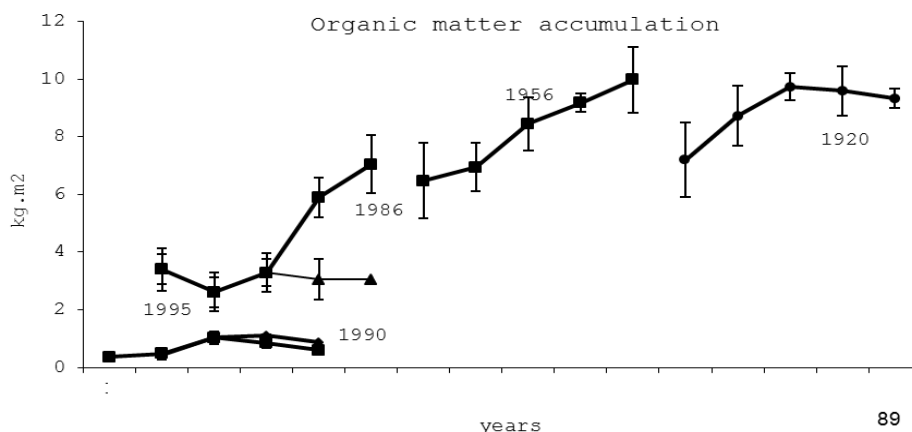
Figuur 4.5.2 Verandering in inundatieduur van het onderzoeksgebied tussen 1987 en 2008. De inundatieduur is uitgedrukt als percentage van de tijd dat de waterstand boven het maaiveld staat. De gegevens zijn gebaseerd op een simulatie van waterstanden, op basis van gemeten standen (1991-1996), en gemeten hoeveelheden neerslag en verdamping.
Inundation duration calculates as a percentage of number of days per year the groundwater level stays above the surface level from (1987-2008). Data were simulated based on measured water levels (1991-1996), and measured precipitation (Hoorn) and evaporation data (De Koog).

Voor de periode 1991-2004 kon een geringe stijging in waterstanden worden berekend als gevolg van toenemende neerslag. Het model voorspelt 81.8% van de variatie op basis van neerslag en verdampingsgegevens sinds 1979. Tussen 1979 en 2009 is er een zwak positieve trend van 7cm (SD = 0.02cm). Deze wordt vrijwel geheel veroorzaakt door veranderingen in het weer. Tussen 2006 en 2009 werd tevens een geringe daling in verdamping vastgesteld, waardoor het neerslagoverschot in die periode is toegenomen. Het is dus duidelijk dat in het gebied van de plagexperimenten een vernatting is opgetreden als gevolg van toenemende neerslag, met name in de periode 1991 tot 2004 (figuur 5.4.2). Kustuitbreiding tussen 1987 en 2008 heeft slechts in beperkte mate bijgedragen tot de vernatting.

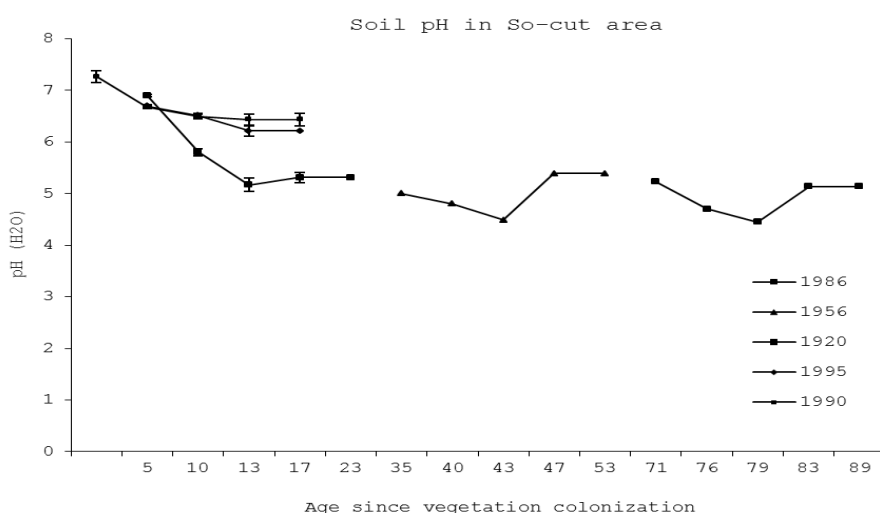
In het gebied dicht bij het strand (zone 1) wordt de variatie in grondwaterstanden eveneens voor een groot deel door variatie in neerslag en verdamping wordt bepaald. Met kustuitbreiding neemt ook hier de verklaarde variantie maar weinig toe; naar 78% (. De lineaire trend van de toename in waterstanden is 4cm (SD = 0.3cm), gemeten over de hele onderzoeksperiode.

In het duingebied achter de Koegelwieck (zone 2) is geen significante toename in waterstanden geconstateerd.

Of we hier werkelijk kunnen spreken van een verandering in klimaat is met de huidige informatie niet eenduidig te zeggen. Onze gegevens spreken dit niet tegen, maar betrouwbare gegevens van voor de 50er jaren zijn niet voorhanden. Wel kan gezegd worden dat de voorspellingen van het KNMI voor de kustregio, dat de neerslag in totaal zal toenemen als gevolg van opwarming van de Noordzee, door onze metingen niet weerlegd worden.



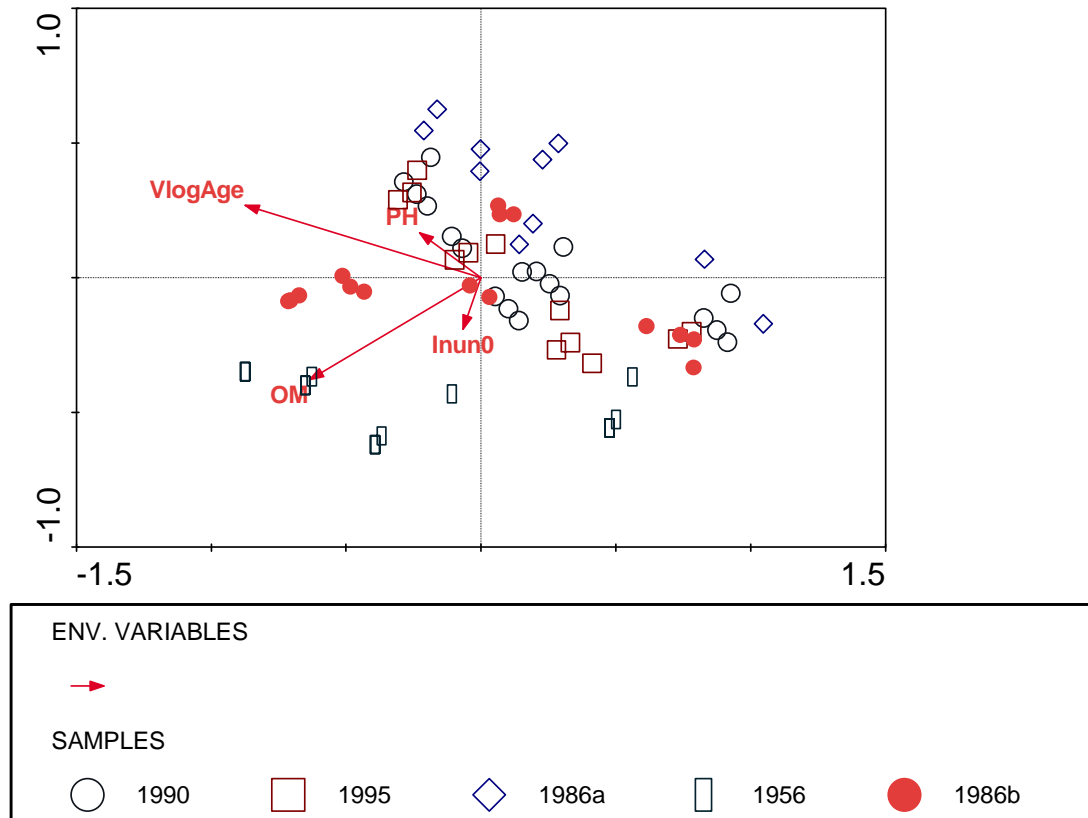
Figuur 4.5.3 Ophoping van organische stof in plagexperimenten van verschillende ouderdom. Het gaat om plagexperimenten gestart in 1990, 1995, 1986 en 1956. De plek van 1920 zijn nooit geplagd. Organic matter accumulation in sod-cut experiments of different ages. Sod cut experiments have been initiated in 1990, 1995, 1986 and 1956. The site of 1920 has never been sod cut.



Figuur 4.5.4 Veranderingen in bodem pH in de Koegelwiek in de verschillende plagexperimenten. Bodembemonstering heeft plaats gevonden in 1991, 1996, 1999, 2003 en 2008. Figure 4. Changes in soil pH in Koegelwiek chronosequence. Years indicate the beginning of vegetation colonization. Soil samples were taken in year 1991, 1996, 1999, 2003 and 2008.

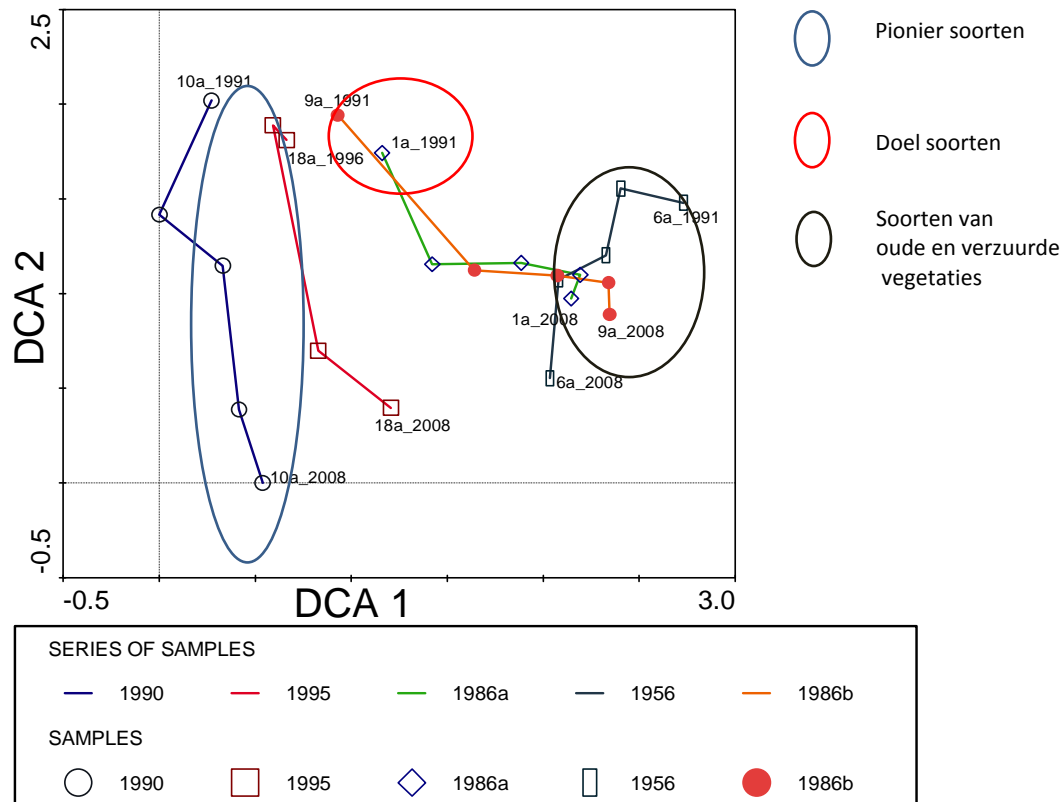
4.5.3.2. Vegetatieveranderingen en bodemontwikkeling

Het oudste vegetatiestadium van 1910 en het 53 jaar oude plagstadium worden gedomineerd door Cranberries en lage kruipwilgstruwelen. De bodem pH is ongeveer 5 en de geaccumuleerde hoeveelheid organische stof is in 2009 rond de 10kg/m² (figuur 4.5.3). Het in 1986 geplagde stadium dat in 2009 23 jaar oud is laat een heel sterke stijging zien op een plek die nu gedomineerd wordt door Kruipwilg en een veel minder sterke stijging op een plek die door Veenbes wordt gedomineerd. De bodem pH daalt op beide plekken sterk (van meer dan 6 naar 5; figuur 4.5.4). De vegetatie in het 1986 stadium ontwikkelde zich aanvankelijk in de richting van een goed ontwikkelde Knobbiesvegetatie, met hier en daar zelfs orchideeën. Maar na 1996 zette een sterke vernatting en verzuring in en ontwikkelde de vegetatie zich snel in de richting van de oudere vegetatiestadia. Een versnelde verzuring en sterke stapeling van organisch materiaal bleef uit in de jongste stadia van 1990 en 1995 (<2kg/m²). Met name het stadium van 1990, de meest natte van alle stadia, stapelde vrijwel geen organische stof in bijna 20 jaar. De vegetatie wordt hier gedomineerd door Oeverkruid (*Littorella uniflora*) en dit pionierstadium heeft zich gehandhaafd.



