6 Vegetatiedynamiek in duinen en duinvalleien op Oost-Ameland

Foto: Daisy de Vries

Auteurs: L. Kuiters, Daisy de Vries, Dick Brus, Nanny Heidema, Rik Huiskes, Pieter Slim, Han van Dobben *(Wageningen Environmental Research, Wageningen)*
Johan Krol *(Natuurcentrum Ameland, Nes)*

Inhoudsopgave

6	Vegetatiedynamiek in duinen en duinvalleien op Oost-Ameland	375
6.1	Inleiding	379
6.1.1	Sturende processen	379
6.1.2	Beheeringrepen	380
6.1.3	Vraagstelling	380
6.2	Monitoring van inundatie in duinvalleien op Oost-Ameland 2001-2016	381
6.2.1	Inleiding	381
6.2.1.1	Aanleiding onderzoek.	381
6.2.1.2	Doel, vraagstelling en aanpak.	381
6.2.2	Gebiedsbeschrijving	381
6.2.2.1	Locatie	381
6.2.2.2	Ligging meetpunten	382
6.2.3	Meetmethode	383
6.2.4	Hoogteligging	384
6.2.4.1	Maaiveld en bodemdaling	384
6.2.4.2	Meetpalen en bodemdaling	385
6.2.4.3	Ophoging van de maaiveldhoogte door instuiving	387
6.2.4.4	Drempels	389
6.2.5	Waterstanden	390
6.2.5.1	Overstromingsfrequentie.	393
6.2.5.2	Tijdsduur van inundatie in valleien	395
6.2.5.3	Tijdsduur van inundatie zonder bodemdaling.	398
6.2.6	Waterkwaliteit boven maaiveld	401
6.2.6.1	Zoutgehalte	401
6.2.6.2	Andere parameters van het inundatiewater	401
6.2.7	Vegetatieverandering	402
6.2.7.1	Duindoornsterfte en duindoorngroei	402
6.2.7.2	Vegetatieverandering in vallei NC02	404
6.2.8	Conclusies	405
6.3	INTERMEZZO: Dynamiek duindoornstruweel	406
6.3.1	Luchtfotoanalyses	406
6.3.2	Dendrochronologie	407
6.4	Opzet monitoringsmeetreeksen vegetatie	408
6.4.1	Meetreeks Duinen 1986-2013	408
6.4.1.1	Meetpunten	409
6.4.1.2	Vegetatieopnamen	410
6.4.1.3	Hoogte maaiveld	410
6.4.1.4	Grondwaterstanden en netto neerslag	410
6.4.1.5	Bodemchemie	411
6.4.1.6	Indicatiewaarden	411
6.4.2	Meetreeks Duinvalleien 2001-heden	411
6.4.2.1	Meetpunten	412
6.4.2.2	Vegetatieopnamen	412
6.4.2.3	Abiotische data	413
6.4.3	Analysemethoden	413
6.4.3.1	Meetreeks Duinen	413
6.4.3.2	Bodemdaling in onderzoeksgebied	413
6.4.3.3	Ruimtelijke variatie	413
6.4.3.4	Trends in indicatiewaarden	414
6.4.3.5	Trends in soortendiversiteit	415
6.4.3.6	Trends in soortensamenstelling	415
6.4.4	Meetreeks Duinvalleien	415
6.4.4.1	Bodemdaling in onderzoeksgebied	415
6.4.4.2	Ruimtelijke variatie	415
6.4.4.3	Trends in indicatiewaarden	415

6.4.4.4 Trends in soortendiversiteit 416
6.4.4.5 Trends in soortensamenstelling 416
6.4.4.6 Trends in arealen van habitattypen 416
6.5 INTERMEZZO: Verwachte effecten bodemdaling op natte duinvalleien 418
6.5.1 Chronosequences 418
6.5.2 Accumulatiesnelheden van organische stof in referentiegebieden 419
6.5.3 Organische stofophoping in de jonge valleien van Het Oerd 419
6.5.4 Vergelijking van Ameland met referenties op andere Waddeneilanden en in Wales 419
6.5.5 Conclusies 421
6.6 Kartering bijzondere plantensoorten in natte duinvalleien op Oost-Ameland 421
6.6.1 Aanleiding onderzoek 421
6.6.2 Gebiedsbeschrijving 421
6.6.3 Welke soorten? 424
6.7 Resultaten 425
6.7.1 Vegetatiedynamiek meetreeks Duinen 1986-2013 425
6.7.1.1 Bodemdaling in onderzoeksgebied 425
6.7.1.2 Grondwaterstanden 426
6.7.1.3 Ruimtelijke variatie 429
6.7.1.4 Trends in indicatiewaarden 430
6.7.1.5 Trends in soortendiversiteit 436
6.7.1.6 Trends in soortensamenstelling 436
6.7.1.7 Natuurbehoudswaarde 438
6.7.2 Vegetatiedynamiek meetreeks Duinvalleien 2001-heden 438
6.7.2.1 Bodemdaling in onderzoeksgebied 438
6.7.2.2 Ruimtelijke variatie 439
6.7.2.3 Trends in indicatiewaarden 441
6.7.2.4 Trends in soortendiversiteit 446
6.7.2.5 Trends in soortensamenstelling 447
6.7.2.6 Natuurbehoudswaarde 453
6.7.2.7 Trends in arealen habitattypen 454
6.7.3 Kartering bijzondere plantensoorten natte duinvalleien 457
6.7.3.1 Groenknolorchis 457
6.7.3.2 Parnassia 460
6.7.3.3 Knopbies 461
6.7.3.4 Moeraswespenorchis 463
6.7.3.5 Rond wintergroen 465
6.7.3.6 Zilt torkruid 466
6.7.3.7 Dodemansvingers 467
6.7.3.8 Vleeskleurige orchis 469
6.7.3.9 Discussie soortkartering 471
6.7.3.10 Conclusies soortkartering 471
6.8 Conclusies en discussie 472
6.8.1 Meetreeks Duinen 472
6.8.2 Meetreeks Duinvalleien 473
6.8.3 Bijzondere plantensoorten natte duinvalleien 474
6.9 Literatuur 474

6.1 Inleiding

6.1.1 Sturende processen

In dit hoofdstuk worden de veranderingen beschreven in de duinen en duinvalleien op Oost-Ameland sinds de start van de gaswinning in 1986. Dit deel van het eiland is sterk dynamisch. De belangrijkste sturende processen zijn overstuiving, uitstuiving, erosie, sedimentatie, bodemdaling en zeespiegelrijzing. Waar kwelders door opslibbing kunnen meegroeien met een relatieve zeespiegelstijging als gevolg van bodemdaling (hoofdstuk 3, dit rapport), kunnen hoger gelegen duinvegetaties dat veel minder. Duinvalleien waar de bodem daalt, worden door een relatieve stijging van het grondwater natter. Bovendien neemt de overstromingskans met zeewater bij stormvloeden toe. Valleien waar zeewater kan binnendringen verzilten, tot uitdrukking komend in een verschuiving van een vegetatie gedomineerd door glycofyten (planten van zoete omstandigheden) naar een vegetatie met meer halofyten (kwelderplanten). Dit verziltingseffect kan geleidelijk ook weer verdwijnen wanneer het zeewater enkele jaren niet tot in de valleien stroomt. Overigens kan er wel enige opslibbing optreden, met name in dat deel van de natte duinvalleien dat dicht bij het instroompunt gelegen is. Daarnaast neemt het maaiveld langzaam in hoogte toe in de tijd als gevolg van bodemvorming, met name in terreindelen waar geen vee wordt geweid. Ten slotte kan er sprake zijn van overstuiving met zand, een proces dat met name in de zone achter de zeereep tot ophoging van het maaiveld kan leiden.

Sinds begin jaren ’90 van de vorige eeuw is op Oost-Ameland (net als op veel andere plaatsen langs de Nederlandse kust) sprake van dynamisch kustbeheer. RWS heeft het vastleggen van zand aan de strandzijde vanaf 1994 gestaakt ten oosten van paal 20.6. Vanaf 2000 is het reguliere onderhoud van de zeereep gestaakt ten oosten van paal 17. Onder dynamisch kustbeheer wordt verstaan: “het zodanig beheren van de kust dat natuurlijke processen, al dan niet gestimuleerd, zoveel mogelijk ongestoord kunnen verlopen, waarbij de processen zodanig worden beheerd dat de veiligheid van het achterliggende gebied gewaarborgd blijft” (TAW, 2002). Voorbeelden van natuurlijke processen in de zeereep zijn afslag, vorming van embryonale duinen vóór de duinvoet, verstuiving van zand en het (incidenteel) binnenstromen van zeewater. Tegelijk met de invoering van dynamisch kustbeheer werd in Nederland besloten tot het vaststellen van de Basiskustlijn (BKL). Deze moet op zijn plaats worden gehouden met zandsuppleties. Natuurlijk kustbeheer en -herstel is alleen mogelijk als er voldoende zand aanwezig is. Aangezien er op Oost-Ameland geen veiligheidsbelangen spelen wordt de BKL daar niet strikt gehandhaafd, maar gebeurt dit op een meer flexibele manier.

Gemeten vanaf 1975 is er sprake van een min of meer continu opstuivende zeereep op Oost-Ameland als gevolg van aanzanding, waarbij zowel het volume aan zand als de hoogte van de zeereep gestaag toenemen (De Jong et al., 2011). In enkele jaren, met name 1981, 1990 en 1994, was er sprake van tijdelijke afslag als gevolg van stormvloeden. De langjarige autonome trend is er echter een van netto aanzanding en opstuiving van de zeereep. Deze groeit daardoor aanzienlijk in zeewaartse richting, waarbij de hoogte van de zeereep ten oosten van paal 17 vanaf 1970 meters is opgestoven, op sommige plaatsen van niet meer dan 2 m tot ruim 14 m in 2010. Zandsuppleties, waarmee vanaf 1990 is begonnen, hebben daar nauwelijks iets aan bijgedragen. Tegelijk met het opstuiven van de zeereep ontwikkelt zich vanaf ca. 1990 een voorduin voor het hoofdduin. In 1994 heeft een (tijdelijke) doorbraak (*wash-over*) van de zeereep plaatsgevonden rond strandpaal 21.4. De zeereep is later weer dichtgestoven, waarbij zich tevens een nieuwe zeereep heeft gevormd die tientallen meters landinwaarts lag ten opzichte van de oude zeereep (De Jong et al., 2011).

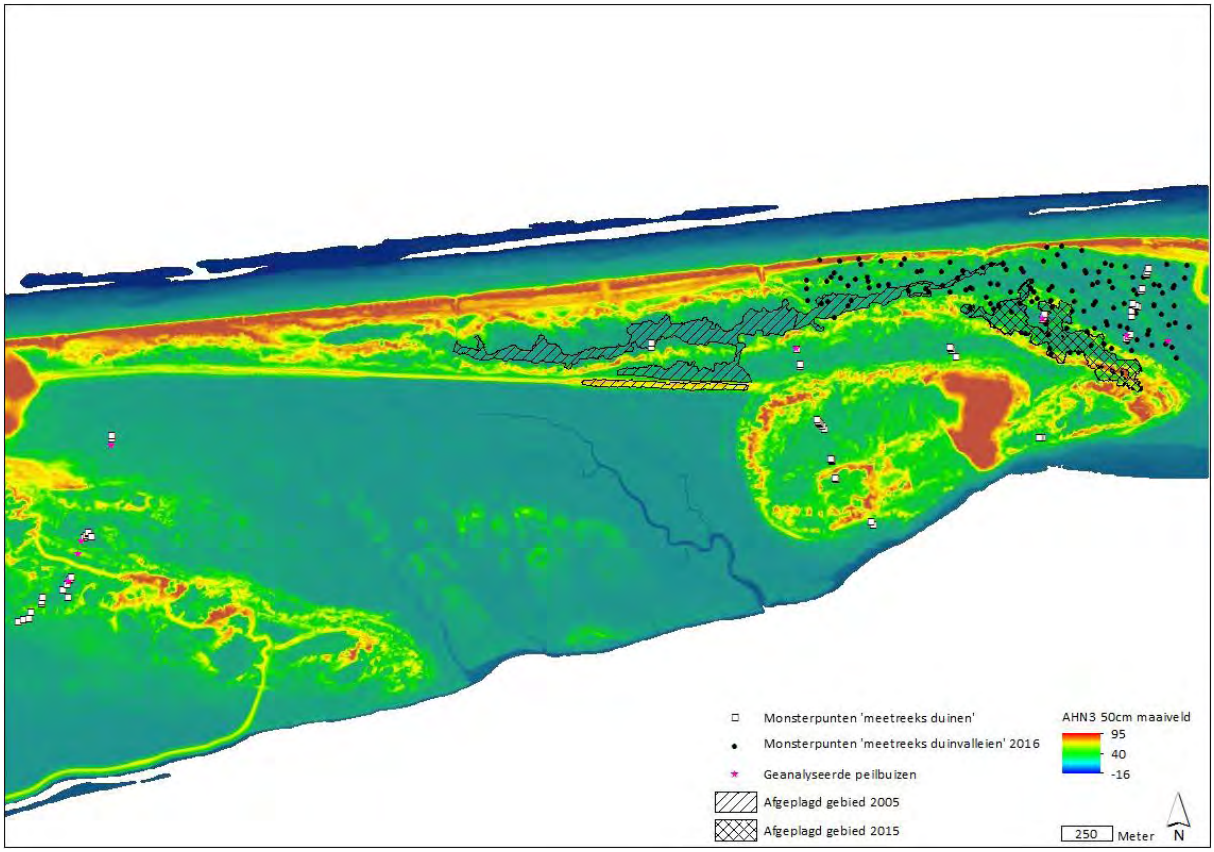
Een ander belangrijk proces dat in deze context relevant is, is vermesting en verzuring als gevolg van verhoogde stikstofdepositie. De laatste decennia treedt in de kustduinen op het vaste land en ook op de Waddeneilanden het proces van verruiging sterk op de voorgrond, samenhangend met deze verhoogde stikstofdepositie (Kooijman et al., 2009; Remke, 2010; Everts et al., 2013). Dit resulteert vooral in een verruiging van de karakteristieke, soortenrijke duingraslanden (habitattype ‘Grijze duinen’) en een versnelde successie naar (duindoorn)struweel.

Al met al kan het effect van bodemdaling op de ontwikkeling van duinen en duinvalleien als gevolg van gaswinning in het dynamische kustmilieu van Oost-Ameland niet los worden gezien van voornoemde, deels autonome processen (Slim et al., 2011; van Dobben et al., 2011). Daarnaast hebben beheeringrepen een grote impact gehad op de vegetatieontwikkeling.

6.1.2 Beheeringrepen

Naast zandsuppleties hebben de afgelopen jaren in het onderzoeksgebied een aantal ingrepen in het kader van natuurontwikkeling en -herstel plaatsgevonden met een sterke invloed op de vegetatieontwikkeling. In de winter van 2005/2006 is in het kader van een natuurherstelproject een deel van de duinen ten noorden van de stuifdijk tussen paal 17 en 22 geplagd (figuur 6.1), waarbij duinrietruigte en duindoorn- en wilgenstruweel is verwijderd. Doel was het herstellen van karakteristieke begroeiingen van natte duinvalleien. Ook is toen een tweetal drempels verwijderd, waardoor het zeewater een groter deel van de valleien kon instromen. In het najaar van 2015 is een meer oostelijk deel van de duinvalleien in het onderzoeksgebied met hetzelfde doel geplagd (figuur 6.1). Het ging daarbij om in totaal 11 hectare.