Figuur 4.5.5 *Canonieke Correspondentie Analyse van permanente kwadraten in verschillende plag-experimenten in de Koegelwieck (Terschelling). De jaren geven het tijdstip aan waarop begonnen is met plagen. In de jongste stadia is het effect van langdurige inundaties belangrijk, terwijl het oudere stadium van 1986 vooral gekarakteriseerd wordt een verandering in pH. De oudere stadia (1956 en 1920) worden gekarakteriseerd door een sterke stapeling van organische stof en door een lage pH.*
Canonical Correspondence Analysis of permanent plots in various sod cut experiments that form a chronosequence in the dune slack Koegelwieck. Years indicate the start of the sod-cutting. The effect of water level is pronounced in young sites, while the mid-successional stage (site 1986) was mainly affected by soil acidification. The oldest sites (1956 and 1920) are characterized by high amounts of organic matter and a low pH. The first axis (which is a combination vegetation age and organic matter explains 9 % of all the variability and the first two axes explain about 16 % . The species environment relation for the first two axes is 78.6 %.

Multivariate analyses, waarbij de veranderingen in de tijd werden geanalyseerd, laten zien dat de stapeling van organische stof het meest belangrijke factor was (figuur 4.5.5). Verzuring speelt tevens een belangrijke rol bij het ouder worden van de jongere stadia.



Figuur 4.5.6 Detrended Correspondentie Analyse van permanente kwadraten in verschillende plag-experimenten in de Koegelwieck (Terschelling). De cirkels geven respectievelijk het domein aan van de pionier vegetaties (blauw), de doelvegetaties (rood) en de oude verzuurde vegetaties (zwart). Uit deze analyse komt naar voren dat de jongste stadia (blauwe lijn) weliswaar veranderen, maar niet overgaan in verouderde en verzuurde vegetaties. Het oude stadium van 1956 (zwarte lijn) verandert maar weinig, maar de vegetatie in het plagexperiment van 1986 met in het begin van de 90-er jaren een goed ontwikkelde doelvegetatie verschuift na 1996 heel snel naar rechts over de x-as en verandert in een verouderd en verzuurd eindstadium. Detrended Correspondence Analysis of permanent plots in various sod cut experiments that form a chronosequence in the dune slack Koegelwieck. Circles indicate the position of pioneer species (blue), target species (red) and species of old and acidified vegetation types. The results show that the pioneer vegetation sod cut in 1990 does change in species composition, but stays in a pioneer stage. The sod cut experiment of 1956 does not change much, but vegetation of the sod cut experiment of 1986 rapidly shifts in 1996 from a well-developed target community to an old and acidified vegetation type.

Figuur 4.5.6 laat de resultaten zien van een analyse waarin de verandering in soortensamenstelling wordt geanalyseerd. Hiervoor is een Detrended Correspondentie Analyse gebruikt. De figuur laat zien dat de jongste stadia (blauwe lijn) weliswaar veranderen, maar niet overgaan in verouderde en verzuurde vegetaties. Het oude stadium van 1956 (zwarte lijn) verandert heel weinig tijdens de waarnemingsperiode (1990-2008), maar de vegetatie in het plagexperiment van 1986 met in het begin van de 90-er jaren een goed ontwikkelde doelvegetatie schuift na 1996 heel snel naar rechts over de x-as en verandert in een verouderd en verzuurd eindstadium.



4.5.4. Conclusies en voorstellen tot nader onderzoek

Het onderzoek naar de effecten van natuurherstel in de Koegelwiek laat zien dat een deel van de gewenste doelvegetaties zich uiteindelijk niet hebben ontwikkeld omdat de successie negatief beïnvloed werd door een vernatting. Deze vernatting werd hoofdzakelijk veroorzaakt door een toename in de nuttige neerslag, in mindere mate ook door kustuitbreiding. De vegetatie in het 1986 stadium bleek op deze verandering vrij abrupt te reageren. Een paar droge jaren gaven aanleiding tot een snelle verandering in successierichting die uitmondde in een verzuurde vegetatie. De veranderingen in de oudste vegetatiestadia, waren relatief gering en de jongste stadia veranderden weliswaar in soortensamenstelling, maar bleven in een pionier stadium. Met name het plagexperiment van 1990 bleef zelfs na 18 jaar in een pionier stadium met Oeverkruid.

Deze resultaten laten zien dat de op Ameland geconstateerde vernatting tussen 2000 en 2004 wellicht gedeeltelijk wordt veroorzaakt door een serie natte jaren. Een verschil met Terschelling is dat de valleien van Het Oerd beïnvloed worden door zout zeewater met hoge concentraties in sulfaat en bicarbonaat. Daardoor blijft de pH in de valleien van het Oerd hoog, wat wellicht ook een verklaring is waarom de hoeveelheden opgehoopte organische stof relatief laag blijft (zie [hoofdstuk 4.2](#)).

In hoeverre ook een toename in sulfaatconcentraties in het oppervlaktewater als gevolg van een grotere invloed van zoutwater zou nader uitgezocht moeten worden. Een toename van sulfaatreductie in bodems met veel organische stof, kan in principe ook sterke 'interne eutrofiering' veroorzaken (Lucassen et al. 2004, Smolders et al. 2006).



4.5.5. Literatuur

- Adema, E. B. (2002). Alternative stable states in dune slack succession. PhD thesis, Rijksuniversiteit Groningen.
- Berendse, F., Lammerts, E. J., & Olf, H. (1998). Soil organic matter accumulation and its implications for nitrogen mineralization and plant species composition during succession in coastal dune slacks. *Plant Ecology*, 137: 71-78.
- Choi, Y.D., Temperton, V., Allen, E.B., Grootjans, A.P., Hobbs, R.J., Naeth, M.A., & Torok, K. (2008): Ecological restoration for future sustainability in a changing environment. *Ecoscience* 15: 53-64.
- Clarke, D. and Sanitwong Na Ayuthaya, S 2010. Predicted effects of climate change, vegetation and tree cover on dune slack habitats at Ainsdale on the Sefton Coast, UK. *J Coast Cons* 14: 115-126.
- Grootjans, A. P., Adema, E. B., Bekker, R. M., & Lammerts, E. J. (2004). Why young coastal dune slacks sustain a high biodiversity. *Ecological Studies*, 171
- Grootjans, A. P., Ernst, W. H. O., & Stuyfzand, P. J. (1998). European dune slacks: Strong interactions of biology, pedogenesis and hydrology. *Trends in Ecology & Evolution*, 13: 96-100.
- Kooijman, A. M., Dopheide, J. C. R., Sevink, J., Takken, I., & Verstraten, J. M. (1998). Nutrient limitations and their implications on the effects of atmospheric deposition in coastal dunes; lime-poor and lime-rich sites in the Netherlands. *Journal of Ecology*, 86(3), 511-526.
- Lammerts, E. J., & Grootjans, A. P. (1998). Key environmental variables determining the occurrence and life span of basiphilous dune slack vegetation. *Acta Botanica Neerlandica*, 47(3), 369-392.
- Lucassen, E.C.H.E.T., Smolders, A.J.P., Van de Crommemacker, J. & Roelofs, J.G.M., 2004. Effects of stagnating sulphate-rich water on the mobility of phosphorus in freshwater wetlands. *Arch. f. Hydrobiologie* 160: 117-131.
- Marquenie, J. M. & Vlas de, J. (2005). The impact of subsidence and sea level rise in the Wadden sea: Prediction and field verification. In J. E. Vermaat, L. Bouwer, K. Turner & W. Salomons (Eds.),
- Olf, H., Huisman, J., & Van Tooren, B. F. (1993). Species dynamics and nutrient accumulation during early primary succession in coastal sand dunes. *Journal of Ecology*, 81(4), 693-706.
- Sival, F. P. (1996). Mesotrophic basiphilous communities affected by changes in soil properties in two dune slack chronosequences. *Acta Botanica Neerlandica*(45), 95-106.
- Sival, F. P., & Strijkstra-Kalk, M. (1999). Atmospheric deposition of acidifying and eutrophating substances in dune slacks. *Water Air and Soil Pollution*, 116(3-4), 461-477.
- Smolders A.J.P., L.P.M. Lamers, E.C.H.E.T. Lucassen, G. van der Velde & J.G.M. Roelofs, J.G.M. (2006). Internal eutrophication: 'How it works and what to do about it', a review. *Chemistry and Ecology* 22: 93-111.
- Veer, M. A. C., & Kooijman, A. M. (1997). Effects of grass-encroachment on vegetation and soil in Dutch dry dune grasslands. *Plant and Soil*, 192(1), 119-128.
- Von Asmuth, J. R., Maas, K., Knotters, M., & Leunk, I. (2010). *Menyanthes* user manual, version 1.9.3
- Walker, L. R., & Moral del, R. (2003). Primary succession and ecosystem rehabilitation. Cambridge: University Press.





4.6. Kartering van bijzondere plantensoorten in valleien op Oost-Ameland

J. Krol, H.P.J. Huiskes & P.A. Slim.

Inhoudsopgave

Samenvatting/Summary	378
4.6.1. Inleiding	380
4.6.1.1. Aanleiding onderzoek	380
4.6.1.2. Gebiedsbeschrijving	380
4.6.2. Welke soorten	383
4.6.3. Resultaten kartering	384
4.6.3.1. Groenknolorchis	384
4.6.3.2. Parnassia	386
4.6.3.3. Knobbies	388
4.6.3.4. Moeraswespenorchis	390
4.6.3.5. Rond wintergroen	393
4.6.3.6. Zilt torkruid	395
4.6.3.7. Zeekraal	397
4.6.3.8. Dodemansvingers	399
4.6.4. Discussie	401
4.6.5. Conclusies	402
4.6.6. Literatuur	403



Samenvatting/Summary

In de periode 2006-2010 zijn acht plantensoorten vlakdekkend gekarteerd in een afgebakend gebied dat zich uitstrekt tot 2 km ten westen van de NAM-locatie op Oost-Ameland. Het belangrijkste doel van de kartering betreft het vastleggen van de verspreiding en aantallen van Groenknolorchis (*Liparis loeselii*) in het hart van het bodemdalingsgebied. Groenknolorchis is een soort van de Habitatrichtlijn en de groeiplaatsen waar de soort voorkomt mogen niet negatief beïnvloed worden door menselijk ingrepen (lees bodemdaling door gaswinning). Naast Groenknolorchis werden ook de soorten Parnassia (*Parnassia palustris*), Knopbies (*Schoenus nigricans*), Moeraswespenorchis (*Epipactis palustris*), Rond wintergroen (*Pyrola rotundifolia*), Zilt torkruid (*Oenanthe lachenalii*), Kortarige zeekraal (*Salicornia europaea*) en Dodemansvingers (*Oenanthe crocata*) in hun ontwikkeling gevolgd. Dodemansvingers vanwege het unieke voorkomen in Nederland, zeekraal vanwege de zoutindicering van haar groeiplaats en de overige soorten vanwege het feit dat zij Rode Lijst-soorten zijn en op Ameland vooral ook beperkt zijn tot het bodemdalingsgebied.

Groenknolorchis handhaaft zich op een stabiel niveau met jaarlijks enkele honderden exemplaren. Ten westen en oosten van de bestaande groeiplaatsen verschijnen twee kleine nieuwe plekken wat een kleine uitbreiding van haar areaal indiceert.

In 2007 verschijnt Kortarige zeekraal in een vallei direct ten oosten van de NAM locatie en handhaaft zich daar. Dit duidt op een ontwikkeling in de richting van een ziltere (kwelder) vegetatie. Zilt torkruid ontwikkelt zich positief en breidt uit in westelijke richting. Parnassia verdwijnt in het oostelijke deel van het gebied en verschijnt in het westelijke deel vanwege een natuurherstelproject (afplaggen) in 2005. Knopbies, Moeraswespenorchis en Rond wintergroen handhaven zich en vinden ook een nieuwe groeiplaats in het afgeplagde westelijke deel van het gebied. Hier valt de komende jaren uitbreiding van deze soorten te verwachten. Het zeer zeldzame Dodemansvingers handhaaft zich op dezelfde plaats maar verschijnt niet ieder jaar en dit duidt op een niet-standvastig bestaan.

De verspreiding van bijzondere plantensoorten is gedurende een vrij korte periode (vijf jaar) gemonitord. In die vrij korte periode blijken de soorten zich overwegend te handhaven en in veel gevallen uit te breiden in aantal individuen en standplaatsen. De soorten zijn op West-Ameland bijna of helemaal verdwenen, waarschijnlijk door vegetatiesuccessie en bodemvorming en verzuring vanwege gebrek aan dynamische omstandigheden. De natte omstandigheden, regelmatige inundaties met zeewater maar ook instuiving van zeezand zorgen er op Oost-Ameland voor dat de habitateisen van de gekarteerde zeldzame soorten wel behouden blijven. In dit licht bezien draagt bodemdaling waarschijnlijk in positieve zin bij aan het voorkomen van de gekarteerde acht plantensoorten.

During the period 2006-2010 eight plant species were mapped in a research area stretching 2 km to the west from the NAM location at eastern part of the island Ameland. The main purpose of the mapping was revealing the distribution and numbers of the Fen Orchid (*Liparis loeselii*) in the center of the subsidence area. Fen Orchid is a species of the European Habitat Directive and the growing places may not be harmed by human activities such as soil subsidence as a result of gas extraction. Besides Fen Orchid also the species Grass-of-Parnassus (*Parnassia palustris*), Black Bog-rush (*Schoenus nigricans*), Marsh Helleborine (*Epipactis palustris*), Round-leaved Wintergreen (*Pyrola rotundifolia*), Parsley Water-dropwort (*Oenanthe lachenalii*), Common Glasswort (*Salicornia europaea*) and Hemlock Water-dropwort (*Oenanthe crocata*) were followed in their development.