Eind 2011 zijn drie kerven aangelegd in de zeereep tussen paal 17 en paal 21, met als doel de dynamiek in de buitenste duinenrij te vergroten met naar binnen wandelende duinen ('blowouts'), met nieuwe successiereeksen van Witte duinen (H2120) naar Grijze duinen (H2130). Daarnaast zou het instuiven van relatief kalkrijk zand de kwaliteit van de huidige Grijze duinen achter de zeereep verbeteren. Onderzoek in de afgelopen jaren heeft laten zien dat verbetering van de kwaliteit van Grijze duinen vooralsnog nauwelijks heeft plaatsgevonden. Door de kerven nam de zandoverstuiving in het achterliggende gebied weliswaar toe, maar het ging niet om hele grote hoeveelheden. Bovendien vond de meeste zandoverstuiving plaats in de eerste tientallen meters achter de kerf en nauwelijks op grotere afstand daarvan (Riksen et al., 2016). Echte 'blowouts' zijn niet ontstaan.



Figuur 6.1 Contouren van de duinvalleien die in 2005 (schuin gearceerd) en in 2015 (kruislings gearceerd) zijn geplagd ten behoeve van natuurherstel. De stippen geven de vaste en 'zwervende' meetlocaties van de meetreeks 'Duinvalleien' van 2016 weer, de vierkantjes staan voor monsterpunten van de meetreeks 'Duinen'. De roze sterretjes markeren locaties met peilbuizen die zijn geanalyseerd.

6.1.3 Vraagstelling

Vanaf de start van de gaswinning op Oost-Ameland in 1986 is een monitoringsonderzoek gestart. Doel daarvan was een beeld te krijgen van de veranderingen in inundatie van duinvalleien en van veranderingen in de vegetatie van duinen en duinvalleien op het oostelijk deel van het eiland als gevolg van de verwachte bodemdaling door gaswinning. Daarbij was de uitdaging om in het complex van op elkaar inwerkende factoren, het effect van bodemdaling te onderscheiden van het effect van andere milieufactoren en van beheeringrepen.

6.2 Monitoring van inundatie in duinvalleien op Oost-Ameland 2001-2016

6.2.1 Inleiding

6.2.1.1 Aanleiding onderzoek.

In 1994 vond duindoornsterfte plaats binnen het bodemdaling gebied. 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 bodemdaling gebied en wat dit betekent voor de vegetatie. Voor de laagst gelegen valleien werd 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 15 opeenvolgende winters (2001-2016) 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.

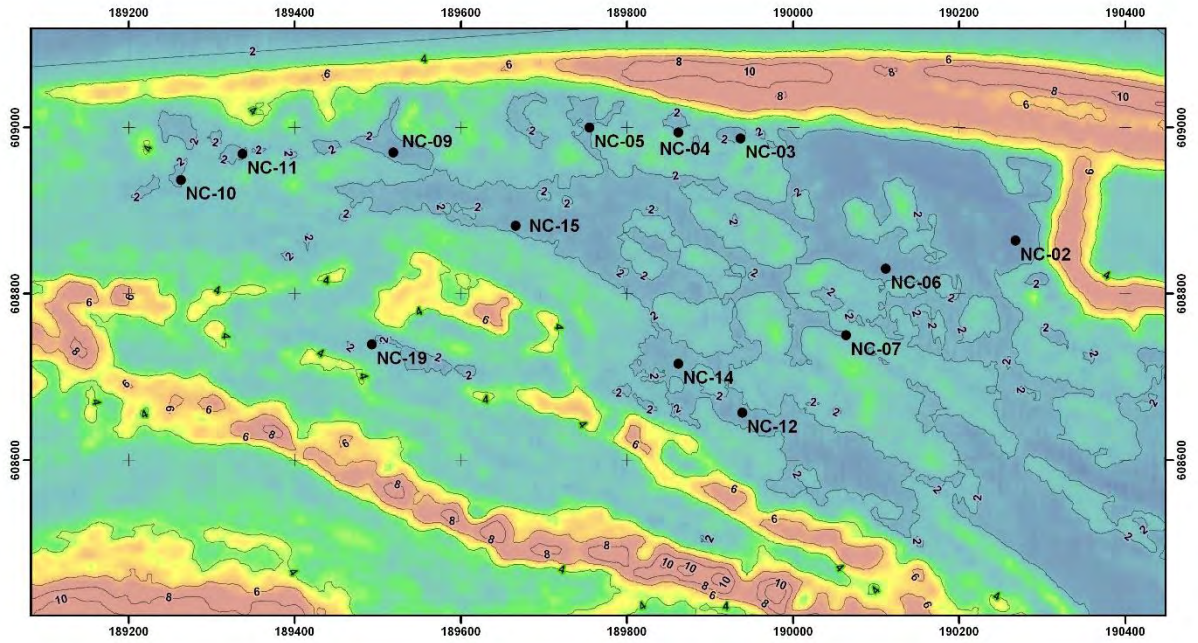
6.2.1.2 Doel, vraagstelling en aanpak.

Doel van dit onderzoek is het monitoren en registreren van inundaties met zeewater in de uitgekozen duinvalleien (figuur 6.2) 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.

6.2.2 Gebiedsbeschrijving

6.2.2.1 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 trechtervorm met de kleine opening in het westen (figuur 6.2).



Figuur 6.2. Ligging van de meetpunten in de valleien.

6.2.2.2 Ligging meetpunten

In het onderzoeksgebied zijn in 2001 16 meetpalen geplaatst (figuur 6.3). 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 sindsdien bemonsterd. Tussen NC10 en NC11 ligt het eind van het fietspad ter hoogte van strandpaal 21,6 met een fietsenstalling. NC11 is door graafwerkzaamheden in oktober 2015 verloren gegaan.

Figuur 6.3 Vallei NC09 met de meetpaal (21-01-2004).

6.2.3 Meetmethode

De meetpalen bestaan uit duurzame houten palen met een vlakke kop (figuur 6.3). 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 baken van Rijkswaterstaat op Schiermonnikoog gebruikt. De meetfout in deze methode bedraagt ±25 mm.

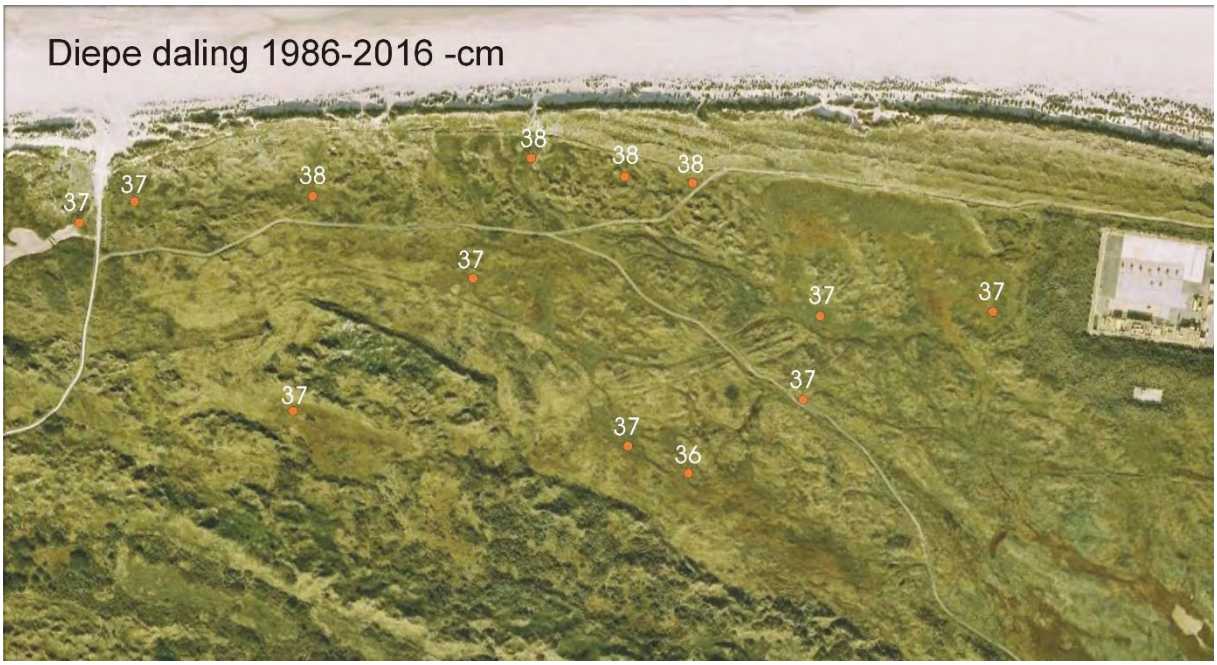
De waterhoogte boven maaiveld is bepaald met een liniaal ten opzichte van de paalkop, de visuele aflezing is op millimeterniveau gedaan waarbij de meetfout +/- 2 mm is. Gelijktijdig is de pH, temperatuur, saliniteit en elektrisch geleidend vermogen van het water bepaald met een WTW multiline P3 meter 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 één dag na de hoogste waterstand afgelezen aan de hoogte waarop strooisel in de duindoornstruiken is blijven hangen (figuur 6.4) en soms bij meetpunt NC01 aan een aanspoelselgordel. 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 geen enkele winter heeft dit tot langdurige problemen in de reeks geleid.

Figuur 6.4 Aanspoelsel in struik na een stormtij bij meetpunt NC15 (12-12- 2011).

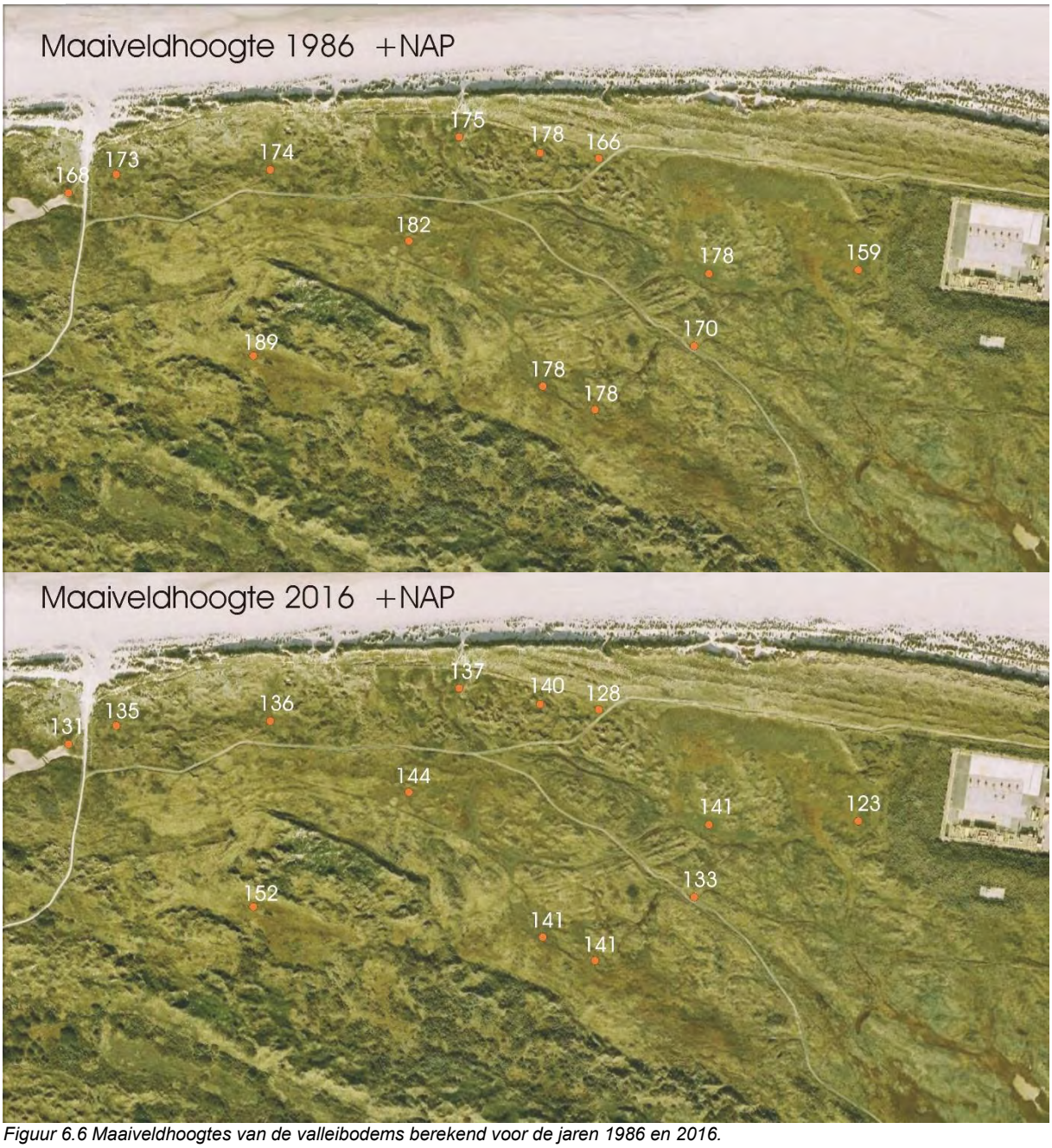
6.2.4 Hoogteligging

6.2.4.1 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 6.1) 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 vindt 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 6.6 de berekende maaiveldhoogtes voor de jaren 1986 en 2016 volgens de dalingscurve met gebruikmaking van het NAM-model Ameland_GRIDS_2014 (Piening, dit rapport). Dit model loopt tot februari 2014 en de maaiveldwaarden voor 2016 zijn verkregen door voor de laatste twee jaar een geschatte daling van 6 mm per jaar toe te voegen. Een verschilberekening (figuur 6.5) laat zien dat de maaiveldhoogten in een periode van 30 jaar (1986-2016) 38 cm zijn gedaald in het hart van de dalingskom. Dit geldt voor de valleien NC03, NC04, NC05 en NC09. De overige valleien zijn in dezelfde periode 37 cm gedaald. In feite kan voor het hele onderzoeksgebied betrouwbaar gerekend worden met een gemiddelde daling van 37 cm in de periode 1986-2016. Voor de meetperiode van dit onderzoek (2001-2016) kan betrouwbaar gerekend worden met een gemiddelde daling van 13 cm voor het hele onderzoeksgebied.



Figuur 6.5 Diepe berekende daling in cm in de valleien in de periode 1986-2016. Kaart Google Earth 2005.



Figuur 6.6 Maaiveldhoogtes van de valleibodems berekend voor de jaren 1986 en 2016.

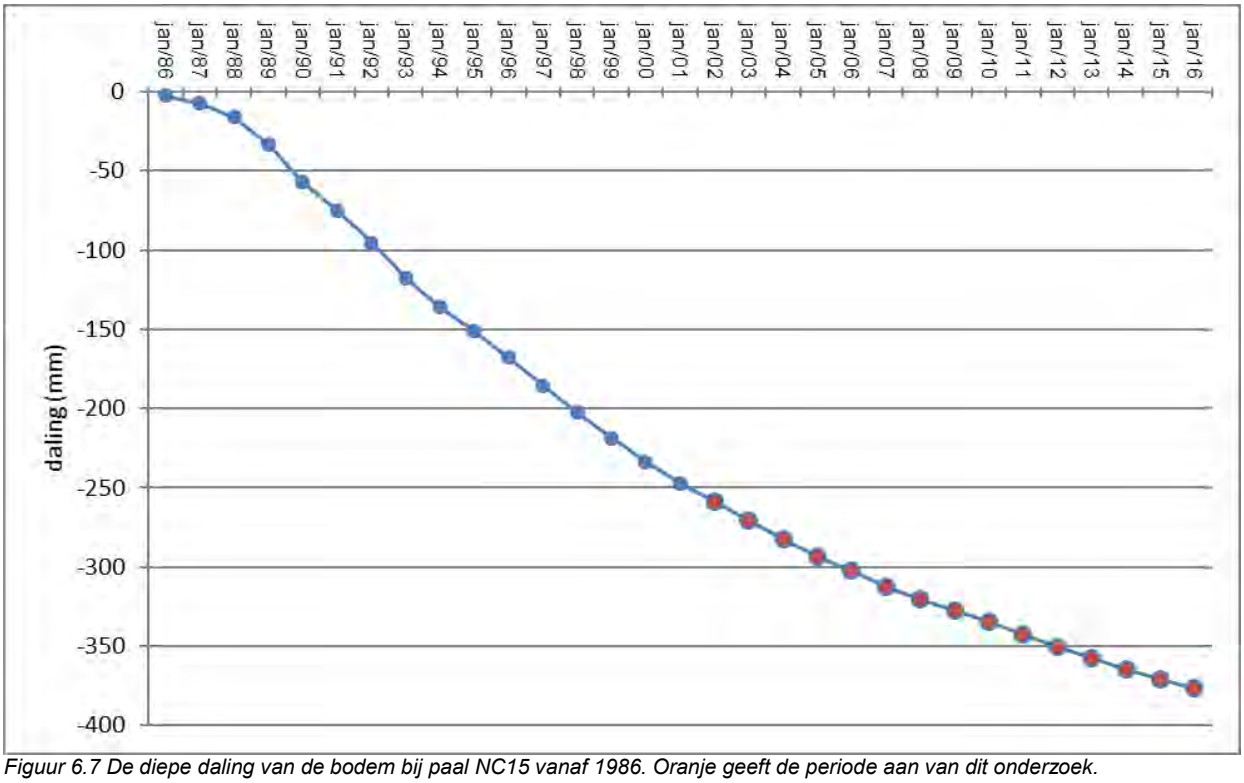
6.2.4.2 Meetpalen en bodemdaling

De X, Y en Z coördinaten van de meetpalen zijn driemaal ingemeten gedurende dit onderzoek. In tabel 6.1 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 5,87 cm volgens het NAM-model Ameland_GRIDS_2014.

Tabel 6. 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_2014 (Piening, dit rapport).

			DGPS / NAM			DGPS / NAM	Model NAM / Piening
			Aug-01	Mrt-04	Feb-07	Verschil 2001-2007	Verschil 2001-2007
Pole	X	Y	Z = NAP	Z = NAP	Z = NAP	cm	cm
NC 01	190.242.738	608.945.382	1,907		1,860	-4,68	-5,83
NC 02	190.268.117	608.864.025	1,626	1,599	1,565	-6,15	-5,75
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	-6,00
NC 05	189.755.411	608.999.601	1,800	1,750	1,728	-7,23	-6,02
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	-5,73
NC 09	189.518.561	608.969.781	1,825	1,799	1,776	-4,86	-6,01
NC 10	189.263.182	608.936.862	1,820	1,817	1,769	-5,15	-5,93
NC 11	189.337.100	608.967.886	1,787	1,779	1,736	-5,14	-5,98
NC 12	189.939.004	608.656.934	1,958	1,944	1,914	-4,45	-5,66
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	-5,93
NC 19	189.492,740	608.739,310		1,932	1,837		-5,78
					Avg	-5,73	-5,87

Gezien de vrijwel uniforme daling over het gehele meetgebied kan de dalingscurve van meetpaal NC15 hiervoor model staan. In figuur 6.7 zijn de afgelopen vijftien jaren van dit onderzoek in oranje weergegeven. Hierbij is de daling van de laatste twee jaar geëxtrapoleerd en geschat op 6 mm per jaar.



Figuur 6.7 De diepe daling van de bodem bij paal NC15 vanaf 1986. Oranje geeft de periode aan van dit onderzoek.

6.2.4.3 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 6.8 en 6.9). 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 uitziende 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. (2011) hebben de ontwikkeling van de zeereep in het gedeelte tussen paal 19 en 22 op Oost-Ameland onderzocht en laten (figuur 42 in de De Jong et al., 2011) 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 42 in De Jong et al., 2011) ook goed te zien. In volume uitgedrukt ontwikkelt zich ter hoogte van paal 22 een zeereep van bijna 200 m3 per meter lengte. In het door De Jong et al. onderzochte gedeelte tussen paal 19 en paal 22 hoopt 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 45 in De Jong et al., 2011). 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. Dat jaar komt naar voren als een extreem stormrijk jaar.

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 (figuur 6.8). 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*) een van de weinige groeiplaatsen op Ameland. Groenknolorchis is opgenomen in bijlage II en IV van de Habitatrichtlijn en in Appendix I van de Bern-conventie. Overigens kan instuiving van veel strandzand ook zorgen voor verdroging waardoor de aanvankelijk positieve invloed weer teniet wordt gedaan. Dit is sinds 2014 gaande ter hoogte van vallei NC11 direct ten westen van de strandovergang aan het einde van het fietspad. De machinale afplagging van deze vallei in 2005 resulteerde in de vestiging van Groenknolorchis en een maximum van 73 exemplaren in 2013 maar door een overmaat stuifzand en snelle ophoging/verdroging staat die populatie onder druk en resteerden er nog 4 exemplaren in 2016.

In de afgelopen tien jaar zijn in de valleien NC10, NC11, NC9, NC5, NC4 en NC3 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 (beeld van 2005 aanklikken). De getoonde beelden zijn aan het eind van de werkzaamheden gemaakt waarbij vallei 11, direct ten oosten van het strandpad, nog niet is opgeschoond. Inmiddels is meetpaal 11 in 2015 verdwenen door nieuwe graafwerkzaamheden. Van de meetpalen NC03, NC04, NC05 en NC9 kunnen we over een periode van 15 jaar (2001-2016) de opstuiving kwantificeren (tabel 6.2). Voor het gebied waarin deze valleien liggen kunnen we daarmee spreken van een gemiddelde opstuiving van ruim 6 mm/j.

Tabel 6.2 Verandering van maaiveld ten opzichte van de paalkop door instuiving van strandzand.

	Paallengte				
	Jaar	Jaar	Jaar	Verschil 2001-2016	Snelheid
	2001	2011	2016	cm	mm/year
NC03	31	24	20	11	7,3
NC04	23	16	13	10	6,7
NC05	30	26	20	10	6,7
NC09	33	30	24	9	6,0
				Gemiddelde	6,7

Figuur 6.8 Instuiving van strandzand in de vegetatie wat leidt tot bodemophoging ter hoogte van NC11. 24-1-2005.

Figuur 6.9 De stuivende zeereep aan de strandzijde ter hoogte van het onderzoeksgebied (21-9-2004).

6.2.4.4 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 terug sijpelde. Op dat moment is een aflezing gedaan aan de meetpaal in de betreffende vallei.

Tabel 6.3. Drempelhoogtes van enkele valleien.

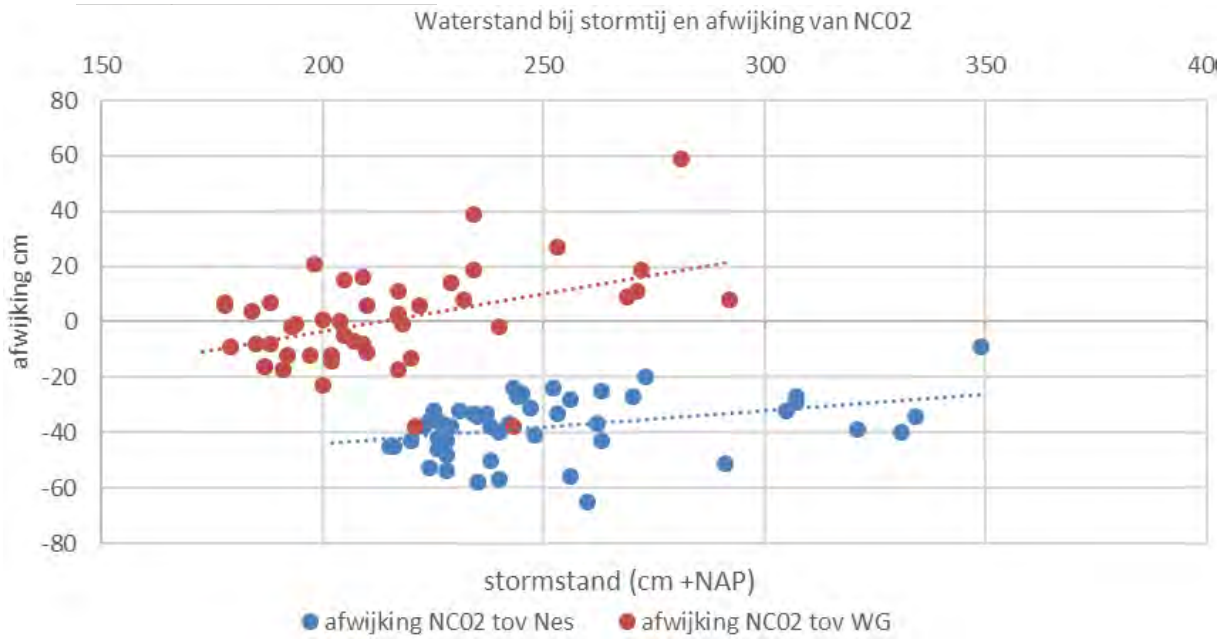
Vallei	Drempelhoogte m +NAP	Datum
NC02	1.69	4-10-2004
NC03	2.00	22-12-2003
NC05	1.78	31-12-2001
NC09	1.77	31-12-2001

Figuur 6.10 De drempel naar vallei NC09 op de achtergrond. Het pad vormt de drempel. Hoogte 1.77 m +NAP (31-12-2001).

6.2.5 Waterstanden

Vergelijking waterstanden getijstation Nes en getijstation Wierumergronden met vallei NC02

In veel 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 zicht echter ten westen van het wantij onder Ameland terwijl het overstromingswater van de valleien in dit onderzoek 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 stuwing optreedt en de waterstand bij Nes hoger komt dan in dezelfde vloedperiode 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 mogelijk minder stuwing optreedt. Uit de waarnemingen gedurende dit onderzoek blijkt de overstroomhoogte in de vallei die het eerst overstroomt (NC02) gemiddeld beter overeen te komen met het getijstation Wierumergronden dan met het station Nes (tabel 6.4). De vallei NC02 is de laagstgelegen vallei in het onderzoeksgebied met een drempelhoogte van 1,69 m +NAP in 2004 (tabel 6.3). 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). Stormtijen die net tot dit niveau reiken hebben overigens niet altijd hetzelfde resultaat, zoals op 07-10-2003 zichtbaar is (tabel 6.5). 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 waargenomen inundaties in afgelopen 15 winters ten opzichte van de meetstations Nes en Wierumergronden wordt in tabel 6.5 weergegeven en staat grafisch uitgezet in figuur 6.11. Opvallend is dat de gemiddelde maximale waterstand in vallei NC02 vrijwel exact overeenkomt 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 bij het station Nes werd bereikt. Opvallend is dat bij deze hoge stand het niveau in NC02 juist wel weer beter bij getijstation Nes past.



Figuur 6.11 Afwijking van de hoogste waterstand in vallei NC02 ten opzichte van de RWS meetpalen Nes en Wierumergronden.

Tabel 6.4 Waterstandsafwijking van maximale waterhoogte (cm) in vallei NC02 ten opzichte van de getijstations Nes en Wierumergronden op basis van data in tabel 6.5.

afwijking tov NC02	Nes	WG
gem	-37,9	0,6
SD	11,1	17,5
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.

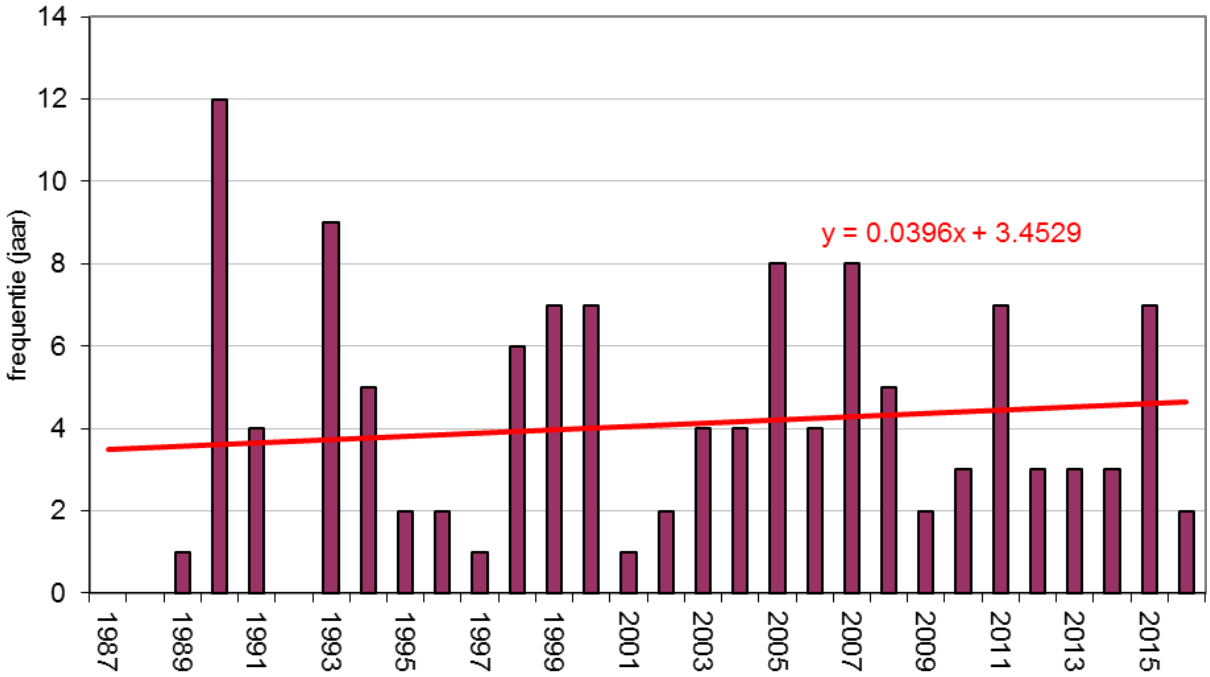
Tabel 6.5 Inundatiedata vallei NC02 en verband met getijstations Nes en Wierumergronden. ? betekent dat er geen volledige instroom is geweest tot bovenkant vallei.