Hemlock Water-dropwort is monitored because of its rareness in The Netherlands, Common Glasswort because of its indication of salty soil conditions and the other species because they are listed on the Dutch Red List and their distribution on Ameland is restricted almost exclusive to the subsidence area.

Fen Orchid holds a stable level with several hundred plants. Two new growth places are found which indicates a slight extension of its area. In 2007 Common Glasswort settles in a valley directly west of the NAM-location and holds since then. This points towards the development of saltmarsh vegetation. Parsley Water-dropwort develops positive and extends in western direction. Grass-of-Parnassus disappears in the eastern area and appears new in the western area because of a nature restoration project there (soil scraping) in 2005. Black Bog-rush,



Marsh Helleborine and Round-leaved Wintergreen maintain their position and also find a new growing place in in the restored western part of the valley. In the coming years a stronger position may be expected for these species there. The very rare Hemlock Water-dropwort holds to its one location but is not appearing every year and this points towards a not-persistent existence.

The distribution of the special plant species is monitored during quite a short period of five years. In this short period the species hold their positions and quite often even increase their numbers and growing area. The species are almost disappeared at western part of Ameland, most probably due to the succession of the vegetation, soil forming and acidification as a result of lacking dynamic circumstances. The wet circumstances, regular inundations with sea water but also wind driven input of beach sand preserve the habitat demands of the mapped rare species at the eastern part of the island. In this respect soil subsidence may well be positive for the eighth plant species.



4.6.1. Inleiding

4.6.1.1. Aanleiding onderzoek

De aanleiding voor dit onderdeel van de monitoring van mogelijke bodemdalingseffecten op Oost-Ameland ligt in de zeldzaamheid van bepaalde plantensoorten en het lokale voorkomen daarvan op Ameland. Dit geldt met name voor de Habitatsoort Groenknolorchis (*Liparis loeselii*). Op Annex II van de Europese Habitatrichtlijn (Janssen & Schaminée, 2004) staan slechts drie in Nederland voorkomende soorten hogere planten vermeld, waarvan Drijvende waterweegbree (*Luronium natans*) en Kruidend moerasscherm (*Apium repens*) hun spaarzame verspreiding in het oosten en zuiden van Nederland hebben. Groenknolorchis komt als derde soort tegenwoordig vooral in duingebieden voor en in de huidige situatie voornamelijk in Zuidwest-Nederland en op de Waddeneilanden. Vanwege het voorkomen van deze orchidee en enkele andere zeldzame planten in natte valleien in het hart van de bodemdalingsschotel op Oost-Ameland heeft de Begeleidingscommissie Monitoring Bodemdaling Ameland in 2006 een onderzoek naar het voorkomen en de aantalsontwikkeling van een selecte groep planten opgedragen aan het Natuurcentrum Ameland. Sommige soorten worden jaarlijks gevolgd, andere tweejaarlijks. Deze soorten werden niet vlakdekkend gevolgd binnen de andere onderdelen van de monitoring en het wordt van belang geacht om te zien hoe deze soorten zich ontwikkelen.

4.6.1.2. Gebiedsbeschrijving

Het onderzoeksgebied strekt zich ruim 2 kilometer uit ten westen van de productielocatie van de NAM. Het wordt aan de westzijde begrensd door het Spijkerpad. Aan de noordzijde door de zeereep en aan de zuidzijde door de duinen van Het Oerd. Aan de oostzijde door de lijn tussen de NAM-locatie en Het Oerd ([figuur 4.6.1](#)). De zeldzame soorten planten bevinden zich in de lagere delen van het gebied. Dit betreft in hoofdzaak de natte valleien die in het midden van het afgebakende gebied liggen en die soms ook door een stormtij door de zee geïnundeerd raken ([hoofdstuk 4.1](#)). Soms betreft het ook hoger gelegen duinkommen waar nooit zeewater komt.

Het gebied ten oosten van strandpaal 21,6 wordt gekenmerkt door een hoge grondwaterstand ten opzichte van het maaiveld ten gevolge van bodemdaling en regelmatige inundaties met zeewater in de wintermaanden waardoor er vaak maandenlang zout tot brak water boven maaiveld blijft staan ([hoofdstuk 4.1](#)).

Het gebied ten westen van paal 21,6 wordt gekenmerkt door een in hoogte oplopend maaiveld waardoor het grondwater dieper onder maaiveld staat. Inundaties met zeewater zijn zeldzaam en niet jaarlijks. Opvallend is het feit dat de terreinbeheerder, It Fryske Gea, de grootste vallei in 2005 over de volle lengte heeft afgeplagd. Deze vallei loopt nog verder door in westelijke richting tot paal 19 (zichtbaar op Google Earth). Deze primaire duinvallei werd tot 1963 regelmatig over het strand bij paal 19 en paal 21,5 door de zee bereikt maar raakte na het optrekken van een gesloten zeereep ([hoofdstuk 2.6](#)) afgesloten van zeewater. Na 40 jaar vegetatiesuccessie waren de zeldzame (pionier)soorten, die een kalkrijke primaire duinvallei anders zo kenmerken, vrijwel volledig verdwenen en over grote delen vervangen door Riet (*Phragmites australis*) en wilgen (*Salix spec.*). Teneinde de kalkrijke minerale bodem weer bloot te leggen en de pionierplanten weer een kans op een nieuwe start te geven werd de toplaag met struweel en humuslaag machinaal verwijderd. Tevens werden twee drempels verwijderd. De kleinste betrof het strandpad bij paal 21,6 dat verhoogd door de vallei lag. Bij paal 20,8 werd een kunstmatige duinenrij die de doorgang afsloot van een 20 meter brede opening voorzien ([figuur 4.6.1](#)). Deze herstelde doorgang vormt het hoogste punt (drempel) in de afgegraven vallei tussen paal 19 en paal 21,6. Naar schatting ligt deze drempel op een hoogte van $\pm 2,10$ m +NAP. Heel zelden komt een stormtij voldoende hoog om zeewater over De Hon, tussen de NAM locatie en Het Oerd door naar en over dit punt te stuwen. Het zeewater is dan al 2,7 km onderweg vanaf de wadkant bij De Hon. Indien het water over de drempel stroomt, kan het nog 1,7 km verder stromen tot paal 19. Indien dit gebeurt vormt zich daar een soort 'badkuip' omdat dit zeewater niet weer vrijelijk af kan stromen maar door verdamping en infiltratie weer onder maaiveld moet zakken. Dit kan maanden duren. Sinds het opschonen van de vallei heeft 5 maal inundatie over de drempel plaatsgevonden in een korte periode ([tabel 4.6.1](#)). Dit betekent ook dat er in een korte periode een aantal extreme waterstanden voorgekomen zijn en die zich mogelijk pas over vele jaren weer zullen voordoen.



Tabel 4.6.1 *Overzicht van stormtijden na 2005 die inundaties tot het Spijkerpad tot gevolg hadden. Waterstanden in cm +NAP van getijstation Nes (Waddenzee) en Wierumergonden (Noordzee). List of stormtides after 2005 which resulted in inundation up to Spijkerpad. Waterlevel of tide stations Nes (Wadden Sea) and Wierumergonden (North-Sea) in cm above Amsterdam Zero level.*

Aantal	Datum	NES		WIERUMER GRONDEN	
		HW Nes	Tijd Nes	HW WG	Tijd WG
1	1-11-2006	331	4,30	272	4,40
2	12-1-2007	307	1,50	253	1,40
3	18-3-2007	321	20,50	271	20,30
4	9-11-2007	349	8,00	281	8,40
5	1-3-2008	305	13,10	234	13,00



Figuur 4.6.1 *Begrenzing van het onderzoeksgebied (blauw). De opname (Google Earth) is in de herfst van 2005 gemaakt toen de vallei ten westen van pl 21,6 net was opgeschoond. Een klein stukje (30 m) ten oosten van het strandpad naar pl 21,6 is kort daarna ook afgeplagd. Twee verwijderde drempels zijn in rood aangegeven. Perimeter of the research area (blue). The picture (Google Earth) is made in autumn 2005 just after the valley west of beach pole 21.6 was cleaned of its vegetation. Another small (30 m) stretch east of the path to pole 21.6 was cleaned shortly after. Two removed barriers are dotted in red.*



Figuur 4.6.2 *Een stormtij waarbij zeewater vanaf De Hon de gehele vallei tot km paal 19 inundeert (afstand 4,4 km). Beeld vanaf het Spijkerpad naar oosten. De vernauwing tussen de duinen op de achtergrond is de drempel. Foto: J. Krol (9-11-2007). A storm tide brings seawater from the Wadden Sea over the saltmarsh and floods the complete valley to beach pole 19 (distance 4.4 km). View from Spijkerpad eastwards. The narrow opening between the dunes in the background is the location of the threshold. Photograph: J. Krol (9-11-2007).*



Figuur 4.6.3 *Beeld t.h.v. paal 20,7 in noordelijke richting. Het struweel is in 2005 machinaal verwijderd en afgevoerd. Kunstmatige drempels zijn weer verwijderd waardoor toegang voor zeewater vanaf De Hon mogelijk is geworden. Foto: J. Krol.*
View in northern direction at km pole 20.7. The shrubs were removed by machine and two thresholds were removed too so seawater can enter again from the Wadden Sea. Photograph: J. Krol.



4.6.2. Welke soorten

Naast Groenknolorchis zijn nog 7 andere soorten gekozen waarvan de verspreiding is gemonitord. Per soort zijn de groeiplaatsen met hand-GPS vastgelegd en de aantallen planten geteld. Hiervan is in een GIS programma per soort per jaar een kaart gemaakt met een hoogtekaart (DEM) als ondergrond. Alle soorten worden individueel besproken in 4.6.3.

Tabel 4.6.2 Overzicht van plantensoorten die gekarteerd zijn. Met + is een karteringsjaar aangegeven.
List of mapped species. + is mapped year.

			2006	2007	2008	2009	2010
1	Groenknolorchis	<i>Liparis loeselii</i>	+	+	+	+	+
2	Parnassia	<i>Parnassia palustris</i>	-	+	+	+	+
3	Knobbies	<i>Schoenus nigricans</i>	+	-	+	+	+
4	Moeraswespenorchis	<i>Epipactis palustris</i>	+	-	+	-	+
5	Rond wintergroen	<i>Pyrola rotundifolia</i>	+	-	+	-	+
6	Zilt torkruid	<i>Oenanthe lachenalii</i>	+	+	+	+	+
7	Kortarige zeekraal	<i>Salicornia Europaea</i>	-	+	-	+	-
8	Dodemansvingers	<i>Oenanthe crocata</i>	+	+	+	+	+



4.6.3. Resultaten kartering

4.6.3.1. Groenknolorchis

Inleiding

Naast de bescherming van speciale habitats, zijn er ook Habitatsoorten die onder Natuurbeschermingswet 1998 worden beschermd. De Groenknolorchis (*Liparis loeselii*) is een van de zeer weinige Nederlandse plantensoorten die als habitatsoort is aangemerkt (Janssen & Schaminée, 20014). Daarom is na de audit van de laatste tussenrapportage voor de Begeleidingscommissie Monitoring Bodemdaling Ameland in 2005, een jaarlijkse monitoring van het voorkomen en aantalsontwikkeling van deze soort opgestart.

Voorkomen

Groenknolorchis is een soort die onder invloed staat van basenrijk grondwater en vooral wordt gevonden in trilvenen en duinvalleien (Weeda et al. 1985-94). De soort wordt door Janssen en Schaminée (2004) opgegeven voor “de duinen van de Waddeneilanden (vooral op Texel, Schiermonnikoog en Terschelling), Voorne en Schouwen, in de Grevelingen, op de Hoofdplaat in Zeeuws-Vlaanderen”, en dan verder in trilvenen. Odé en Bolier (2003) geven de soort op voor Ameland; maar niet voor Oost-Ameland. Kreutz & Dekker (2000) vermelden expliciet Oost-Ameland. Sinds 2006 is de soort van West-Ameland verdwenen door vegetatiesuccessie. De laatste groeiplaats is in 2008 geplagd maar de Groenknolorchis is nog niet teruggekeerd. Overall in Europa achteruitgaand, neemt de soort in Nederland, hoewel erg achteruitgegaan en zeldzaam, een bijzondere positie in door het voorkomen van enkele grote populaties. In totaal kwamen in 2002 20.000 exemplaren voor, waarvan de helft op de Waddeneilanden, voornamelijk op Texel en Terschelling (Rossenaar 2002). In natte duinvalleien kunnen populaties aanzienlijk in grootte fluctueren als gevolg van wisselende waterstand, vooral als gevolg van droge of natte omstandigheden (Rossenaar 2002, Odé & Bolier 2003).

De soort groeit op Oost-Ameland in het bodemdalingsgebied in kleine valleitjes achter de zeereep in de nabijheid van de winningslocatie. De soort handhaaft zich hier goed met jaarlijks een wisselend aantal vitale exemplaren die rijk bloeien en vrucht zetten (figuur 4.6.4). In totaal gaat het jaarlijks om enkele honderden exemplaren. Bijna alle exemplaren komen voor in Natura2000-gebied Duinen Ameland, waarvoor een verbeter- en uitbreidingsdoelstelling (populatie) geldt. Slechts enkele exemplaren groeien in Natura2000-gebied Noordzeekustzone (waarvoor geen instandhoudingsdoelstelling geldt). De soort duikt ook op op nieuwe locaties, zoals direct ten westen van de NAM-locatie (2008) en ten westen van het fietspad aan de rand van het natuurontwikkelingsgebied van It Fryske Gea (2010), waar in het laatste geval verwijdering van de bovenlaag (2005) voor verjonging van het ecosysteem zorgde.

Habitat

Volgens Janssen en Schaminée (2004) bestaan de standplaatsen van Groenknolorchis uit min of meer humeus, kalkhoudend zand, die incidenteel tijdens stormvloed met zout water overspoeld kunnen raken. 's Winters staan de groeiplaatsen vaak ondiep onder water. Kreutz & Dekker (2000) vermelden zeer vochtige, jonge, kalkrijke duinvalleien met een beperkt organische stofgehalte en beperkte nutriëntenvoorraad, en met een gebufferde zuurgraad door restinvloed van zeewater. Dit is nu precies de situatie waarin de soort in de valleien nabij de winningslocatie wordt aangetroffen en vanaf 2006 jaarlijks wordt geïnventariseerd.

Bedreiging

Voor ons van belang is te constateren dat “veel geschikte groeiplaatsen [verdwijnen] door voortschrijdende successie”, verbossing, “verdroging en verzuring”. “Uit natte duinvalleien kan de soort op termijn verdwijnen, omdat de soort gebonden is aan jonge kalkrijke stadia” (Rossenaar 2002, Janssen & Schaminée 2004). In verdroogde duinvalleien doet de soort het niet goed (Kreutz & Dekker 2000). “Ook in natuurreservaten zijn veel duinvalleien en rietlanden dichtgegroeid met duinriet, riet, struweel of bos. Mede door die successie en verruiging zijn diverse (deel)populaties in het gedrang gekomen. Daarnaast mist de soort tegenwoordig de dynamiek van een natuurlijk landschap; er ontstaan nauwelijks meer nieuwe geschikte pioniersvegetaties” (Odé & Bolier 2003). Voor de bescherming moet de aandacht zich richten op de toevoer van basenrijk kwelwater en moet het dichtgroeien van de standplaatsen met hogere planten en struiken worden tegengegaan (Janssen & Schaminée 2004). “Bij het voortschrijden van de successie in duinvalleien wordt zij snel zeldzamer, waarschijnlijk door de



concurrentie met andere plantensoorten bij het rijpen van de bodem en het dichtgroeien van de zode" (Kreutz & Dekker 2000).

Dispersie

Omdat Groenknolorchis zich de afgelopen decennia heeft weten te vestigen in gebieden waarvan de soort in het verleden niet is gemeld of die niet eerder als zodanig bestonden (bij voorbeeld de massale vestiging op drooggevallen zandplaten in de Grevelingen, en op opgespoten haventerreinen in Antwerpen) moet worden aangenomen dat de dispersiecapaciteit van haar stofzaad ('gejaagd door de wind') geen beperkende factor vormt (Janssen & Schaminée 2004). Bij recent ongepubliceerd onderzoek (2010) waarvan de Oost-Amelandse populatie ook deel uitmaakt, is de genetische verwantschap vastgesteld van diverse populaties op diverse Waddeneilanden en andere groeiplaatsen. Op de Waddeneilanden lijken herhaalde kolonisaties vanuit andere Waddeneilanden te hebben plaatsgevonden.

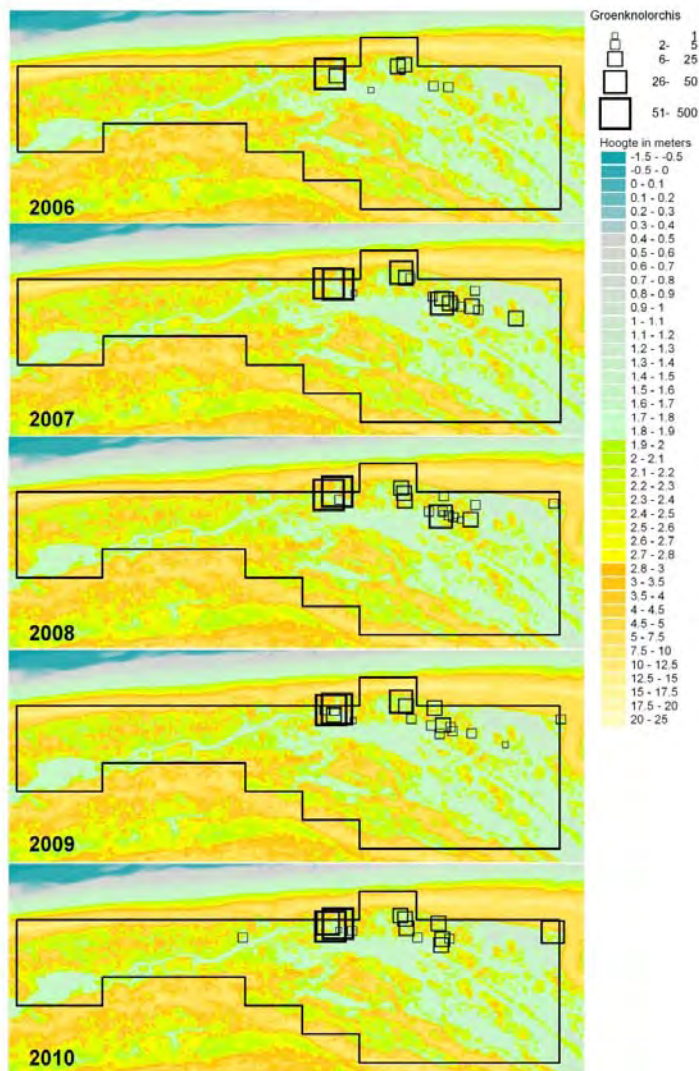
Conclusie

Waar Groenknolorchis op West-Ameland na 2006 niet meer heeft kunnen standhouden door voortgaande successie van de vegetatie, met als drijvende krachten de bodemontwikkeling (afname kalkgehalte, humusopbouw) is dit op Oost-Ameland niet het geval. Instandhouding van habitat en soort wordt in het bodemdalingsgebied bevorderd doordat influx van zout water hier de successie naar verdere stadia remt. Het ecosysteem 'veroudert' hier minder snel. Instuivend vers kalkrijk zand, bevorderd door het invoeren van dynamisch kustbeheer, werkt hieraan mee. Bodemdaling zelf gaat verdroging tegen.

Al met al lijken de effecten van bodemdaling niet tegengesteld aan de habitateisen van Groenknolorchis en worden er dus geen negatieve effecten van verdergaande bodemdaling op deze soort verwacht. Sterker nog, het zou wel eens kunnen dat juist dankzij de combinatie van incidentele instroom van zeewater (mede ten gevolge van bodemdaling) en instuiving van kalkrijk zand uit de zeereep (ten gevolge van dynamisch kustbeheer) de soort in staat stelt zich te handhaven en uit te breiden.



*Figuur 4.6.4 Groenknolorchis in het onderzoeksgebied. Foto: J. Krol (13-8-2008).
Fen Orchid in the research area.
Photograph: J. Krol (13-8-2008).*



Figuur 4.6.5 Verspreiding van de Groenknolorchis (*Liparis loeselii*) door de tijd. Grootte van de symbolen geeft het aantal exemplaren, kleuren zijn hoogteligging. Distribution of Fen Orchid (*Liparis loeselii*) in time. Size of symbols represent numbers and colors present height of ground level.

4.6.3.2. Parnassia

Inleiding

Parnassia (*Parnassia palustris*) wordt in het natuurbeleid aangemerkt als een doelsoort voor de duinen (valleien) en jonge successiestadia in op- en aanwassen en strandvlaktes (Bal 2001). Zij is onder Flora- en faunawet aangewezen als een beschermde soort waarbij enkel met een ontheffing of door te werken met een goedgekeurde gedragscode in of in de nabijheid van deze soort mag worden ingegrepen en er mogelijk schade optreedt aan het actuele leefgebied van deze soort (Soortendatabase: www.minlnv.nederlandsesoorten.nl). Parnassia is op de laatste Rode Lijst voor vaatplanten aangemerkt als kwetsbaar. Het landelijk voorkomen vertoont in 2000 een negatieve trend waarbij haar voorkomen zeer sterk is teruggelopen (Van der Meijden 2000).

Habitat

Parnassia is afhankelijk van een redelijke stabiele zoetwatervoorraad aan de duinvoet. Deze zone kent wel invloed van zout water maar die is beperkt tot de winter. Inundatie met zout water in het voorjaar zorgt voor een afsterven van planten. Daarnaast lijkt de soort niet erg concurrentiekrachtig in duinvalleien waar (rivier)water wordt geïnfiltreerd [in de vastelandsduinen] en legt de soort het dan af tegen brandnetel en duinriet (Weeda et al. 1985-94).



Bedreiging

Parnassia lijkt gevoelig voor beschaduwing, voortschrijdende successie en in het voorjaar voor overstroming door zout water. Het voorkomen van Parnassia in het onderzochte gebied laat zien dat een aanvankelijk forse populatie van duizenden exemplaren aan de oostkant van het gebied in 4 groeiseizoenen geheel verdwijnt. Op de beste groeiplaats op de bovenrand van een vallei is haar standplaats overgenomen door duindoornstruweel waaruit een achteruitgang door voortschrijdende successie aan de orde lijkt te zijn. De gunstige standplaatsen voor deze aan meer zoet water gebonden soort lijken zich naar het westen te verschuiven.

Dispersie

Parnassia kent verschillende soorten van standplaatsen en er is dan ook sprake van meerdere ecotypen. De soort komt voor in schrale graslanden op de hogere zandgronden en in het heuvelland in de heischrale delen van de hellinggraslanden en in de kuststreek. In Midden- en Noord-Europa wordt de soort ook in alpine vegetaties aangetroffen. Veel van de Nederlandse binnenlandse populaties waren tot zeer kort geleden zeer kwetsbaar en klein. Het natuurherstelproject Koolmansdijk in Twente heeft laten zien dat deze soort vanuit de zaadbank zeer massaal kan terugkomen op plekken waar zij nagenoeg was uitgestorven.

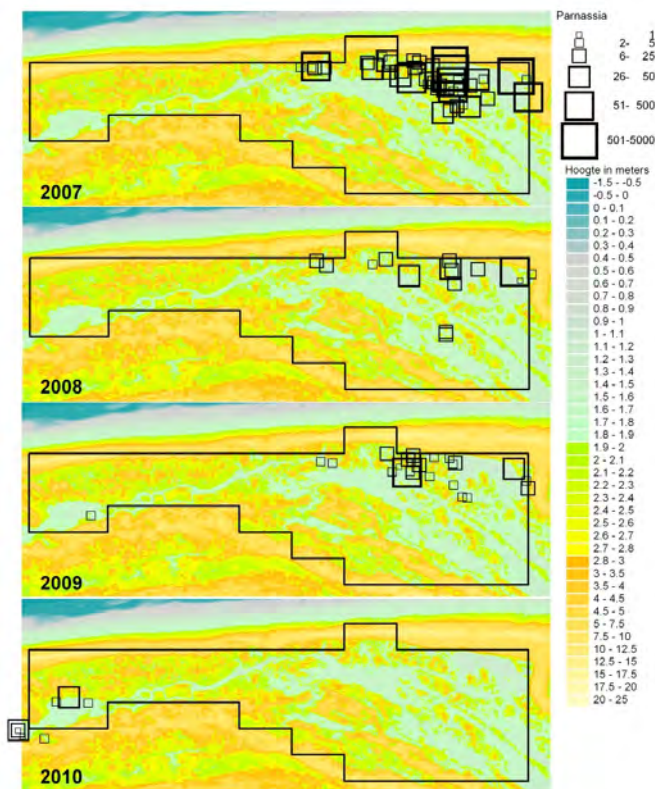
Verspreiding van het zeer fijne zaad is geen probleem; via de wind kan het kilometers afleggen. Ook zal een aantal zaaddozen via instromend zeewater verder het gebied in worden getransporteerd. Zaaddozen kunnen tot drie weken blijven drijven en zo in een smalle zone op het niveau van de hoogste waterstand terecht komen (Bouman et al. 2000). Kiemplanten zijn voor droogte en zout zeer gevoelig.

Conclusie

Het verspreidingsbeeld over de jaren laat een sterke achteruitgang in het oostelijke deel zien. Hier groeide Parnassia vooral in een smalle strook op de overgang van vallei naar duin. Waarschijnlijk door successie is de situatie hier niet optimaal meer. Er is een verschuiving te zien van de soort door het onderzoeksgebied van oost naar west, bewerkstelligd door het water als transportmiddel. Waarbij niet is uit te sluiten dat mocht een inundatie met zout water uitblijven of minder lang duren, de soort alsnog op oude standplaatsen zal opduiken. In de geplagde vallei tussen paal 20,6 en 21,6 verschijnt Parnassia in 2009 en neemt daar toe.