		NES		WIERUMER GRONDEN		Hoogste stand Vallei NC-02	Verschil Nes	Verschil WG
aantal	**Datum**	**HW Nes**	**Tijd Nes**	**HW WG**	**Tijd WG**	**cm +NAP**	**cm**	**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

		NES		WIERUMER GRONDEN		Hoogste stand Vallei NC-02	Verschil Nes	Verschil WG
aantal	**Datum**	**HW Nes**	**Tijd Nes**	**HW WG**	**Tijd WG**	**cm +NAP**	**cm**	**cm**
48	25-11-2011	245	21.30	223	21.10			
49	27-11-2011	273	22.40	234	22.40	253	-20	19
50	4-12-2011	225	3.50	209	3.50			
51	9-12-2011	232	9.30	191	8.50			
52	9-12-2011	256	20.00	221	20.30			
53	29-12-2011	233	12.10	200	12.10			
54	5-1-2012	255	18.20	219	18.20			
55	12-1-2012	231	23.50	201	23.40			
56	21-1-2012	214	30.30	190	20.00			
57	30-1-2013	248	23:30	220	23:40	207	-41	-13
58	3-11-2013	209	21.40	182	21:00			
59	6-12-2013	334	00.10	292	01.00	300	-34	8
60	6-12-2013	328	10.30	277	10.30			
61	22-10-2014	315	07:30	275	07:10			
62	11-12-2014	217	00:20	195	00:00			
63	20-12-2014	214	08:00	186	08:00			
64	2-1-2015	230	20:00	200	19:00			
65	10-1-2015	220	00:50	192	00:30			
66	11-1-2015	307	00:30	269	00:00	278	-29	9
67	29-1-2015	236	03:50	200	04:00			
68	31-3-2015	232	20:00	190	19:40			
69	13-11-2015	263	22:50	240	22:50	238	-25	-2
70	30-11-2015	247	00:40	210	00:20	216	-31	6
71	31-1-2016	226	01:30	187	01:20			
72	26-12-16	253	20:00	221	20:20			
73	27-12-16	227	7:30	180	8:00			

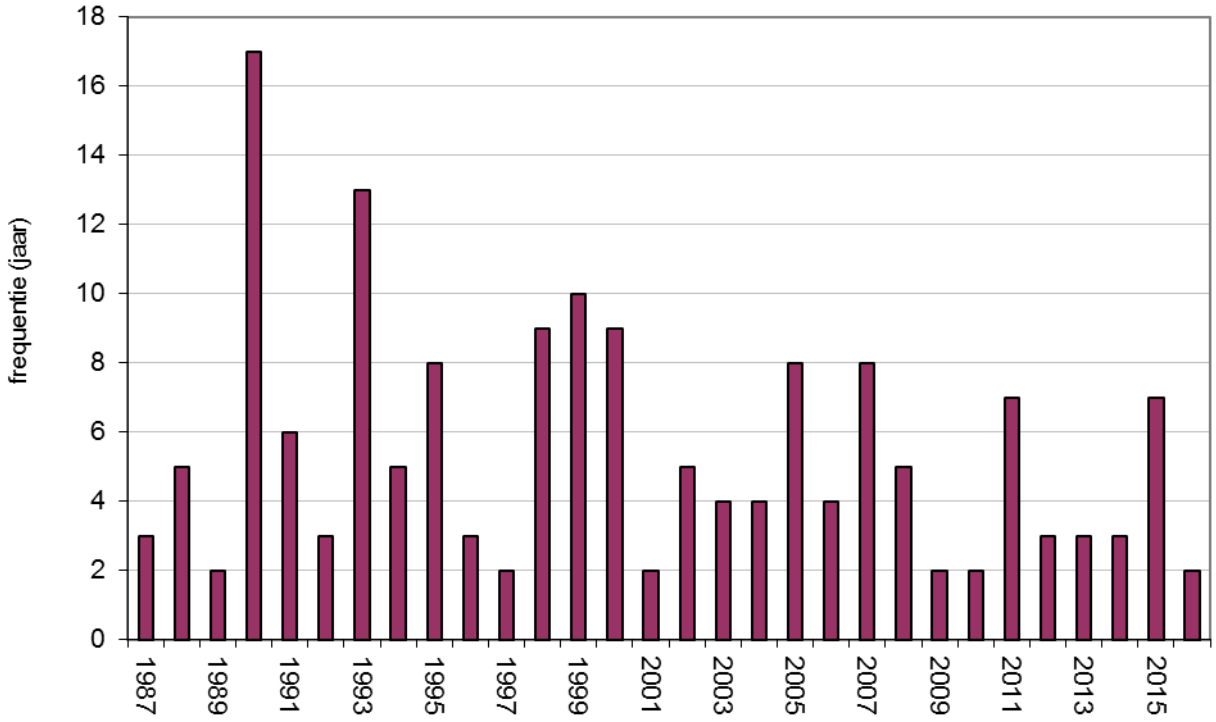
6.2.5.1 Overstromingsfrequentie.

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 15 winters. De 28 cm bodemdaling is in 2004 reeds bereikt en in 2016 is een bodemdaling van 38 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 1987-2016 de jaarlijkse overstromingsfrequentie maar licht is toegenomen met ongeveer 1 inundatie (figuur 6.2.11).



Figuur 6.12 Overstromingsfrequentie van vallei NC02. Vanaf 1987 door berekening, vanaf 2001 door waarneming.

Op zich laat de frequentie van waterstanden boven +186 cm NAP Wierumergronden in de loop van de gaswinningsperiode een dalende trend zien (figuur 6.13). Er zijn geen aanwijzingen dat dit een structurele verandering is. Doordat hoge waterstanden een samenspel van factoren zijn, waaronder windrichting, windkracht en het optreden van springtij is het weerverschil waarschijnlijk aan toeval toe te schrijven. Het feit dat de jaarlijkse frequentie van inundatie in vallei NC02 in dezelfde periode toch licht stijgt 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 stormtijen 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 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. Daarna is de sinterklaasstorm van 2013 opvallend met twee hoge tijen achter elkaar waarbij de hoogste +292 cm bij Wierumergronden bereikt.



Figuur 6.13 Frequentie van waterstanden >186 cm +NAP bij getijde station Wierumergronden in periode 1987- 2016.

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 bodemdalingsperiode uitgefilterd (tabel 6.2.6). Hieruit blijkt dat overstroming met zeewater tot april nog voor kan komen en opvallend is de vroege 'driedaagse' overstroming rond 20 september 1990.

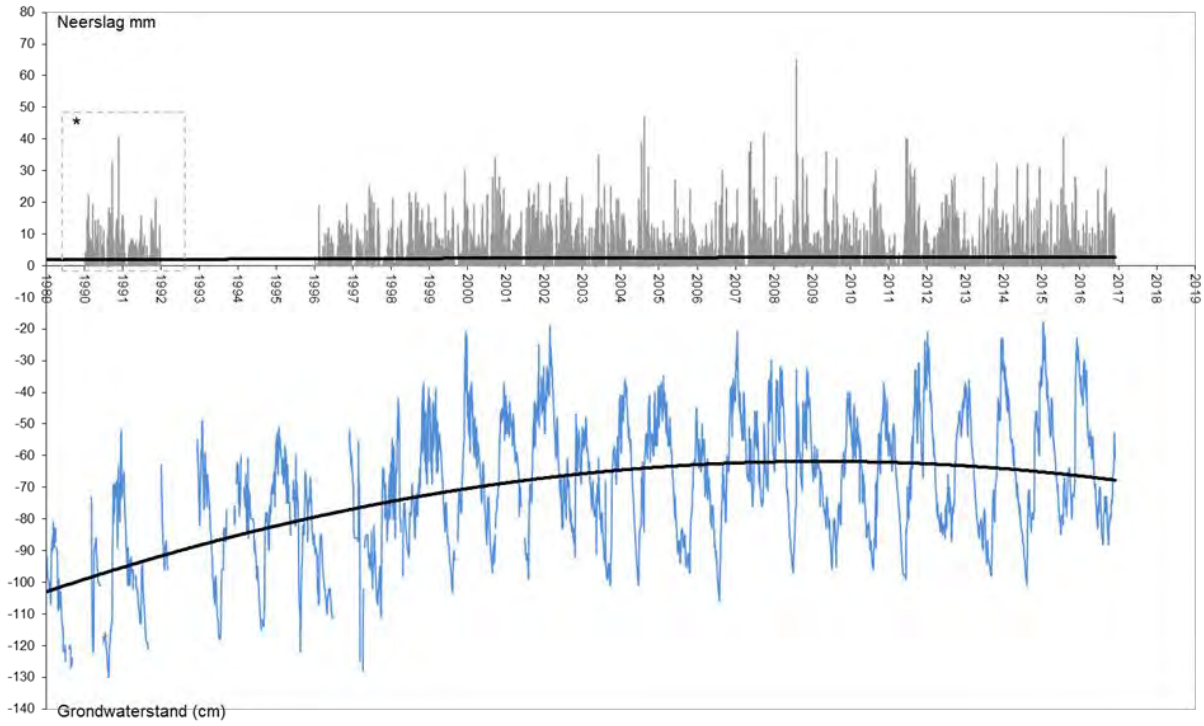
Tabel 6.6 De vroegste en laatste overstromingen tijdens de dalingsperiode op basis van >186 cm +NAP Wierumergronden.

	Wierumergronden
herfst	cm +NAP
19-9-1990	219
20-9-1990	221
21-9-1990	197
2-10-1991	198
2-10-1997	195
voorjaar	
1-4-1994	207
28-3-1987	203
24-3-1989	198
20-3-1995	192
31-3-2015	190

6.2.5.2 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.

Diepe daling door gaswinning en zeespiegelstijging zijn de autonome processen die in dit onderzoek bijdragen aan de relatieve grondwaterstijging ten opzichte van het maaiveld. Overigens vormt de aanleg/aanwezigheid van de winningslocatie AME1 in het gebied al een oorzaak voor een gewijzigd hydrologisch systeem sinds 1986. De 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 6.14 laat een sterke stijging over de periode 1989-2016 zien. De data van deze grafiek zijn niet helemaal ongestoord omdat soms bij hoge waterstanden water weggepompt wordt bij de NAM locatie, maar de trend is duidelijk. De stijging bedraagt ongeveer 40 centimeter over een periode van 27 jaar (1,5 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., 2011). De inundatie per jaar van het maaiveld bij de 13 onderzochte valleien staat in tabel 6.7 weergegeven en in figuur 6.15 staat een grafische weergave van dezelfde data.

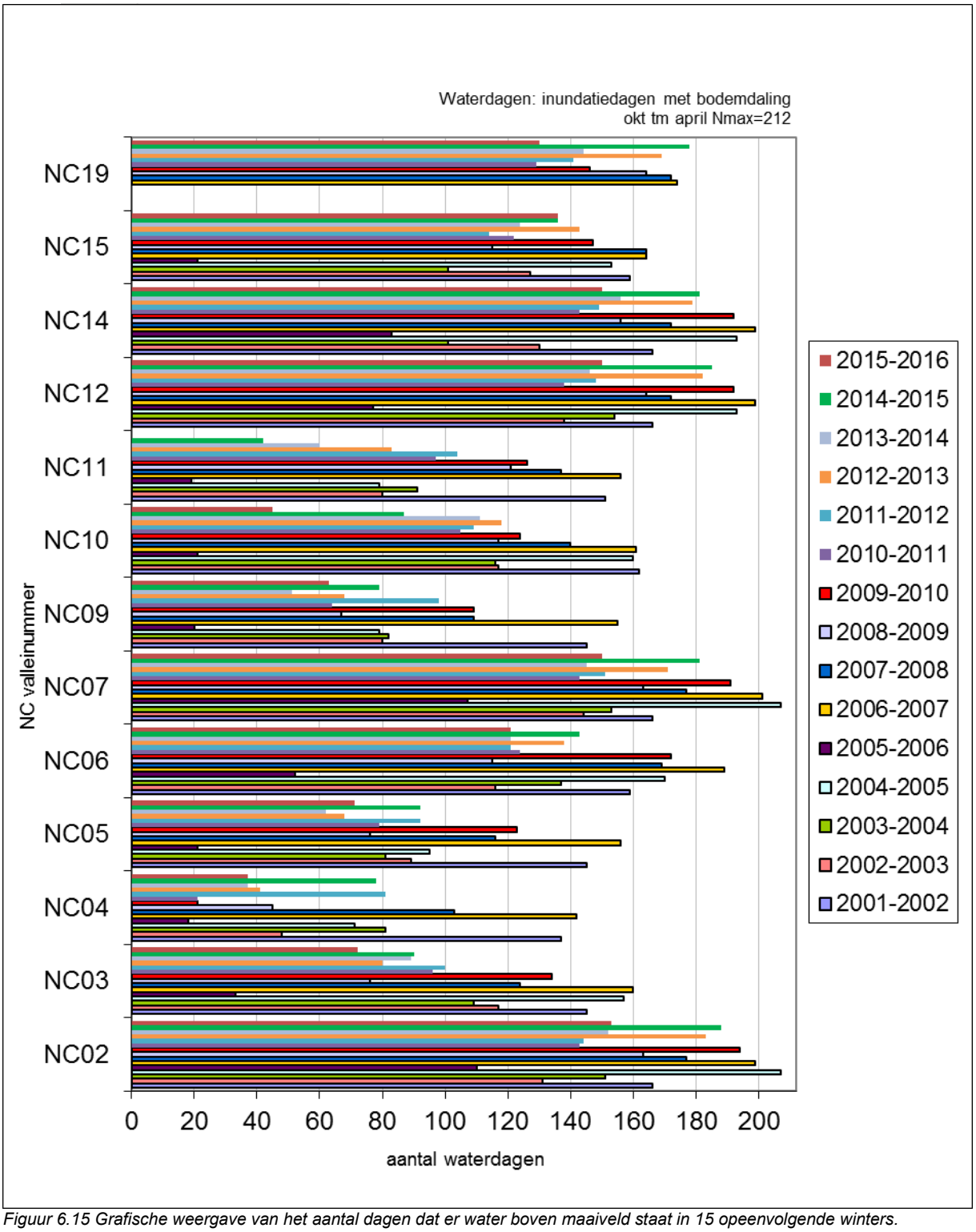


Figuur 6.14 Stijging van grondwaterstand bij NAM productie locatie sinds 1989.

Tabel 6.7 Aantal dagen dat water boven maaiveld staat bij de meetpalen in de periode 1okt–30 apr (N max = 212 dagen). NC11 is in najaar 2015 verdwenen door graafwerkzaamheden.

jaar	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
2011-2012	144	100	81	92	121	151	98	109	104	148	149	114	141
2012-2013	183	80	41	68	138	171	68	118	83	182	179	143	169
2013-2014	152	89	37	62	121	145	51	111	60	146	156	124	144
2014-2015	188	90	78	92	143	181	79	87	42	185	181	136	178
2015-2016	153	72	37	71	121	150	63	45	0	150	150	136	130
N max	212												212
Max	207	160	142	156	189	207	155	162	156	199	199	164	178
Min	110	33	18	21	52	107	20	21	0	77	83	21	0
gemiddeld	164	105	64	91	136	163	85	113	90	160	157	128	141
SD	27	35	40	34	33	26	35	39	46	31	33	35	50

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. Al met al is duidelijk dat de valleien in het gebied tussen de AME1 locatie en het fietspad ter hoogte van paal 21,6 in de periode 1 oktober-30 april (7 maanden) tussen 2 en 6 maanden geïnundeerd zijn met brak water.