Figuur 4.6.6 *Parnassia* in het onderzoeksgebied.
Foto: J. Krol (5-9-2008).
Grass-of-Parnassus in the research
area. Photograph: J. Krol (5-9-2008).



Figuur 4.6.7 Verspreiding van de Parnassia (*Parnassia palustris*) door de tijd. Grootte van de symbolen geeft het aantal exemplaren, kleuren zijn hoogteligging
*Distribution of Grass-of-Parnassus (*Parnassia palustris*) in time. Size of symbols represent numbers and colors present height of ground level.*

4.6.3.3. Knopbies

Inleiding

Deze grasachtige plant is de naamgever van een van de botanisch rijkste en hoogst gewaardeerde (duinvallei)vegetatietypen, de Knopbies-associatie. Knopbies (*Schoenus nigricans*) kan zeer dominerend, maar ook structurerend optreden in eerste successiestadia. Maar in de valleien op Oost-Ameland is haar rol bescheiden. Voor deze soort geldt dat zij zich vestigt in de ontzilte delen van duinvalleien maar in het oostelijke deel van het onderzoeksgebied worden de planten jaarlijks overspoeld met zeewater. Veelal is haar maar een kort leven beschoren aangezien zij veel en gemakkelijk verteerbaar strooisel produceert dat in deze van nature vrij voedselarme jonge bodems aan de bodemontwikkeling een enorme stimulans geeft. Juist deze bodemvorming maakt de weg vrij voor andere soorten en vegetatietypen (Weeda et al. 2000, Schaminée et al. 1995).

Knopbies wordt in het natuurbeleid aangemerkt als een doelsoort voor de duinen (valleien) en jonge successiestadia in op- en aanwassen en strandvlakten (Bal 2001). De soort is op de laatste Rode Lijst voor vaatplanten aangemerkt als kwetsbaar. Het landelijk voorkomen vertoont in 2000 een negatieve trend waarbij haar voorkomen zeer sterk is teruggelopen (Van der Meijden 2000).

Voorkomen

De soort komt zowel in de zuidwestelijke Delta, de Hollandse vastelandsduinen en op de Waddeneilanden voor. Haar grootste voorkomen is toch wel dat in het waddengebied (Weeda et al. 2000). Binnen het onderzoekgebied komt zij vooral voor in het oostelijk deel (figuur 4.6.9). Haar voorkomen is over de onderzoekjaren stabiel met enkele tientallen planten. Na een eerdere enkele waarneming in het westelijk deel in een kruipwilgvallei vestigt zij zich nieuw in 2010 in de geplagde vallei. En gezien de aantallen is er sprake van een permanente vestiging. Wel is het vraag of het hier om een potentiële grootschalige knopbiesvegetatie zal gaan of bij



kleine vestigingen zal blijven. Dat de soort zeer goed reageert op herinrichting, blijkt uit ervaringen met een eerder natuurontwikkelingsproject op Goeree. Op West-Ameland heeft Knopbies het moeilijk, zo lijkt het, en komt zij af en toe in klein aantal voor.

Habitat

Knopbies vestigt zich in de initiële vegetatieontwikkeling op het open zand. Wanneer sprake is van valleien met een gegarandeerde toevoer van licht kalkrijk water kan de dominantie van de soort vele tientallen jaren standhouden. Treedt er in de loop van de tijd een lichte verzuring op, dan gaan soorten als kruipwilg een rol van betekenis spelen. Maar ook dan kan Knopbies nog onder het kruipwilstruweel standhouden. Bij lichte overstuiving vestigen zich soorten als Duinriet (*Calamagrostis epigejos*) maar ook hierbij weet Knopbies zich lang staande te houden. Bij sterkere verzuring blijft Knopbies aanwezig in de zich dan ontwikkelende natte heide (Schaminée et al. 1995).

De preferente standplaats van deze soort komt deels overeen met de standplaats van andere uitgelichte soorten zoals Rond wintergroen, Moeraswespenorchis en Groenknolorchis. Wel zal het optreden van een vegetatie waarin Rond wintergroen voorkomt, indiceren dat zonder het optreden van een calamiteit als volledige overstrooming door zeewater de rol van Knopbies in het vervolg van de vegetatieontwikkeling bescheiden zal zijn. In de valleien op Oost-Ameland komt Knopbies voor in Habitattype 2190, anders dan Rond wintergroen (zie aldaar).

Bedreiging

Begrazing door konijnen kan door deze soort als zeer problematisch worden ervaren aangezien de planten dan veelal tot de wortel worden afgevreten. Dit staat de zaadsetting maar ook hergroei van de in pollen groeiende soort in het volgende groeiseizoen in de weg (Schaminée et al. 1995).

Dispersie

Deze soort vestigt zich vooral op kale bodem en lijkt ook goed te regenereren uit een bodemzaadbank, maar wordt verspreid door wind en water (Bouman et al. 2000). Ook hier doet instromend water haar werk. Wel blijkt uit ervaringen bij plagproeven op Terschelling dat in het Waddengebied de aanwezigheid van gezonde moederplanten in de directe omgeving, een zeer belangrijke rol speelt. Het herstel van Knopbies in de vastelandsduinen bleek deels beperkt door het aanbod van kwalitatief slechte zaden (Grootjans, Adema et al. 2007).

Conclusie

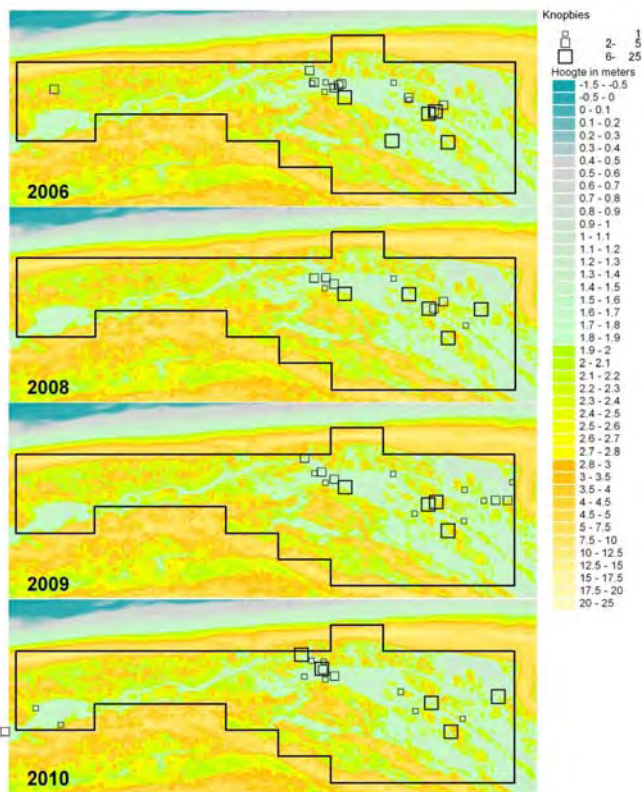
Het veelvuldiger optreden van inundaties zal voor Knopbies zeer regelmatig nieuwe vestigingsmilieus laten ontstaan. Ook wanneer plekken met oudere populaties zich doorontwikkelen naar volgende successiestadia waarin Knopbies enkel een bescheiden rol zal spelen, is door de vernieuwing in het landschap voldoende ruimte voor deze soort. Door haar rol als systeembouwer kan zij zelfs een beperkte rol spelen in de uitbreiding van standplaatsen voor Parnassia, Rond wintergroen en Moeraswespenorchis en Groenknolorchis. Mits de toestrooming van oppervlakkig zoet water is gegarandeerd.



Figuur 4.6.8 *Knopbies in het onderzoeksgebied.*
Black Bog-rush in the research area.



Foto/Photograph: J. Krol (3-9-2008).



Figuur 4.6.9 Verspreiding van de Knopbies (*Schoenus nigricans*) door de tijd. Grootte van de symbolen geeft het aantal exemplaren, kleuren zijn hoogteligging. Distribution of Black Bog-rush (*Schoenus nigricans*) in time. Size of symbols represent numbers and colors present height of ground level.

4.6.3.4. Moeraswespenorchis

Inleiding

Moeraswespenorchis (*Epipactis helleborine*) komt voor in kalkrijke duinvalleien en in kalkrijke schrale moerasige graslanden; in het rivierengebied ook op plekken waar kalkrijke klei gewonnen wordt. In voormalige kwelders komt de soort voor op plekken die reeds grotendeels zijn ontzilt, maar waar de basen uit het zeewater nog niet met het regenwater zijn uitgespoeld (Weeda et al. 1985-94).

De Moeraswespenorchis wordt in het natuurbeleid aangemerkt als een doelsoort voor de duinen (valleien) en jonge successiestadia in op- en aanwassen en strandvlakten (Bal 2001). Zij is onder de Flora- en faunawet aangewezen als een beschermde soort waarbij enkel met een ontheffing of door te werken met een goedgekeurde gedragscode in of in de nabijheid van deze soort mag worden ingegrepen en er mogelijk schade optreedt aan het actuele leefgebied van deze soort (Soortendatabase: www.minlnv.nederlandsesoorten.nl). Moeraswespenorchis is op de laatste Rode Lijst voor vaatplanten aangemerkt als kwetsbaar. Het landelijk voorkomen vertoont in 2000 een negatieve trend waarbij haar voorkomen zeer sterk is teruggelopen (Van der Meijden 2000).

Voorkomen

Deze soort heeft een belangrijk voorkomen in de duinen en wel specifiek de duinvalleien. Ook binnen het onderzoekgebied is zij vrij permanent aanwezig in relatief constante aantallen. Het gaat om ongeveer 15.000 exemplaren in een vrij klein gebied dat vrij dicht achter de zeereep ligt. Hier bevinden zich duinvalleitjes die bedekt zijn met een korte begroeiing van Kruiwilg (*Salix repens*) waartussen de orchideeën groeien (figuur 4.6.10). In 2010 versijnt Moeraswespenorchis in de geplagde vallei en zal zich naar verwachting daar de komende jaren uitbreiden in de pioniervegetatie.



Habitat

Moeraswespenorchis groeit op zonnige tot licht beschaduwde plekken. Hierbij is de bodem vochtig en humushoudend tot venig. De zuurgraad varieert van zwak zuur tot basisch. Daarbij is de bodem zeker basenrijk en niet al te voedselrijk. De soort komt veelal in groten getale voor in een vegetatie met een pionierkarakter. Als de groeiplaats dichtgroeit met kruipwilgstruweel, zoals in de geïnterpreteerde valleien, kan de soort zich vaak nog lang handhaven (Weeda et al. 1985-94).

In algemene zin is het habitatype van de hier geïnterpreteerde duinvalleien volgens de EU Habitatrictlijn aan te merken als 'Vochtige duinvalleien' (H2190). Maar in het specifieke geval van de groeiplaatsen van Moeraswespenorchis is in deze duinvalleien relatief dicht onder de zeereep, sprake van 'Duinen met *Salix repens* ssp. *argentea* (*Salicion arenariae*)' (H2170). Dit komt ook tot uiting in het gelijktijdig voorkomen alhier van Rond wintergroen (4.6.3.5).

Bedreiging

In volgorde van afnemende belangrijkheid wordt de soort bedreigd door verdroging, verzuring en/of ontkalking. In de laatste twee situaties kan de soort langer standhouden door buffering vanuit het aanwezige bodemvocht (Weeda et al. 1985-94).

Begrazing is geen bedreiging al zal een te intensieve begrazing de zaadzetting van de soort soms bemoeilijken door vraat van de bloeiaren of jonge zaaddozen. Wells meldt in Kindlmann & Balounová (Kindlmann & Balounová 2001) dat er een groot effect waar te nemen is in bloei en voortplantingssucces van orchideeën wanneer deze worden begraasd door grote grazers en ook Konijnen. Deze laatste soort kan zelfs een negatief effect hebben op de standplaats van de orchidee door vergraving daarvan, maar op Ameland is hiervan geen sprake. Een goede konijnenstand is in het duingebied van Ameland van groot belang voor het vertragen van struweelvorming en daarmee voor het behoud van (planten)biodiversiteit.

Tenslotte is er, bevorderd door het recente dynamisch kustbeheer, in het inventarisatiegebied overstuiving met kalkrijk zand vanuit de zeereep. Dit kan enerzijds een bedreiging vormen door lokale verdroging, maar is anderzijds een voorwaarde voor behoud o.a. door tegengaan van verzuring en het terugzetten van vegetatiesuccessie. Op de langere termijn moet een verdroging van de huidige groeiplaatsen door teveel ophoging met stuifzand echter niet worden uitgesloten.