Figuur 6.15 Grafische weergave van het aantal dagen dat er water boven maaiveld staat in 15 opeenvolgende winters.

6.2.5.3 Tijdsduur van inundatie zonder bodemdaling.

Teneinde de huidige situatie van langdurige inundaties te kunnen vergelijken met de uitgangsituatie zonder de aanwezigheid van de AME1 locatie en zonder bodemdaling zijn alle gemeten waterstanden van de 15 winters 2001-2016 opnieuw doorgerekend op het aantal dagen water boven maaiveld waarbij de maaiveldhoogtes gecorrigeerd zijn voor de bodemdaling. Figuur 6.20 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 6. 8). Ten opzichte van de situatie met bodemdaling is het aantal dagen inundatie dan fors lager.

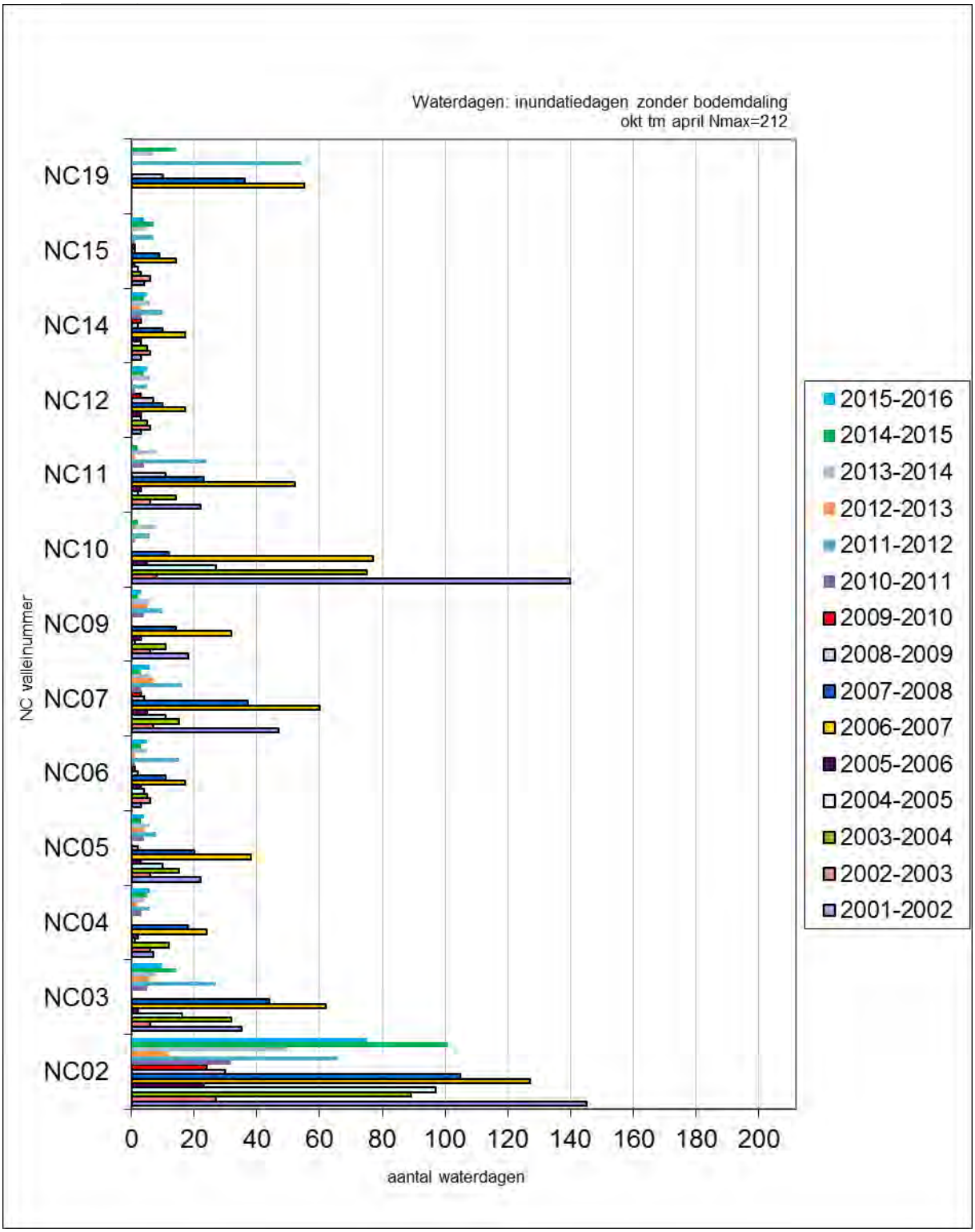
Een grafische weergave van het berekende aantal dagen inundatie zonder gaswinning staat in figuur 6.16 gegeven. Het verschil in inundatiedagen met en zonder gaswinning staat in tabel 6.9 gegeven.

Tabel 6.8 Aantal dagen dat water boven maaiveld zou staan in de periode 1okt–30 apr (N max = 212 dagen) op de ongestoorde maaiveldhoogte zonder de gemeten bodemdaling.

	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
2011-2012	66	27	6	8	15	16	10	6	24	5	10	7	54
2012-2013	12	6	2	4	1	7	5	0	1	0	3	0	0
2013-2014	50	8	4	6	5	6	6	8	8	6	6	5	7
2014-2015	101	14	5	3	3	3	2	2	2	4	4	7	14
2015-2016	75	10	6	4	5	6	3	0		5	5	4	0
N max	212												212
Max	145	62	24	38	17	60	32	140	52	17	17	14	55
Min	12	0	0	0	1	3	0	0	0	0	2	0	0
gemiddeld	67	18	6	10	5	15	8	24	12	5	6	4	16
SD	42	18	7	10	5	18	9	41	14	4	4	4	22

Tabel 6.9 Toename aantal inundatiedagen in de periode 1okt–30 apr (N max = 212 dagen) door bodemdaling.

Toename	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
2011-2012	78	73	75	84	106	135	88	103	80	143	139	107	87
2012-2013	171	74	39	64	137	164	63	118	82	182	176	143	169
2013-2014	102	81	33	56	116	139	45	103	52	140	150	119	137
2014-2015	87	76	73	89	140	178	77	85	40	181	177	129	164
2015-2016	78	62	31	67	116	144	60	45	0	145	145	132	130
N max	212												212
Max	171	141	130	123	172	196	127	133	129	190	190	155	169
Min	21	31	16	18	49	102	17	16	0	74	80	20	0
gemiddeld	97	88	58	81	131	148	77	89	78	155	151	124	125
SD	39	28	35	28	32	25	29	39	38	30	32	34	47



Figuur 6.16 Grafische weergave van het aantal dagen dat er water boven maaiveld zou hebben gestaan zonder de gemeten bodemdaling in 15 opeenvolgende winters (tabel 6.8).

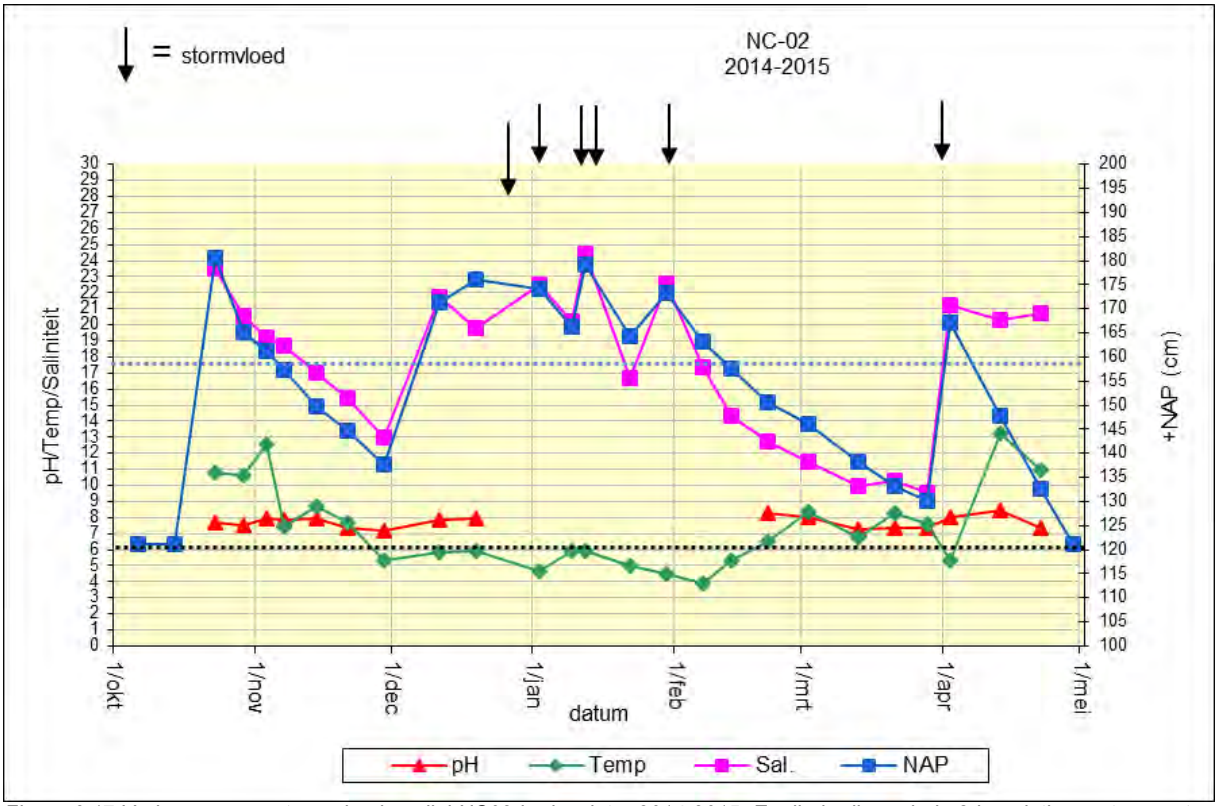
6.2.6 Waterkwaliteit boven maaiveld

6.2.6.1 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 maximale saliniteit in de valleien wordt bereikt als er een inundatie met zeewater is op een moment dat er geen water boven maaiveld staat. In dat geval wordt er niet gemengd met minder zout water en het zeewater kan zonder tegendruk doorstromen naar het westen en dan de bereikte valleien vullen met volledig zeewater. In dat geval wordt een saliniteit gemeten van 28-30 promille in alle valleien zoals bijvoorbeeld op 28 nov 2011.Voor alle valleien geldt dat na overstroming met zeewater vervolgens een ‘wisselwerking’ ontstaat tussen verdamping, 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. Een voorbeeld van het verloop van de saliniteit gedurende een winterperiode in een vallei staat in figuur 6.17.

6.2.6.2 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 6.18 weergegeven.



Figuur 6.17 Verloop van meetwaarden in vallei NC02 in de winter 2014-2015. Er zijn in die periode 8 inundaties met zeewater. Het maaiveld ligt op 121 cm +NAP en met de bovenste stippellijn is het maaiveld gesimuleerd zonder gaswinning.

6.2.7 Vegetatieverandering

6.2.7.1 Duindoornsterfte en duindoorngroei

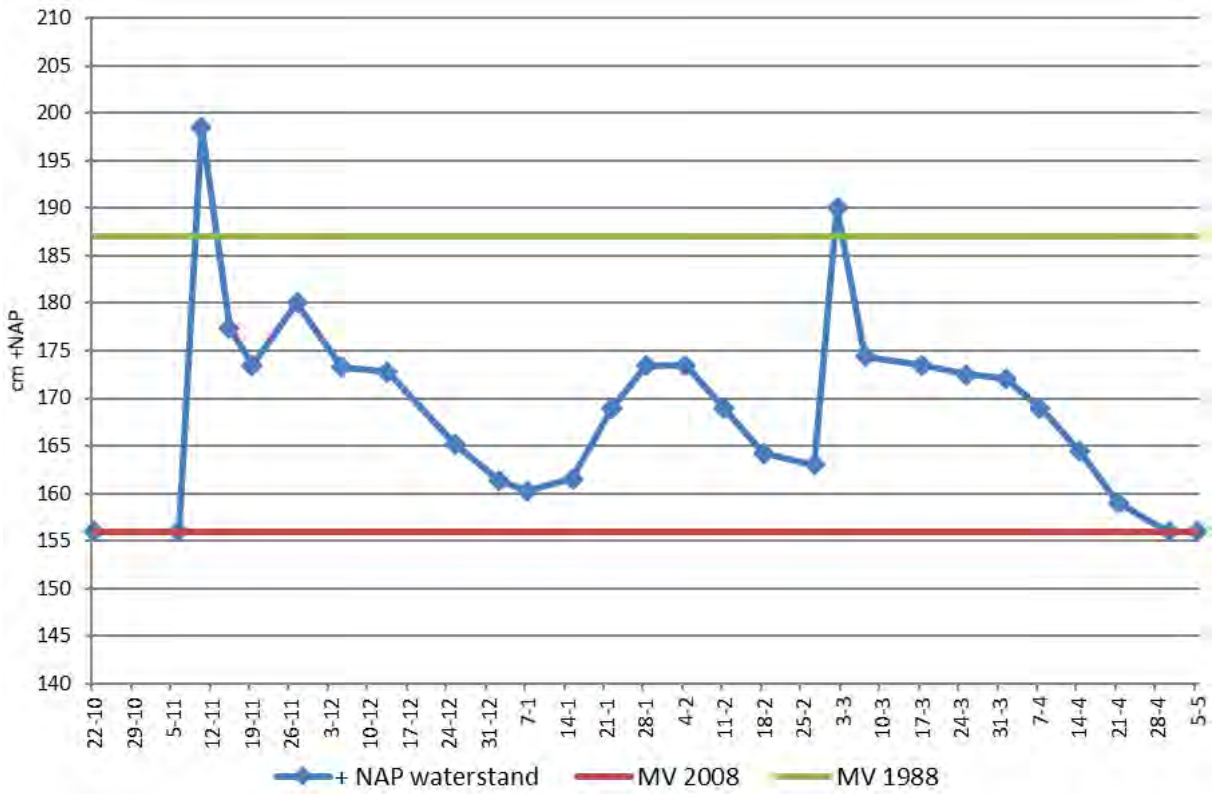
Op zoek naar een verklaring van de in 1994 geconstateerde duindoornsterfte als gevolg van een gebeurtenis in de periode 1989-1992 (Slim, 1997) in een aantal valleien is in eerdere rapportages geconstateerd dat verzilting en overstroming met zeewater geen duidelijke verklaring bieden.
Ook tijdens deze onderzoeksperiode is geconstateerd dat duindoorns rond de valleien regelmatig 'kopje onder' gaan in zeewater en desondanks tot nu geen sterfte laten zien (figuur 6.18). Ook de overstroming met zeewater vroeg in de herfst of laat in het voorjaar geeft geen duidelijke verklaring (tabel 6.7) 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 6.18 Opdrijfsel in de kruin van vitaal duindoornstruweel langs rand van vallei bij meetpunt NC06 (11-2- 2004).

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 in de noordelijke valleien door input van stuifzand, moet al vrij snel na de aanleg van de AME1 locatie en het begin van de diepe daling toch rekening worden gehouden met vernatting door relatief stijgend grondwater.

Als voorbeeld van een reconstructie tot het meer oorspronkelijke maaiveld van voor de gaswinning is hier gekozen voor vallei NC15. In deze vallei is duidelijk duindoornsterfte opgetreden. In figuur 6.20 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 6.19 In de periode 1989-1992 gestorven duindoorns in geïnundeerde vallei bij meetpunt NC15 (21-01-2004).



Figuur 6.20 Simulatie van het maaiveld (MV) 1988 (groene lijn) als situatie zonder gaswinning in grafiek van waterstanden bij meetpunt NC15 in 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 6.20 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 dieper 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. In figuur 6.19 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 6.21 Nieuwe vitale vestiging van duindoorn aan bovenrand van vallei NC06 (11-2- 2004).

6.2.7.2 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 (paragraaf 6.4.2). 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 6.6). 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. Sindsdien hebben de zilte soorten ook definitief voet aan de grond gekregen zich verder verbreid (dit rapport). 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 6.22 Panoramabeeld van vallei NC02 op 25 april 2007. Duidelijk zichtbaar is de afgestorven vegetatie met een kale bodem als resultaat.

Figuur 6.23 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 Schorrenkruid (Suaeda maritima)en Zilverschoon (Potentilla anserina).

Figuur 6.24 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.

6.2.8 Conclusies

- De voorspelde sterke stijging van het aantal overstromingen met zeewater door bodemdaling is niet opgetreden. De trend is slechts licht stijgend waarbij het jaarlijkse aantal inundaties met zeewater ruwweg toeneemt van drie in 1987 naar vier in 2016. Het uitblijven van een stijging in de overstromingen wordt deels veroorzaakt doordat in de jaren 1990-2000 verhoudingsgewijs veel hoge waterstanden zijn opgetreden.
- In de valleien die het dichtst langs de zeereep liggen vindt compensatie van de bodemdaling plaats door instuiven van strandzand. Deze ophoging bedraagt 6,7 mm/j in de periode 2001-2016.
- 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 2001-2016 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.

6.3 INTERMEZZO: Dynamiek duindoornstruweel

Bron: MSc Thesis, Van den Dool (2016)

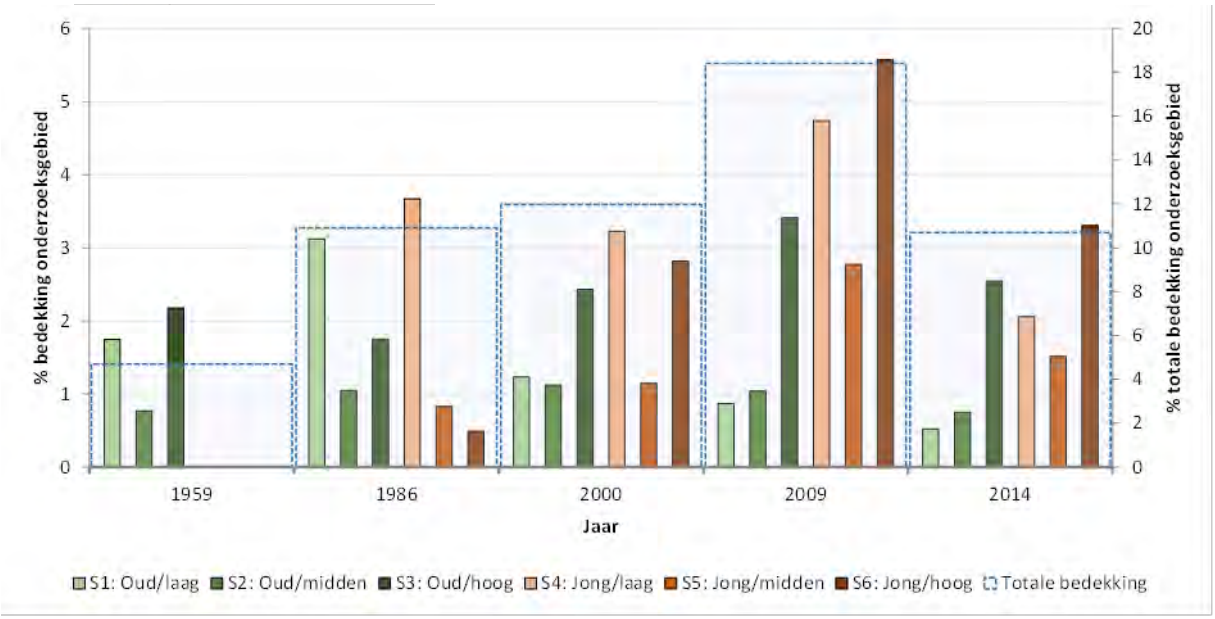
In de periode 1989-1992 trad op meerdere plaatsen in het onderzoeksgebied op Oost-Ameland op grote schaal sterfte van duindoorn- (en meidoorn)struweel op. In eerdere rapportages is gemeld dat overstroming met zeewater, en als gevolg daarvan een al dan niet tijdelijke verzilting van de bodem, geen duidelijke verklaring bood (zie ook paragraaf 6.2.1). Duindoorns kunnen kortdurende inundatie met zeewater, zowel in het najaar, winter als late voorjaar goed verdragen, zo is meerdere malen geconstateerd. De sterfte vond vooral plaats op de laagste delen van de valleien, binnen een hoogterange van 135-157 cm +NAP (meting 2001; Krol, 2011). Later bleek dat vooral de toegenomen duur van inundaties tot de sterfte van duindoorns op de laag gelegen plekken in duinvalleien te hebben geleid (Krol, 2011; paragraaf 6.2.7).

Om meer inzicht te krijgen in de dynamiek van Duindoorn (*Hippophae rhamnoides*) in het bodemdalingsgebied en factoren die daarop van invloed zijn, is in 2016 een reconstructie gemaakt van vestiging en groei van duindoornstruweel gedurende de afgelopen decennia, gebruik makend van luchtfoto's en dendrochronologisch onderzoek.

6.3.1 Luchtfotoanalyses

Op basis van luchtfoto's uit 1959, 1986, 2000, 2009 en 2014 is gekeken naar de dynamiek in totale bedekking van duindoornstruweel in het onderzoeksgebied, ruwweg overeenkomend met het gebied dat ook met de meetreeks Duinvalleien wordt bestreken (paragraaf 6.3.2). Daarbij zijn de volgende strata onderscheiden: oude duinen (van vóór 1950) en jonge duinen (ontstaan na 1950, in hoofdzaak tussen 1959 en 1969). Bekend is dat de vitaliteit van Duindoorn afneemt naarmate de ontkalking van de bodem voortschrijdt en de dichtheid aan bodemaaltjes toeneemt. Daarnaast zijn in zowel jonge als oude duinen locaties onderscheiden op verschillende hoogtes en daarmee een verschil in overvloedingsfrequentie en inundatieduur met zeewater: <2,25 m +NAP (jaarlijks overstroomd), 2,25-3,00 m (incidenteel overstroomd) en >3,00 m +NAP (vrijwel nooit overstroomd).

De bedekking van duindoornstruweel bleek tussen 1986 en 2014 min of meer constant en bedroeg ca. 10-12% met een tijdelijke uitbreiding rond 2009 naar 18% bedekking (figuur 6.2.24). Daarbij is de bedekking in de oude duinen geleidelijk afgenomen, vooral op de laagste plekken (<2,5 m +NAP) en in de jonge duinen toegenomen. De toename in de jonge duinen vond aanvankelijk vooral plaats op de laagst gelegen plekken, later op de hoger gelegen locaties (>2,5 m +NAP).



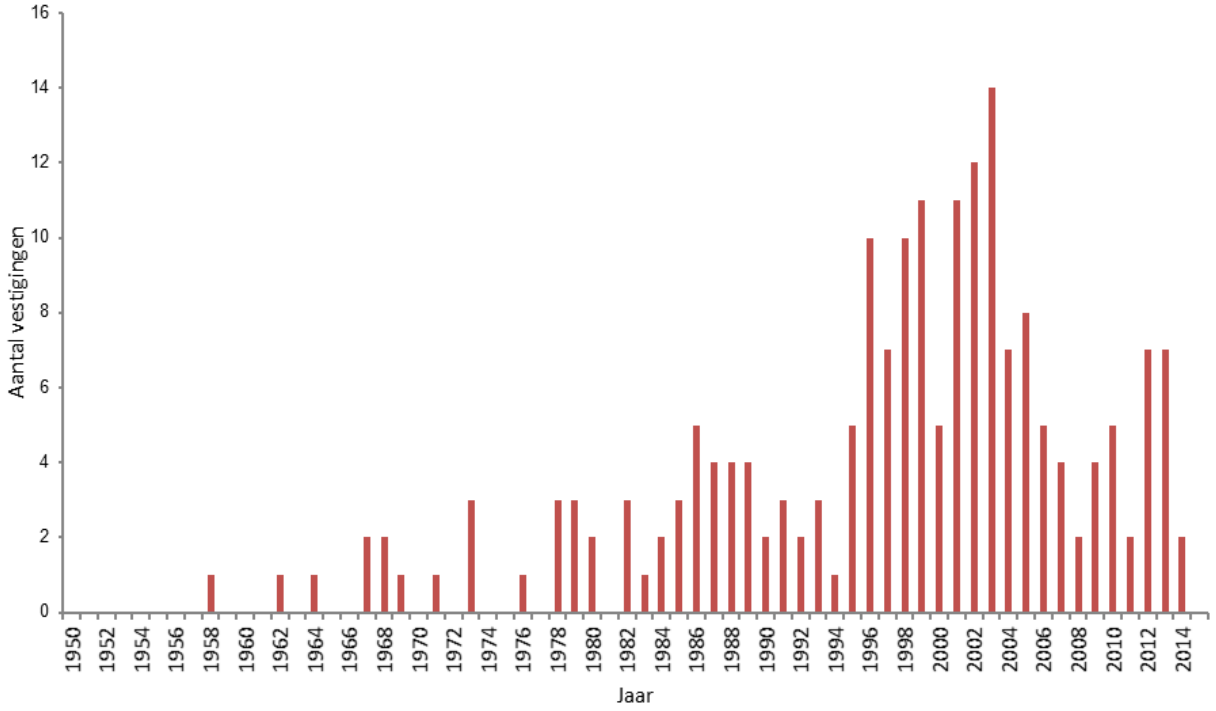
Figuur 6.25 Bedekking van Duindoorn in de verschillende strata en de totale bedekking in het onderzoeksgebied (gestippelde staven) op basis van luchtfotoanalyses.

6.3.2 Dendrochronologie

In 2016 zijn duindoornstruiken verspreid over het onderzoeksgebied bemonsterd. Daarbij zijn een 196-tal levende struiken omgezaagd en de leeftijd en radiale groeisnelheid zijn bepaald aan de hand van jaarringen. De struiken zijn gestratificeerd bemonsterd, waarbij dezelfde zes strata zijn onderscheiden als bij de luchtfoto-analyses.

Jaarringanalyse van de stamschijven wees uit dat de oudste struiken een leeftijd hadden van meer dan 50 jaar, de mediane leeftijd bedroeg 18 jaar (figuur 6.26). Ook werd duidelijk dat continu vestiging van nieuwe struiken plaats heeft gevonden, maar dat er wel duidelijk sprake is van perioden waarin relatief meer vestigingen van nieuwe individuen optraden. Perioden met relatief veel vestiging waren 1986-1989, 2001-2003 en 2012-2013, ruwweg elke 10-15 jaar. Vanaf 2004 lijken zich er relatief minder Duindoorns te vestigen. De sterke afname van duindoorstruweel na 2014 zoals waargenomen in de duinvalleimonitoring (paragraaf 6.7.2) lijkt een gevolg van de afname in vestiging van nieuwe individuen, een proces dat al sinds 2004 gaande lijkt.

Op basis van de leeftijdsbepaling van de bemonsterde struiken en de precieze locatie van de struiken kon een reconstructie worden gemaakt van de maaiveldhoogte op moment van vestiging. Daaruit bleek dat de minimale hoogte 1,74 m +NAP bedroeg. Het overgrote deel (ruim 90%) van de duindoornstruiken vestigde zich op plekken boven 2,0 m +NAP (mediaan 2,58 +NAP). De huidige maaiveldhoogte van de (levende) struiken bedroeg minimaal 1,72 +NAP. Beneden deze hoogte zijn geen vestigingen vastgesteld. Dit vormt een aanwijzing dat plekken die jaarlijks langdurig geïnundeerd kunnen raken niet geschikt zijn voor vestiging van Duindoorn.



Figuur 6.26 Moment van vestiging van de in totaal 196 bemonsterde duindoornstruiken, op basis van jaarringanalyse.

Jaarringanalyse wees verder uit dat de jaarlijkse radiale bijgroei sterk fluctueert. Er is niet zozeer sprake van een trend in de tijd als wel van goede (veel bijgroei) en slechte groeijaren (weinig bijgroei). De belangrijkste groeibepalende factor bleek het optreden van uitbraken van de Bastaardsatijnvlinder (*Euproctis chrysorrhoea*). Andere factoren die een significant effect hadden op de groei waren gemiddelde temperatuur tijdens het groeiseizoen (+), gemiddelde dagelijkse neerslag tijdens het groeiseizoen (+). Géén effect hadden gemiddelde grondwaterstand gedurende het groeiseizoen of gedurende de voorafgaande winterperiode, of het aantal overvloedingsdagen voorafgaand aan of tijdens het groeiseizoen.

Bodemdaling draagt er aan bij dat in laag gelegen valleien een toenemend areaal ongeschikt wordt voor vestiging van Duindoorn. Duindoorns vestigen zich nu voornamelijk op hoger gelegen plekken die 's winters niet langdurig worden geïnundeerd.