Dispersie

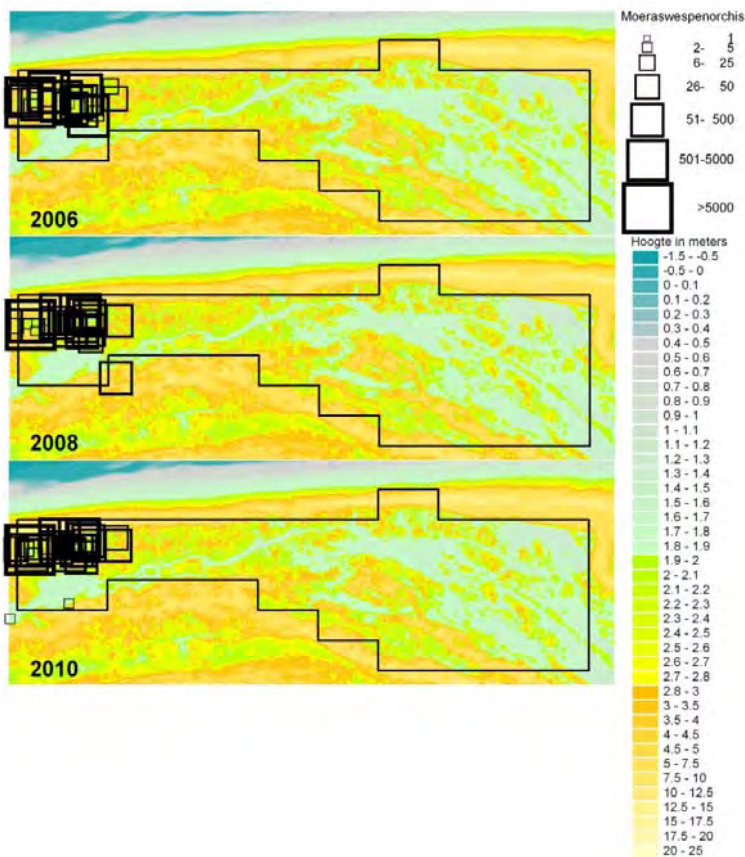
De Moeraswespenorchis is een meerjarige soort die wordt bestoven door insecten, maar ook zelfbestuiving is mogelijk. De in gigantische hoeveelheden geproduceerde ballonzaden worden door wind of water verspreid. Bij zonnig weer kan het zaad met de warme lucht opstijgen. Verspreiding ondervindt amper een belemmering (Bouman et al. 2000). De plant vormt tevens een lange, kruipende wortelstok met uitlopers. Later in het seizoen kan er een tweede bloei optreden (Weeda et al. 1985-94).

Conclusie

Deze soort heeft een belangrijk voorkomen in de duinen en wel specifiek de duinvalleien. Ook binnen het onderzoeksgebied is zij vrij permanent aanwezig in relatief constante aantallen. Zolang grootschalige opslag of uitbreiding van struweelvormers wordt voorkomen, is de aanwezigheid van deze soort gegarandeerd. Alleen teveel ophoging door stuifzand kan op de lange termijn een bedreiging vormen. In de geplagde vallei vestigt Moeraswespenorchis zich in 2010 en zal daar ongetwijfeld uitbreiden de komende jaren. Ook nieuwe duinvalleiachtige vegetaties meer in het oosten kunnen na voldoende ontzilting een mogelijke standplaats voor deze orchidee bieden.



Figuur 4.6.10 Moeraswespenorchis in het onderzoeksgebied.
Foto: J. Krol (15-7-2010).
Marsh Helleborine in the research area.
Photograph: J. Krol (15-7-2010).



Figuur 4.6.11 Verspreiding van de Moeraswespenorchis (*Epipactis palustris*) door de tijd. Grootte van de symbolen geeft het aantal exemplaren, kleuren zijn hoogteligging.
Distribution of Marsh Helleborine (*Epipactis palustris*) in time.
Size of symbols represent numbers and colors present height of ground level.



4.6.3.5. Rond wintergroen

Inleiding

Rond wintergroen (*Pyrola rotundifolia*) wordt in het natuurbeleid aangemerkt als een doelsoort voor de duinen (valleien) en groen strand (Bal 2001). De soort is op de laatste Rode Lijst voor vaatplanten aangemerkt als kwetsbaar. Het landelijk voorkomen vertoont in 2000 een negatieve trend waarbij haar voorkomen zeer sterk is teruggelopen (Van der Meijden 2000).

Pyrola groeit op vochtige, voedselarme, humeuze grond in kruipwilgstruwelen, in lichte bossen en venen en bij leemkuilen. Daarbij leeft deze soort in symbiose met een schimmel waarbij zij in haar jeugd zelfs parasiteert op andere bodemschimmels. Mede de aanwezigheid van een dikke laag strooisel van de kruipwilg zorgt dat deze vegetatie rijk is aan schimmels (zowel paddenstoelen als overige schimmels) (Weeda et al. 1985-94, Schaminée et al. 1995).

Voorkomen

Plaatselijk vrij algemeen voorkomend in het in de Hollandse vastelandsduinen en op de Wadden. Daarnaast komt deze soort zeer zeldzaam voor in het Pleistoceen, Heuvelland en Estuariëndistrict en in Flevoland (Weeda et al. 1985-94).

Habitat

In duinvalleien en op groene stranden vormt de vegetatie van Kruipwilg (*Salix repens*) waarin het Rond wintergroen voorkomt, het successiestadium dat volgt op het door Knopbies gedomineerde stadium. Zij kan op haar beurt weer overgaan in een vegetatie van Kruipwilg en Kraaiheide (*Empetrum nigrum*). Deze verandering kan door het instuiven van zand weer teniet worden gedaan (Schaminée et al. 1995).

De huidige vindplaatsen van Rond wintergroen (figuur 4.6.13) in het onderzoeksgebied behoren niet tot de bij EU Habitatrictlijn (Natuurbeschermingswet 1998) beschermde 'Vochtige duinvalleien' (H2190), maar tot het bijzondere, meer kleinschalige beschermde Habitatype 'Duinen met *Salix repens* ssp. *argentea* (*Salicion arenariae*)' (H2170).

Bedreiging

In duinsystemen waar voldoende dynamiek aanwezig is, zal er een mozaïek optreden van kruipwilgvegetaties en haar in de successie voorafgaande en navolgende vegetaties. Wanneer deze dynamiek dempt en ook begrazing of maaien beperkt wordt toegepast, zal er een dominantie van Kruipwilg gaan optreden. Dit kan zowel voordelen als op termijn nadelen voor de Rond wintergroen op gaan leveren. Vooral de opslag van grotere struik- en boomvormers zal op termijn ook het ruimte voor Rond wintergroen beperken (Schaminée et al. 1995).

Van deze soort is bekend dat zij negatief reageert op verzuuring en meststoffen. Ook beïnvloeding door zout water heeft negatieve invloed op deze soort (Weeda et al. 1985-94). Maar op de standplaatsen waar zij samen met Moeraswespenorchis (zie aldaar) voorkomt is geen sprake van overspoeling met zeewater.

Dispersie

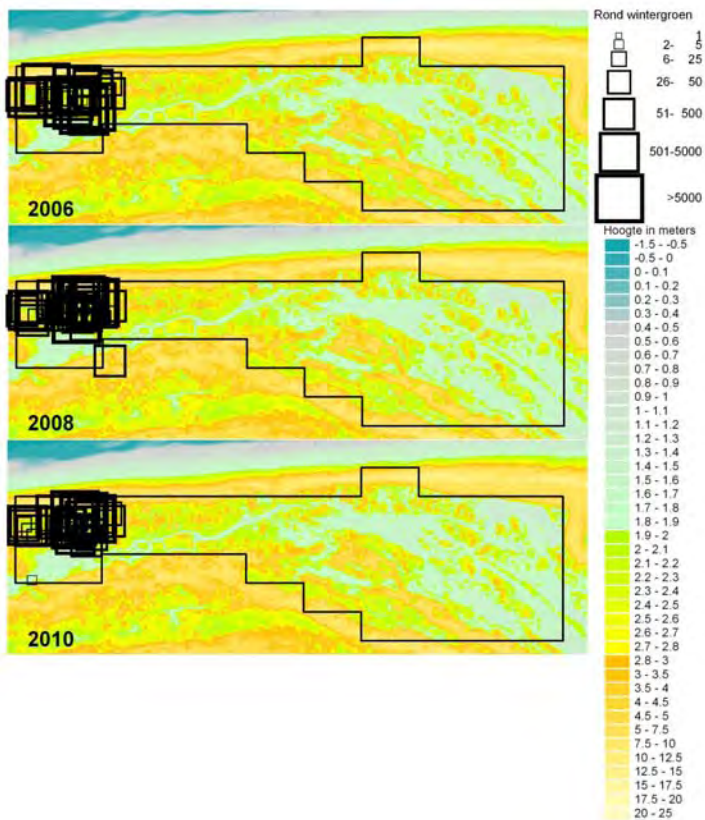
Rond wintergroen heeft stoffijn zaad dat door de wind gemakkelijk wordt verspreid. Succesvolle vestiging van deze soort is mede afhankelijk van de aanwezigheid van haar symbiotische schimmel (Weeda et al. 1985-94).

Conclusie

Aangezien het Rond wintergroen bij voorkeur zeer dichtbij of in kruipwilgstruwelen voorkomt is het voorkomen van dit struweel mede bepalend voor de toekomst van het Rond wintergroen. Kruipwilg is momenteel geen beperkende factor in het onderzoeksgebied en zolang ook de zoutinvloed beperkt blijft in delen van de westelijke duinvalleien en de lage struwelen instant blijven, zal ook Rond wintergroen daar een goede toekomst tegemoet gaan. In 2010 (figuur 4.6.13) verschijnt zij in de geplagde vallei en daar zal de komende jaren ongetwijfeld uitbreiding plaats gaan vinden.



Figuur 4.6.12 Rond wintergroen in het onderzoeksgebied. Foto: J. Krol (21-7-2008).
Round-leaved Wintergreen in the research area. Photograph: J. Krol (21-7-2008).



Figuur 4.6.13 Verspreiding van het Rond wintergroen (*Pyrola rotundifolia*) door de tijd. Grootte van de symbolen geeft het aantal exemplaren, kleuren zijn hoogteligging.
Distribution of Round-leaved Wintergreen (*Pyrola rotundifolia*) in time. Size of symbols represent numbers and colors present height of ground level.



4.6.3.6. Zilt torkruid

Inleiding

Zilt torkruid (*Oenanthe lachenalii*) wordt in het natuurbeleid aangemerkt als een doelsoort voor de duinen (valleien), kwelders en strandvlakten (Bal 2001). De soort is op de laatste Rode Lijst voor vaatplanten aangemerkt als kwetsbaar. Het landelijk voorkomen vertoont in 2000 een negatieve trend waarbij haar voorkomen sterk is teruggelopen (Van der Meijden 2000).

Zilt torkruid komt grotendeels voor in brak milieu, waarbij de soort buitendijks veelal gebonden is aan de randen van kwelders en schorren waar vanuit de duinvoet zoet water naar de oppervlakte welt. Een andere standplaats is het samenkomen van zout en zoet water bij de uitstroom van zoet water in zee. In meer binnendijkse situaties komt de soort voor in grote bestanden van grovere grasachtigen zoals Zeerus (*Juncus maritimus*), Strandkweek (*Elytrigia atherica*), Riet (*Phragmites australis*) of Rietzwenkgras (*Festuca arundinacea*) (Weeda et al. 1985-94).

Voorkomen

Deze soort wordt vooral waargenomen rondom de Waddenzee en in de zuidwestelijke Delta. Uit de Hollandse vastelandsduinen is zij weinig bekend, wel wordt zij in het achterland in de voormalige brakke veengebieden gevonden (Weeda et al. 1985-94). In het onderzoeksgebied komt zij in het oostelijk deel voor in vochtig duingrasland op de overgang van Het Oerd naar De Hon. In 2010 gaat het om ruim 3300 exemplaren. De groeiplaatsen worden regelmatig overspoeld met zeewater ([hoofdstuk 4.1](#)). Op West-Ameland komt zij nog maar beperkt voor in kleine aantallen.

Habitat

Op natte, brakke tot zilte, grazige grond, onder andere in vloedmerk. Wanneer er ontzilting van de bodem optreedt kan zij lang standhouden. Daardoor kan Zilt torkruid op veel zoetere standplaatsen voorkomen dan haar naam doet vermoeden. Zij komt ook voor in brakke strooiselruigten waar zij samen voorkomt met soorten als Heemst (*Althaea officinalis*), daarnaast komt zij voor in vochtige duingraslanden (Weeda et al. 2003).

Bedreiging

Gezien haar standplaats zal verdroging voor deze soort een probleem vormen. Daar is hier nu geen sprake van. Ook zeer frequente en langdurige overspoeling met (zout) water zal deze soort niet overleven (Schaminée et al. 1998). Maar de regelmatige overspoeling met zeewater zoals die de laatste jaren plaatsvindt ([hoofdstuk 4.1](#)) deren de soort niet.