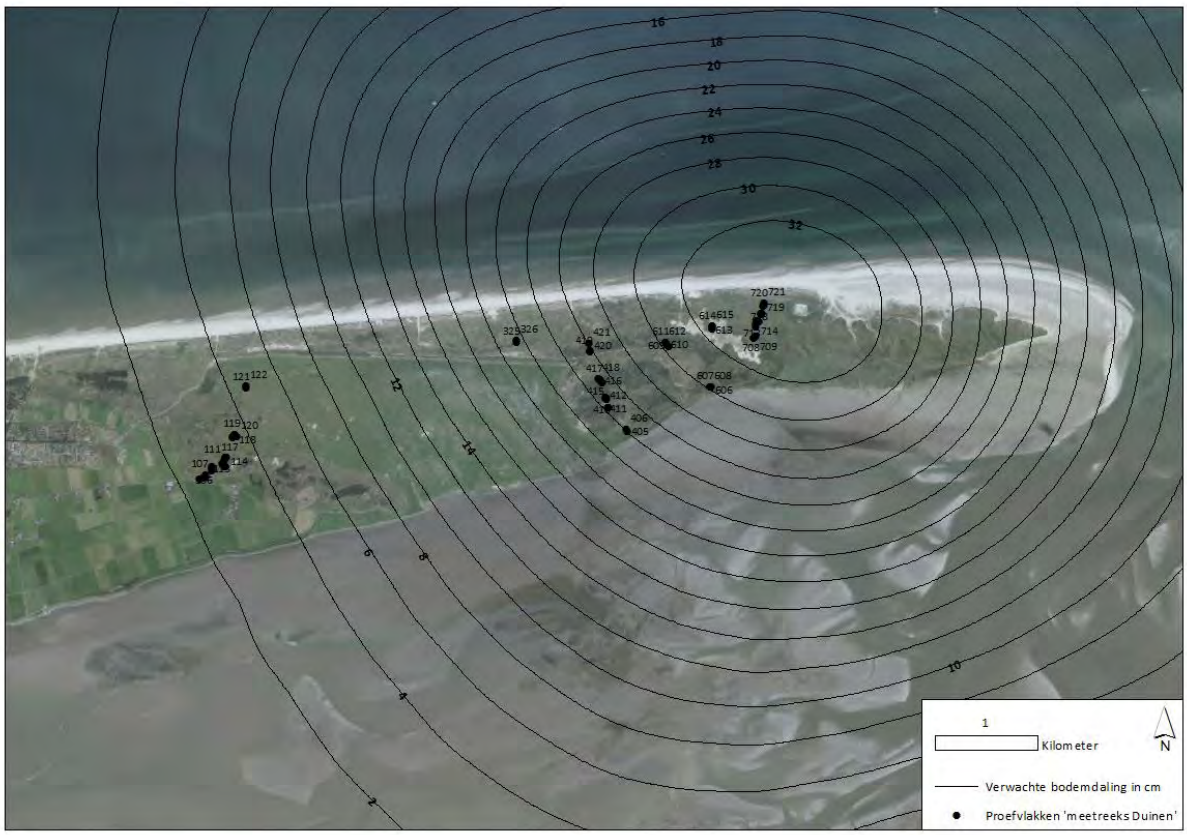
6.4 Opzet monitoringsmeetreeksen vegetatie

Het bodemdalingsgebied strekt zich globaal uit van de (oude) Kooiduinen in het westen tot de (jonge) duinen van De Hon in het oosten. Zoals ook beschreven in het hoofdstuk over de kwelders (Elschot et al.; dit rapport) is bij de start van de gaswinning in 1986 een meetreeks opgezet, bestaande uit permanente kwadraten gesitueerd langs een aantal raaien, om de gevolgen van bodemdaling voor de vegetatie van duinen, duinvalleien en kwelders te monitoren. In 2001 is daar nog een meetreeks aan toegevoegd, waarmee meer in detail de vegetatieontwikkelingen in duinvalleien in de bodemdalingsschotel vlakdekkend wordt gevolgd. In dit hoofdstuk wordt de vegetatieontwikkeling besproken in zowel de 'meetreeks Duinen' (1986-2013) als in de 'meetreeks Duinvalleien' (vanaf 2001-heden).

6.4.1 Meetreeks Duinen 1986-2013

Voor de monitoring van de vegetatiedynamiek van duinen en kwelders op Oost-Ameland zijn in 1986 een aantal raaien uitgezet, globaal noord-zuid georiënteerd, op verschillende afstand van de ligging van de verwachte bodemdalingsschotel. Langs iedere raai lag een aantal proefvlakken (figuur 6.27). Deze waren zodanig gesitueerd dat alle karakteristieke vegetatietypen in het gebied werden gemonitord. Als belangrijkste duinvegetatietypen werden onderscheiden:
a) zandige kopjes op de rand van de kwelder,
b) overgang tussen hoge kwelder en duinvallei,
c) duinplassen en droogvallende oevers,

d) verstruweelde en verruigde duinen
e) duingraslanden.



Figuur 6.27 Ligging van de raaien met nummers van proefvlakken voor de monitoring van de duinvegetaties in de meetreeks 'Duinen'. De lijnen geven de bodemdaling voor 2015 aan in centimeter op basis van het bodemdalingsmodel van de NAM.

Hiermee kon een beeld worden verkregen van de vegetatieontwikkeling binnen het bodemdalingsgebied. Het betrof hier een monitoringsreeks die in het vervolg 'meetreeks Duinen' wordt genoemd.

6.4.1.1 Meetpunten

Bij de start van de monitoring zijn 170 vegetatieopnamen gerangschikt in tien raaien (Anonymus, 1987; Dankers et al., 1987). Daarmee werd ongeveer het gebied omvat waar bodemdaling werd verwacht. In 1989 is een keuze gemaakt welke raaien en proefvlakken zouden worden opgenomen in het meetnet. Er zijn toen 56 locaties geselecteerd en permanent in het terrein gemarkeerd. Op verzoek van *It Fryske Gea* zijn in 1989 nog tien proefvlakken toegevoegd (raai VI) om een betere dekking te krijgen van de abiotische condities die in het onderzoeksterrein aanwezig waren. Op deze wijze ontstond uiteindelijk het monitoringsnetwerk 'meetreeks Duinen' bestaande uit 66 permante proefvlakken (PQ's), gerangschikt in vijf raaien (I, III, IV, VI en VII). Voor de 'meetreeks Kwelders' wordt verwezen naar Elschot et al. (dit rapport).

De laagst gelegen PQ's in de duinenreeks zijn gelegen in valleien en worden incidenteel door zeewater overstroomd. De hoogste proefvlakken zijn gelegen in de duinen en langs de zeereep. Aanvankelijk is de vegetatie in de proefvlakken eens in de drie jaar opgenomen, vanaf 2001 eens in de zes jaar. Opnamejaren met tussen haakjes het aantal proefvlakken waren 1986 (56), 1989 (64), 1992 (64), 1995 (65), 1998 (66), 2001 (66), 2007 (66) en 2013 (66). Daarmee bestrijkt deze meetreeks een periode van 27 jaar en het totale aantal vegetatieopnamen bedraagt 513.

Na 2013 is deze meetreeks op verzoek van de Amelandcommissie in het kader van het bodemdalingsonderzoek niet meer opgenomen. Vanaf dat moment lag de focus van het onderzoek aan duinvegetaties op de meetreeks 'Duinvalleien' dichtbij het centrum van de bodemdalingsschotel (paragraaf 6.3.2).

6.4.1.2 Vegetatieopnamen

Op iedere opnamelocatie werd een proefvlak uitgezet van vier vierkante meter. Deze was cirkelvormig met een straal van 1,13 meter. Iedere vegetatieopname bestond uit een lijst met de daar voorkomende soorten vaatplanten, mossen en korstmossen. De abundantie van iedere soort werd geschat volgens een negendelige schaal van de 4de Bosstatistiek (Dirkse, 1998; tabel 6.3.1).

Tabel 6.10 Opnameschaal voor de abundantie van plantensoorten in een proefvlak (Dirkse, 1998; 4de Bosstatistiek).

Score	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 werd doorgaans uitgevoerd in de maanden augustus en september. In die maanden is het groeiseizoen zover voortgeschreden dat de meeste soorten nog goed zijn te herkennen. Tegelijkertijd is het broedseizoen van vogels ten einde en is het gebied toegankelijk. Aanvankelijk werden de vegetatieopnamen met de hand vastgelegd op een special opnameformulier, in latere jaren is een PDA gebruikt. De opnamen zijn zoveel mogelijk door twee onderzoekers gezamenlijk gemaakt, om fouten te vermijden en zo min mogelijk soorten over het hoofd te zien. Van soorten die in het veld niet onmiddellijk op naam konden worden gebracht (vooral mossen en korstmossen), werd een exemplaar meegenomen voor nadere determinatie door een expert. Opslag en verwerking van de gegevens vond plaats met het dataverwerkingsprogramma TURBOVEG (Hennekens et al., 2001). Alle opnamen zijn opgenomen in de Landelijke Vegetatiedatabank in beheer bij Wageningen Environmental Research (Alterra).

6.4.1.3 Hoogte maaiveld

De hoogteligging van elk PQ is in 1986 bepaald door RWS. In 1988 zijn de punten nogmaals ingemeten door de NAM. Zowel in 2007 als 2013 zijn alle PQ's nogmaals ingemeten met behulp van RTK-DGPS, zodat de daling van het maaiveld op de monsterlocaties kon worden vastgesteld.

6.4.1.4 Grondwaterstanden en netto neerslag

In het onderzoeksgebied is in de herfst van 1986 bij het merendeel van de PQ's een peilbuis geïnstalleerd (a-buizen). In de herfst van 1989 zijn op een aantal locaties additionele buizen geplaatst met een dieper filter (b- en c-buizen), omdat een aantal hoger gelegen buizen 's zomers droogviel. Ook zijn er diverse TNO-buizen in het gebied aanwezig waar de grondwaterstanden al langer worden gemeten. Tot 1995 werden de grondwaterstanden maandelijks opgenomen, daarna is dit beperkt tot het groeiseizoen (maart t/m september). Voor een aantal buizen zijn de grondwaterstanden uitgewerkt voor de periode 1989-2016. Gemeten grondwaterstanden zijn gecorrigeerd voor de hoogte van de bovenkant van de peilbuis tot het maaiveld. Deze veranderde in beperkte mate in de loop van de tijd. Voor de periode 1986-2015 is de opgetreden bodemdaling berekend op basis van de posities van de peilbuizen, met gebruikmaking van het NAM-bodemdalingsmodel (Piening et al., dit rapport).

Vergelijking tussen jaren laat zien dat de grondwaterstanden in de periode maart-september erg variabel zijn, waarbij het wegzakken van het grondwater in het voorjaar soms vroeg, soms laat inzet. Evenzo is het moment van stijging van de grondwaterstand later in het groeiseizoen evenzo variabel. Daarom is ervoor gekozen om de minimale zomergrondwaterstand te vergelijken tussen jaren. Deze weerspiegelt het beste de veranderingen ten gevolge (netto) neerslag, bodemdaling en zeespiegelstijging.

Er zijn een viertal buizen langs raai I aan de westkant van het onderzoeksgebied, aan de rand van het bodemdalingsgebied, geanalyseerd en een viertal buizen aan de oostzijde, in de buurt van raai VII, dichtbij het centrum van het bodemdalingsgebied. Trends in de tijd in grondwaterstanden zijn gerelateerd aan de netto neerslag en aan de mate van bodemdaling/zeespiegelstijging.

De netto neerslag is geschat aan de hand van neerslag- en verdampingsgegevens. Voor Ameland (meetstation Nes) waren geen verdampingsdata beschikbaar. Daarom is gebruik gemaakt van een drietal meetstations in de regio, t.w. De Kooy (Texel), Hoorn (Terschelling) en Lauwersoog (Bron: KNMI). De netto neerslag is berekend voor het winterhalfjaar (november t/m april), voorafgaand aan het daaropvolgende groeiseizoen (conform de rapportage uit 2011; Van Dobben et al., 2011).

6.4.1.5 Bodemchemie

De bodemchemie van de 66 PQ's is bepaald in monsters die tegelijk met de vegetatieopnamen zijn genomen. Dit is gedaan op drie momenten tijdens de meetperiode, in 1995, 2001 en 2013. Bepaald zijn de gehalten stikstof-totaal, fosfaat-totaal, calcium, kalium, natrium, chloor en pH-H2O en pH-KCl. Voor de analysemethoden wordt verwezen naar Van Dobben & Slim (2005).

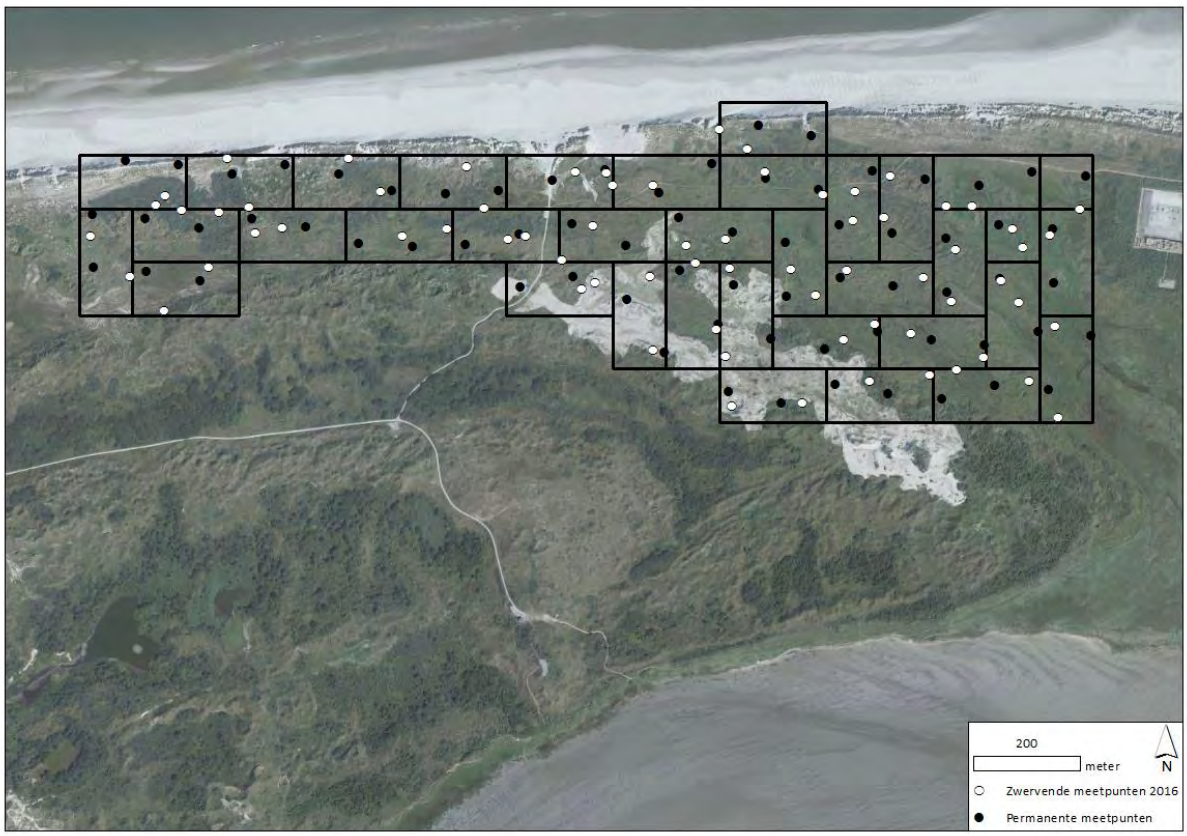
6.4.1.6 Indicatiewaarden

Naast de gemeten abiotische variabelen is ook gebruik gemaakt van abiotische indicatiewaarden die zijn geschat op grond van de aanwezige soorten. Iedere plantensoort heeft een optimum qua groeiplaats wat betreft bodemvocht, zuurgraad, kalkgehalte van de bodem, beschikbaar stikstof, enzovoort. De zogenaamde Ellenberg-indicatiewaarden zijn gebaseerd op expertkennis (Ellenberg et al., 1991). De zogenaamde Wamelink-indicatiewaarden zijn gebaseerd op daadwerkelijke metingen, opgeslagen in een bestand van ca. 6500 vegetatieopnamen met gekoppelde 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 (Wamelink et al., 2005; 2011). In de analyse van de 'meetreeks Duinen' is van zowel Ellenberg-getallen als van Wamelink-getallen gebruik gemaakt. Voor ieder proefvlak en ieder meetmoment is een gemiddeld indicatiegetal berekend op basis van de soortensamenstelling. Daarbij is alleen rekening gehouden met de presentie van soorten en niet met hun abundantie. Er zijn indicatiewaarden gebruikt voor: licht, temperatuur, vocht, stikstof, zuurgraad en zout (Ellenberg) en voor C/N ratio, Ca (maat voor kalkgehalte), pH, Cl (maat voor zout), vocht, NO3, NH4, Ntot, PO4, Ptot, GVG (gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand) (Wamelink).