Dispersie

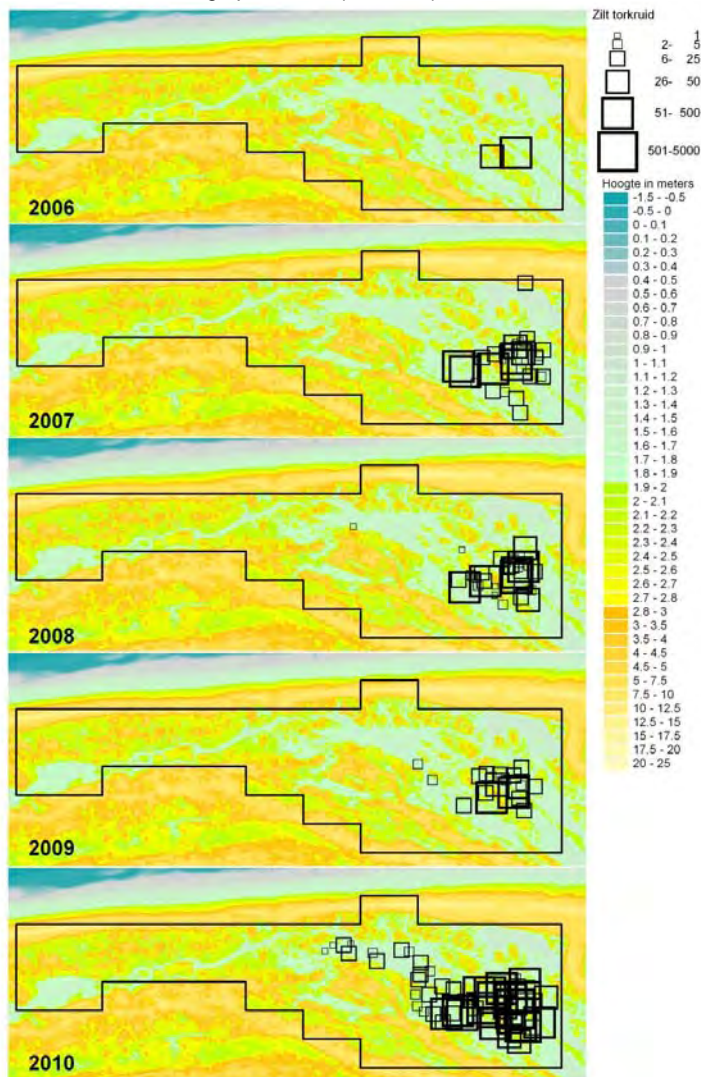
Verspreiding van de zaden vindt plaats via het water (Bouman et al. 2000). Gebruikmakend van de instroom van zeewater en het toenemende aantal dagen dat de valleien onder water staan, is de uitbreiding van de soort naar het westen goed te volgen ([figuur 4.6.15](#)).

Conclusie

Met de huidige toegenomen invloed van zout water in de oostelijke delen van het onderzoeksgebied is Zilt torkruid sterk in areaal uitgebreid en in aantal toegenomen. Hoe permanent deze uitbreiding zal zijn moet de toekomst uitwijzen. Een verdere toename van inundatieduur zou ook wel eens ten koste van de vegetatie kunnen gaan waarbinnen Zilt torkruid zich nu vestigt en handhaaft. In dat geval zou het areaal zich dan verder naar het westen verplaatsen.



Figuur 4.6.14 Zilt torkruid in het onderzoeksgebied. Foto: J. Krol (3-8-2010).
Parsley Water-dropwort in the research area.
Photograph: J. Krol (3-8-2010).



Figuur 4.6.15 Verspreiding van Zilt torkruid (*Oenanthe lachenalii*) door de tijd. Grootte van de symbolen geeft het aantal exemplaren, kleuren zijn hoogteligging.
Distribution of Parsley Water-dropwort (*Oenanthe lachenalii*) in time. Size of symbols represent numbers and colors present height of ground level.



4.6.3.7. Zeekraal

Inleiding

Zeekraal wordt in het natuurbeleid aangemerkt als een doelsoort voor de op- en aanwassen en voor strandvlakten (Bal 2001). Door zeekraal gedomineerde en goed ontwikkelde vegetaties zijn als 'Eenjarige pioniersvegetaties van slik- en zandgebieden met *Salicornia* ssp. en andere zoutminnende soorten' (H1310) een van de typen waarvoor de Waddenzee en Noordzeekustzone is aangewezen als Natura2000-gebied.

Voor het Nederlandse grondgebied is zeekraal een van de zeer weinige soorten die juist door de aanwezigheid van zout in de groei wordt gestimuleerd. Tevens is zij in staat om een tijdelijke toevoer van ammonium of nitraat uit snel mineraliserende resten van algen en/of vloedmerk te tolereren. Verder kan zij door actief zuurstof in haar wortelmilieu te lekken, voorkomen dat er giftige concentraties van sulfiden ontstaan in haar directe wortelmilieu. Er komen eigenlijk twee soorten zeekraal in Nederland voor: Langarige en Kortarige zeekraal (Weeda et al. 2003). Voor het onderzoek in de door zeewater incidenteel overstromde duinvalleien op Oost-Ameland is vooral de Kortarige zeekraal (*Salicornia europaea*) de belangrijkste soort.

Voorkomen

Kortarige zeekraal wordt zowel binnen- als buitendijks aangetroffen op door zout water beïnvloede plekken. Buitendijks is zij te vinden op kwelders, strandvlakten en groene stranden. Zij wordt gevonden langs de hele Noordzee- en Waddenkust en vroeger ook langs de Zuiderzee (Weeda et al. 2003)

De invloed van overstroming met zeewater door de natuurontwikkelingsmaatregelen van It Fryske Gea in het westelijke deel van de duinvalleien heeft het voorkomen aldaar mogelijk gemaakt. Nu de invloed van het zeewater de laatste tijd weer is beperkt tot de oostzijde van het onderzoeksgebied verdwijnt Kortarige zeekraal weer uit het westelijk deel. Daar staat tegenover dat de soort in de kartering van 2009 verschijnt in het oostelijke deel. Dit wordt mogelijk gemaakt door een extreme omstandigheid in 2007 waarbij de grazige vegetatie in een vallei direct ten westen van de NAM-locatie afsterft (4.1.6.2) en Kortarige zeekraal in de herfst van 2007 begint te kiemen en zich daar sindsdien handhaaft ([figuur 4.6.16](#)).

Habitat

Buitendijks naar de zeekant voornamelijk boven de gemiddelde hoogwaterlijn voorkomend; binnendijks algemeen op min of meer open, sterk zilte, onbegroeide terreinen. De soort kiemt het best op door zout water verzadigde bodem (Weeda et al. 2003), maar wel na neerslag.

Bedreiging

In het algemeen zullen door voortgaande opslibbing situaties ontstaan waarbij de zoutinvloed afneemt. Een grazige vegetatie zal deze standplaats dan op den duur overnemen. Het tegenovergestelde kan ook optreden waarbij er door vergrote invloed van zout water juist weer gunstige standplaatsen voor zeekraal ontstaan. Bij deze laatste verandering is veelal sprake van afslag van bestaand schor of kwelder, of bij bodemdaling, waarvan in de geïnventariseerde valleien sprake is. Ook kan via afgraving of plaggen de successie kunstmatig worden teruggezet (Weeda et al. 2003).

Dispersie

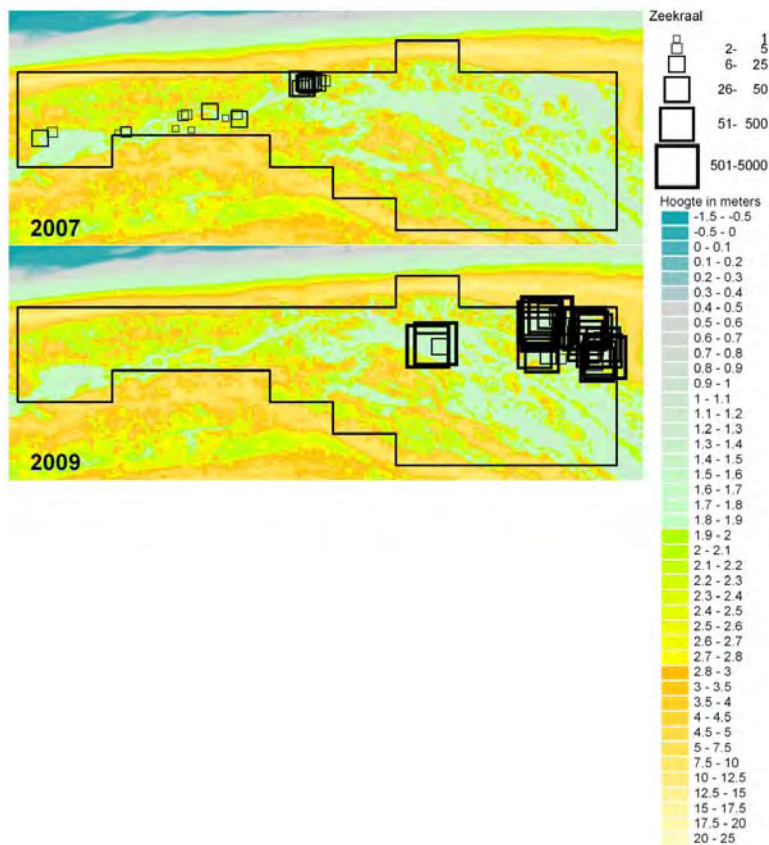
De zaden van zeekraal kunnen door zeewater worden verspreid maar zinken meestal binnen 50 cm van de moederplant. Ook het drijfvermogen, van zowel verse als gedroogde, zeekraalzaden is beperkt tot een paar uur (Davy, Bishop et al. 2001), maar levert dan wel een drijvende zaadbank op die snelle verspreiding door zeewater mogelijk maakt. Zeekraal kan als losgeslagen kiemplant ook grote afstanden afleggen en zelfs tot 3 maanden overleven (Davy, Bishop et al. 2001).

Conclusie

Zeekraal is een nieuwe soort in het onderzoeksgebied. In het westelijke deel verscheen zij in 2007 nadat de bodem daar geplagd was en vanwege meerdere inundaties in de voorgaande winter voldoende verzilt was om kieming mogelijk te maken. Maar het voorkomen is van korte duur geweest toen voldoende nieuwe inundaties uitbleven en de bodem weer ontzilt raakte. In het oostelijke deel van het onderzoeksgebied verschijnt zij daarna nieuw in een vallei na een extreme verzilting daar. Sindsdien is daar een nieuwe vegetatie gevestigd met meerdere kweldersoorten waarin Kortarige zeekraal zich voorlopig goed handhaaft ([figuur 4.6.17](#)).



Figuur 4.6.16 Zeekraal in het onderzoeksgebied. Foto: J. Krol (22-9-2009).
Common glasswort in the research area. Photograph: J. Krol (22-9-2009).



Figuur 4.6.17 Verspreiding van de Kortarige zeekraal (*Salicornia europaea*) door de tijd. Grootte van de symbolen geeft het aantal exemplaren, kleuren zijn hoogteligging.
Distribution of Common Glasswort (*Salicornia europaea*) in time. Size of symbols represent numbers and colors present height of ground level.



4.6.3.8. Dodemansvingers

Inleiding

Dodemansvingers (*Oenanthe crocata*) staat op de Rode lijst voor vaatplanten als gevoelig aangemerkt. Maar haar zeldzame voorkomen wordt stabiel genoemd. Haar naam dankt zij aan de vorm van de zeer giftige (dodelijke) wortelknollen.

Voorkomen

Het is een zeer zeldzame soort die vrij nieuw is in het Nederlandse duingebied. In 1975 wordt zij in Nederland voor het eerst, in de kalkrijke duinen bij Voorne gevonden (Weeda et al. 1985-94). 't Lam (2006) noemt Dodemansvingers ook alleen voor Voorne. Een andere recente groeiplaats is het Kennemerstrand bij IJmuiden. De soort heeft hier een marginaal voorkomen als een oostelijke voorpost van een meer westelijke (Engeland) verspreiding die zuidelijk doorloopt naar het westelijk Middellandse-Zeegebied. Op Ameland wordt Dodemansvingers in 2004 gevonden door R. de Ree. Het is een overblijvende plant maar ze is niet in alle jaren aangetroffen. In 2006 waren er 3 planten en in 2007 2. In 2008 en 2009 werd zij niet gevonden maar in 2010 was ze weer terug met 6 exemplaren en ook in 2011 is zij aanwezig met 4 planten. Soms verschijnt er alleen een vegetatief deel en in sommige jaren ontwikkelt zich een prachtige grote plant die mogelijk ook zaad vormt (figuur 4.6.18). Mogelijk is het nieuwe voorkomen van Dodemansvingers in Nederland een gevolg van klimaatverandering (opwarming).

Habitat

Op de weinige plaatsen waar ze in Nederland voorkomt is sprake van kwelplaatsen in de duinen. Ook op Ameland groeit zij waarschijnlijk op kwelwater aan de voet van de duinen op natte matig voedselrijke grond. De groeiplaats bevindt zich op de rand van de geplagde vallei tussen vrij open niet vitaal duindoornstruweel tezamen met andere vrij hoog opgaande soorten als Duinriet (*Calamagrostis epigejos*), Koninginnekruid (*Eupatorium cannabinum*) en haar familielid Fluitenkruid (*Anthriscus sylvestris*).

Bedreiging

Verzilting en vernatting van de bodem zou een bedreiging kunnen vormen maar ondanks de incidentele (niet jaarlijks) inundatie van de groeiplaats met zeewater houdt de soort stand. Overstroming met zeewater duurt op de groeiplaats meestal niet langer dan 1 of 2 dagen en waarschijnlijk is de kweldruk van het zoete duinwater voldoende voor de plant om zich te kunnen handhaven. Gezien de afwezigheid van de soort in sommige jaren bereikt Dodemansvingers op Oost-Ameland de grenzen van haar mogelijkheden.

Dispersie

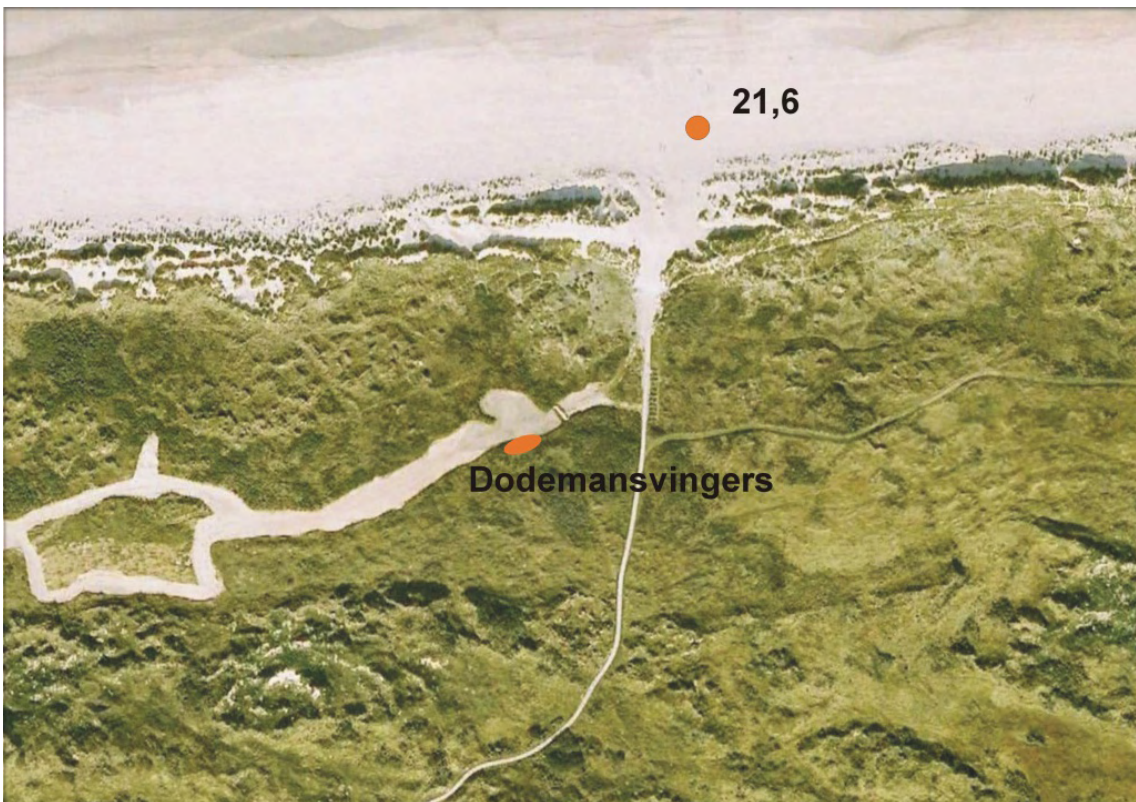
De verspreiding van de zaden vindt plaats via water en dit is ook de meest waarschijnlijke manier waarop Dodemansvingers op haar groeiplaats aan de rand van een regelmatig met zeewater volstromende vallei is terechtgekomen. Maar gezien de grote afstand tot andere groeiplaatsen blijft het zeer bijzonder dat zij plotseling op Oost-Ameland opduikt. Als de planten kiemkrachtig zaad vormen, zou de soort zich ook verder langs de vallei kunnen verspreiden maar dat is tot nu niet gebeurd.

Conclusie

Dodemansvingers op Oost-Ameland is een plotselinge aangename en zeer zeldzame verschijning. Alhoewel de soort niet jaarlijks verschijnt en in klein aantal voorkomt, staat zij in andere jaren volop in bloei en vormt mogelijk ook zaad. Zij handhaaft zich al tenminste 7 jaar op dezelfde plaats maar of de soort uit gaat breiden of op termijn ook weer verdwijnt is onvoorspelbaar.



Figuur 4.6.18 *Dodemansvingers* in het onderzoeksgebied. Foto: J. Krol (19-6-2005).
Hemlock Water-dropwort in the research area. Photograph: J. Krol (19-6-2005).



Figuur 4.6.19 Groeiplaats van *Dodemansvingers* (*Oenanthe crocata*) in het onderzoeksgebied.
Growth location of Hemlock Water-dropwort (*Oenanthe crocata*) in the research area.



4.6.4. Discussie

De gekarteerde bijzondere plantensoorten hebben een opvallende overeenkomst. Alle gekarteerde soorten verspreiden zich vooral met de in het gebied dominante transportmedia: wind en water.

Wind en water blijken dus niet alleen de drijvende krachten achter de abiotische vorming van het onderzoeksgebied (De Jong et al. dit rapport), maar blijken ook de drivers achter de verspreiding van de gekarteerde plantensoorten. De voor de betreffende soort vereiste milieufactoren ter plekke bepalen dan of deze zich kan vestigen.

Van de 8 gekarteerde soorten staat alleen Kortarige zeekraal niet op de Rode Lijst voor vaatplanten maar deze soort is gemonitord vanwege de indicering van zilte groeiomstandigheden. Daaruit blijkt dat deze extreme omstandigheden beperkt voorkomen in het gebied. Na enkele zeldzame inundaties in het geplagde westelijke deel van het onderzoeksgebied vestigt de soort zich daar, maar verdwijnt ook weer snel als nieuwe inundaties uitblijven. In het oostelijke deel verschijnt zeekraal in een beperkt gebied dat verzilt raakt na een lange droogte na een late voorjaarsinundatie in 2007. De overige 7 soorten staan op de Rode Lijst vanwege hun zeldzaamheid of recente achteruitgang. Van deze soorten gaat in het onderzoeksgebied alleen Parnassia sterk achteruit. Maar dit betreft het oostelijke deel van het gebied; de soort verschijnt en breidt uit in het geplagde westelijke deel. Waarschijnlijk heeft Parnassia op meer plaatsen op Ameland, waar zij ook achteruit gaat, te lijden van voortschrijdende vegetatiesuccessie. Of dit de enige oorzaak is in het oostelijke onderzoeksgebied wordt betwijfeld gezien de snelle verdwijning van grote aantallen in de korte tijd van slechts drie groeiseizoenen. Een natuurherstelproject zoals in het westelijke onderzoeksgebied lijkt Parnassia nieuwe kansen te bieden. De belangrijke (habitatrichtlijn)soort Groenknolorchis handhaaft zich goed ondanks vernatting en toegenomen inundaties met zeewater vanwege bodemdaling ([hoofdstuk 4.1](#)). Mogelijk vormen deze veranderingen, in combinatie met instuivend kalkrijk zand uit de zeereep, juist de voorwaarden die deze soort nodig heeft. Het recente verdwijnen van Groenknolorchis van West-Ameland na het gedurende enkele decennia ontbreken van dergelijke dynamische omstandigheden duidt ook in deze richting.

De soorten Knopbies, Moeraswespenorchis, Rond wintergroen en Zilt torkruid blijven op een stabiel niveau of nemen zelfs licht toe nu het afgeplagde westelijke deel nieuwe kansen biedt. De uiterst zeldzame Dodemansvingers vormt een bijzondere verschijning in het onderzoeksgebied en komt voor zover ons bekend op de andere Waddeneilanden niet voor. De soort handhaaft zich al 7 jaar op dezelfde plaats maar het voorkomen in de toekomst is niet vanzelfsprekend, gezien het tot nu onstandvastige karakter van haar voorkomen.



4.6.5. Conclusies

De Habitatsoort Groenknolorchis handhaaft zich op een constant niveau in het onderzoeksgebied en de effecten van bodemdaling zijn voor deze soort waarschijnlijk als positief te beoordelen omdat zij veroudering van de vegetatie en van de bodem tegengaan.

Er is nog maar op beperkte schaal sprake van zodanige verzilting van de bodem dat zeekraal voorkomt. Alleen in een vallei direct ten westen van de NAM-locatie vestigt zij zich in 2007 en handhaaft zich daar t/m 2010.

Parnassia verdwijnt snel uit het oostelijke onderzoeksgebied maar of vegetatiesuccessie hiervoor uitsluitend verantwoordelijk is, blijft onzeker.

De in 2005 afgeplagde vallei ten westen van paal 21,6 vormt een goede nieuwe groeiplaats voor Parnassia, Knopbies, Moeraswespenorchis en Rond wintergroen. Van deze soorten zijn de eerste exemplaren in 2010 verschenen.

Zilt torkruid breidt langzaam uit in westelijke richting en heeft hier met ruim 3000 exemplaren verweg haar grootste verspreiding op Ameland.

Het sinds 2004 voorkomen van enkele planten van Dodemansvingers is een bijzonderheid maar het voortbestaan van deze soort blijft gezien het ontbreken ervan in 2008 en 2009 ongewis.



4.6.6. Literatuur

- Bal, D., 2001. Handboek natuurdoeltypen. Wageningen, Expertisecentrum LNV.
- Bouman, F., D. Boesewinkel, R. Bregman, N. Deventer & G. Oostermeijer 2000. Verspreiding van zaden. KNNV Uitgeverij, Utrecht. 240 p.
- Davy, A. J., G. F. Bishop, et al., 2001. *Salicornia* L. (*Salicornia pusilla* J. Woods, *S. ramosissima* J. Woods, *S. europaea* L., *S. obscura* P.W. Ball & Tutin, *S. nitens* P.W. Ball & Tutin, *S. fragilis* P.W. Ball & Tutin and *S. dolichostachya* Moss). *Journal of Ecology* 89(4): 681-707.
- Dankers, N.M.J.A., K.S. Dijkema, G. Londo & P.A. Slim, 1987. De ecologische effecten van bodemdaling op Ameland. RIN, Arnhem/Leersum/Texel. 90 pp. Ook in: Anonymus. Gaswinning op Ameland oost; effecten van de bodemdaling. Waterloopkundig laboratorium, Delft.
- Dobben, H. van & P. Slim, 2005. Evaluation of changes in permanent plots in the dunes and upper salt marsh at Ameland East; Ecological effects of gas extraction: 1-36. In: Monitoring effecten van bodemdaling op Ameland-Oost; evaluatie na 18 jaar gaswinning. Begeleidingscommissie Monitoring Bodemdaling Ameland, [Assen].
- Grootjans, A. P., E. Adema, C. Aggenbach & A. Jansen, 2007. Restauratie van duinvalleien. *De Levende Natuur* 108(3): 77-82.
- Janssen, J.A.M. & J.H.J. Schaminée, 2004. Europese Natuur in Nederland; Soorten van de Habitatrichtlijn. KNNV Uitgeverij, Utrecht.
- Kindlmann, P. & Z. Balounová, 2001. Irregular flowering patterns in terrestrial orchids: theories vs empirical data. *Web Ecology* 2: 75-82.
- Kreutz, C.A.J. & H. Dekker, 2000. De orchideeën van Nederland; ecologie – verspreiding – bedreiging – beheer. Seckel & Kreutz, Raalte & Landgraaf.
- Lam, N. 't, 2006. Klimaatverandering en biodiversiteitspatronen in Nederlandse duinecosystemen. Wetenschapswinkel biologie, Universiteit Utrecht.
- Meijden, R. van der, 2000. Bedreigde en kwetsbare vaatplanten in Nederland: basisrapport met voorstel voor de Rode Lijst. Leiden [etc.], Nationaal Herbarium Nederland [etc.].
- Odé, B. & A. Bolier, 2003. Groenknolorchis op de kaart. *Gorteria* 29 (1/2): 33-37.
- Rossenaar, A., 2002. Recent onderzoek naar Groenknolorchis: 20.000 exemplaren in Nederland! *Gorteria* 28 (2/3): 49.
- Schaminée, J. H. J., E. J. Weeda & V. Westhoff, 1995. Plantengemeenschappen van wateren, moerassen en natte heiden. Uppsala [etc.], Opulus.
- Schaminée, J. H. J., E. J. Weeda, V. Westhoff, 1998. Plantengemeenschappen van de kust en van binnenlandse pioniermilieus. Uppsala [etc.], Opulus.
- Slim, P.A., G.B.M. Heuvelink, H. Kuipers, G.M. Dirkse & H.F. van Dobben, 2005. Vegetatiemonitoring en geostatistische vegetatiekartering duinvalleien Ameland-Oost. 1-74. In: Monitoring effecten van bodemdaling op Ameland-Oost; evaluatie na 18 jaar gaswinning. Begeleidingscommissie Monitoring Bodemdaling Ameland, [Assen].
- Weeda, E. J., J. H. J. Schaminée, I. van Duuren, 2000. Atlas van plantengemeenschappen in Nederland; deel 1 Wateren, moerassen en natte heiden. Utrecht, KNNV Uitgeverij.
- Weeda, E. J., J. H. J. Schaminée, I. van Duuren, 2003. Atlas van plantengemeenschappen in Nederland; deel 3 Kust en binnenlandse pioniermilieus. Utrecht, KNNV Uitgeverij.



Weeda, E. J., R. Westra, C. Westra & T. Westra, 1985-1994. Nederlandse oecologische flora; wilde planten en hun relaties. 5 dln. [Amsterdam]. IVN in samenwerking met de VARA en de VEWIN.