6.4.2 Meetreeks Duinvalleien 2001-heden

Na de audit in 2000 is besloten de 'meetreeks Duinen' uit te breiden met een meer gedetailleerd onderzoek in de (natte) duinvalleien, in en nabij het centrum van de bodemdalingsschotel (Eysink et al., 2000). Aanleiding was het optreden van sterfte van duindoorn- en meidoornstruweel in 1994 in meerdere duinvalleien (Slim, 1997; Eysink et al., 2000; zie ook paragraaf 6.2.1). Het betrof vooral struweel op de laagste locaties in de duinvalleien binnen een nauwe range van 135-157 cm +NAP. Vernatting als gevolg van bodemdaling en de daarmee samenhangende langdurige inundatie, was de meest waarschijnlijke oorzaak (Slim, 1997; Krol, 2011; p.202). De valleien waar struweelsterfte was opgetreden bestreken circa 25 hectare en waren gelegen in het centrum van de bodemdalingsschotel. Besloten werd om ook de directe omgeving bij deze intensievere monitoring te betrekken, waarmee het onderzoeksgebied uitkwam op in totaal 70 hectare (Slim et al., 2011, p. 240). De nieuwe monitoringsreeks aangeduid als 'meetreeks Duinvalleien' was een feit (figuur 6.28). In 2001, vijftien jaar na de start van de eerste meetreeks, is deze tweede meetreeks gestart.

De valleien zijn gelegen ter hoogte van het Oerd en de Oerderduinen en bestrijken een gebied van het Spijkerpad aan de westkant tot aan de NAM-locatie aan de oostzijde. Van noord naar zuid is in het onderzoeksgebied een zonering aanwezig van helmbegroeiingen in de zeereep naar droge duingraslanden en natte duinvalleien tot zilte vegetaties aan de zuidkant. Op veel plaatsen komen voornoemde begroeiingen voor in mozaïek met duindoornstruweel of kruipwilgstruweel. De duinvalleien op Oost-Ameland ten westen van de NAM-locatie inunderen af en toe met zeewater vanwege de open verbinding met de Waddenzee aan de zuidoostkant. Bij stormtij stroomt hier zeewater ver de duinvalleien in. De verwachting was dat als gevolg van bodemdaling frequentie en duur van overstroming met zeewater zou toenemen, met gevolgen voor de duingrasland en struweelbegroeiingen in deze valleien. Ook zouden de grondwaterstanden ten opzichte van het maaiveld toenemen als gevolg van bodemdaling. Inmiddels is duidelijk dat de maaiveldhoogte van de valleien niet overal evenredig daalt met de diepe bodemdaling maar dat er vooral achter de zeereep gedeeltelijk compensatie optreedt als gevolg van instuivend zand afkomstig uit de zeereep (Krol, 2011; p. 182). Dit proces van instuiving is plaatselijk nog versterkt als gevolg van de aanleg eind 2011 van drie kerven in de zeereep (Riksen et al., 2016). Daarnaast vindt bodemophoging plaats als gevolg van bodemvorming en (strooisel- en humusaccumulatie).



Figuur 6.28 Het gebied in ingedeeld in subgebiedjes ('dominostenen') van gelijke omvang (2 ha). Binnen iedere dominosteen liggen twee vaste meetpunten (gesloten rondjes) en twee zwervende meetpunten (iedere meetronde geloot, open rondjes).

6.4.2.1 Meetpunten

De 'meetreeks Duinvalleien' bestaat uit 140 meetpunten. Bij de keuze van de opnamelocaties is representativiteit en objectiviteit nagestreefd. Voor de representativiteit is het onderzoeksgebied met een totale oppervlakte van 70 hectare opgedeeld in 35 deelgebieden van twee hectare (in de vorm van 'dominostenen'; 100 x 200 m; figuur 6.28). Binnen ieder deelgebied is een gelijk aantal opnamelocaties gekozen (n=4). Daarmee wordt bereikt dat alle delen van het terrein met dezelfde intensiteit worden bemonsterd. De afstand tussen het meest westelijk gelegen en het meest oostelijk gelegen punt bedraagt 1.870 m. Er is sprake van een gradiënt in bodemdaling van west naar oost, tot aan het centrum van de bodemdalingsschotel. Van de 140 meetpunten zijn 70 punten permanent (in 2001 door loting gekozen), de andere 70 punten zijn 'zwervend' en worden iedere meetronde opnieuw geloot (met uitzondering van 2004 en 2006 toen meetpunten op dezelfde locaties lagen). Met deze zogenaamde 'zwervende opnamelocaties' wordt informatie verkregen over de variatie die op korte afstand kan voorkomen, van belang voor de statistische habitatkartering (paragraaf 6.4.3).

De X- en Y-coördinaten van de 70 permanente opnamelocaties zijn in 2001 volgens de methode van een ongelijnd systematische steekproef getrokken uit een verzameling Rijksdriehoekcoördinaten. Deze zogenaamde vaste PQ's zijn vervolgens bemonsterd in 2001, 2004, 2006, 2008, 2010, 2012, 2014 en 2016. De 'zwervende' opnamen worden gekozen volgens de methode van een gestratificeerde aselecte steekproef. De zwervende PQ's lagen in 2004 en 2006 op dezelfde locaties, maar voor de jaren 2008, 2010, 2012, 2014 en 2016 op gelote plekken. De methode is zodanig opgezet dat met de meetgegevens een vlakdekkende vegetatiekartering kan worden gemaakt. Voorafgaand aan iedere bemonsteringsronde zijn de opnamelocaties in het veld gelokaliseerd door middel van RTK-DGPS, met een nauwkeurigheid van circa een centimeter.

6.4.2.2 Vegetatieopnamen

Bij deze meetreeks werden op dezelfde wijze vegetatieopnamen gemaakt als beschreven bij de meetreeks 'Duinen' (paragraaf 6.4.1). In welk jaar welke opname werd uitgevoerd is terug te vinden in tabel 6.11.

Tabel 6.11 Opname jaren van de 'meetreeks Duinen' en de 'meetreeks Duinvalleien' met het aantal plots per meetjaar.

Meetreeks	1986	1989	1992	1995	1998	2001	2004	2006	2007	2008	2010	2012	2013	2014	2016
Duinen	56	64	64	65	66	66			66				66		
Duinvalleien						70	140	140		140	140	140		140	140

6.4.2.3 Abiotische data

Voor deze vlakdekkende meetreeks waren onvoldoende grondwaterstandmetingen beschikbaar om deze te kunnen meenemen in de analyse. In plaats daarvan is gewerkt met een kwalitatieve veldscore voor de bodemvochtigheid (droog, vochtig, nat). Daarnaast is voor ieder meetpunt ook het bodemtype vastgesteld (zand, klei, veen) door een stuk grond uit te steken naast het proefvlak en visueel te beoordelen.

Verder is voor elk meetpunt in iedere meetronde de maaiveldhoogte vastgesteld met RTK-DGPS. De kans op overvloeding is bepaald uit de hoogteligging van ieder meetpunt. Voor de werkelijk opgetreden inundaties, zoals door NCA jaarlijks vastgesteld op een -dertiental meetpunten, wordt verwezen naar paragraaf 6.2. Naast deze Z-coördinaat, zijn de X- en Y-coördinaten vastgelegd, een maat voor respectievelijk de afstand tot het instroompunt van zeewater uit de Waddenzee en de afstand tot de zeereep.

Naast de gemeten abiotische variabelen is ook in deze meetreeks gebruikt gemaakt van de Ellenberg- en Wamelink-indicatiegetallen (Ellenberg et al., 1991; Wamelink et al., 2005; 2011; zie ook 6.3.1). Er zijn indicatiewaarden gebruikt voor: licht, temperatuur, vocht, stikstof, zuurgraad en zout (Ellenberg) en voor C/N ratio, Ca (maat voor kalkgehalte), pH, Cl (maat voor zout), vocht, NO3, NH4, Ntot, PO4, Ptot, GVG (gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand) (Wamelink).

6.4.3 Analysemethoden

De methoden van data-analyse verschilt deels tussen beide meetreeksen, vooral omdat beide meetreeksen verschillend zijn opgezet (al dan niet vlakdekkend). Ook de verzamelde informatie over de abiotische condities verschilt deels. Daarom worden de gebruikte analysemethoden hierna apart per meetreeks besproken.

6.4.3.1 Meetreeks Duinen

In de vorige rapportage (2011) zijn de vegetatieopnamen van de meetreeks Duinen geclassificeerd in lokale vegetatietypen (met behulp van het clusteringsprogramma TWINSPAN; Hill, 1979). Vervolgens zijn de veranderingen van deze lokale typen in de tijd gevolgd. In deze rapportage hebben we vooral gekeken naar de abiotische veranderingen als gevolg van bodemdaling in relatie tot andere milieufactoren. Deze analyse is grotendeels gebaseerd op ordinatie voor het krijgen van inzicht in factoren die de ruimtelijke variatie verklaren, en op trendanalyses op basis van indicatiewaarden voor begrijpen van temporele veranderingen. Daarbij is gebruik gemaakt van het feit dat een deel van de proefvlakken niet of nauwelijks bodemdaling vertoonden, doordat ze aan de rand van de bodemdalingsschotel lagen, en een ander deel daarbinnen. Op deze wijze kan het effect van bodemdaling worden onderscheiden van andere veranderingen. De analyse bestond uit de volgende stappen:

6.4.3.2 Bodemdaling in onderzoeksgebied

Op basis van de hoogtemetingen in 1986 en 2013 is een analyse gemaakt van de bodemdaling in het onderzoeksgebied over de meetperiode.

6.4.3.3 Ruimtelijke variatie

Om inzicht te krijgen in de belangrijkste abiotische factoren die de ruimtelijke variatie in floristische samenstelling van de proefvlakken verklaard in de uitgangssituatie in 1986 bij de start van de gaswinning, is een Canonische correspondentieanalyse (CCA; Ter Braak & Šmilauer, 2002) uitgevoerd op de vegetatiegegevens (log-getransformeerd) met gemeten bodem(chemische) waarden als verklarende variabelen. In deze analyse wordt stapsgewijs steeds die variabele aan het regressiemodel toegevoegd die leidt tot de grootste toename in verklaarde variantie (gesommeerd over alle soorten), met de voorwaarde dat alleen variabelen zijn toegevoegd die een correlatiecoëfficiënt hebben van <0,70 met alle reeds in het model aanwezige variabelen. De significantie van het effect van elke variabele is vastgesteld door middel van een permutatietoets. De effecten van de abiotische variabelen op de vegetatie zijn gevisualiseerd door de correlatie van elke variabele met elke as te bepalen en op grond

daarvan een plot te maken. Voor verdere details omtrent de interpretatie van ordinatieplots wordt verwezen naar Jongman et al. (1995). Aan de hand van de gemeten abiotische variabelen en op basis van het soortenplot is een interpretatie gemaakt van de assen in ecologische termen. Deze *stepwise regression analysis* is vervolgens herhaald voor de vegetatiegegevens van 2013. De multivariate analyses zijn uitgevoerd met de programma's CANOCO en CanoDraw (Ter Braak & Šmilauer, 2002).

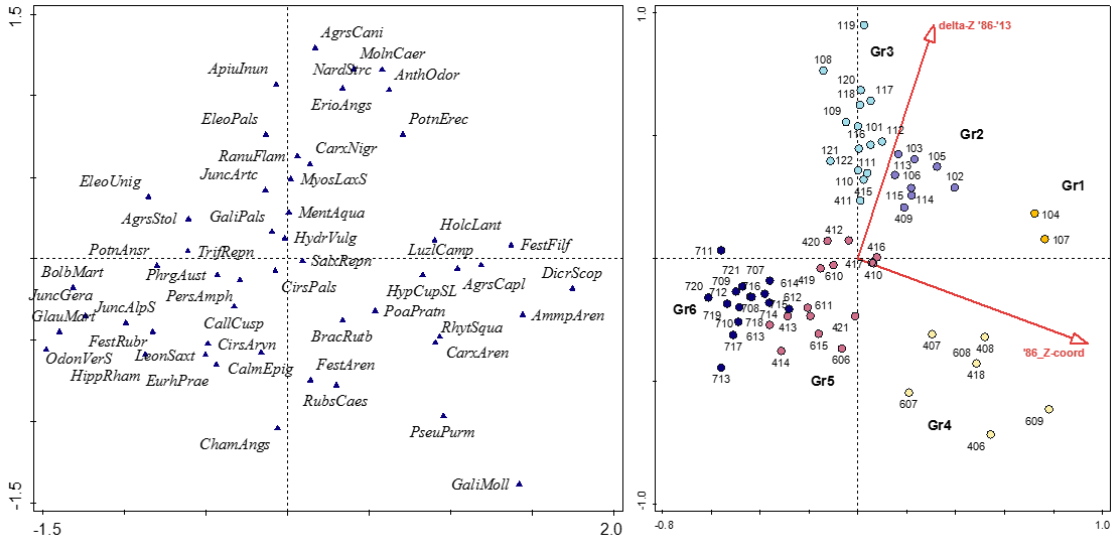
6.4.3.4 Trends in indicatiewaarden

Verschuivingen in de abiotische omstandigheden kunnen worden afgeleid uit verschuivingen in floristische samenstelling van de proefvlakken zichtbaar gemaakt door een vergelijking van indicatiewaarden in de tijd (paragraaf 6.6.1). Om het effect van bodemdaling te onderscheiden van andere invloeden zijn de 64 proefvlakken ingedeeld in zes groepen (PQ325 en 326 van raai III zijn buiten beschouwing gelaten, aangezien deze proefvlakken in 2005 zijn afgeplagd en daarmee 28-48 cm in maaiveldhoogte zijn verlaagd). Daarbij wordt verondersteld dat het effect van bodemdaling op de vegetatie afhankelijk is van de hoogteligging van een proefvlak. Daarom zijn bij de indeling in groepen als belangrijkste criteria gebruikt de afstand tot de hoogte van het maaiveld (Z-coördinaat) en de mate van bodemdaling (delta Z) tussen 1986 en 2013. Drie groepen (1, 2 en 3) bestaan uit proefvlakken met een relatief beperkte bodemdaling (maximaal 4 tot 7 cm in de periode 1986-2013) maar met verschillende hoogteligging bij de start van de meetreeks in 1986. Drie andere groepen (4, 5, en 6) liggen relatief dichtbij het centrum van de bodemdalingsschotel met een bodemdaling van 13-36 cm (1986-2013) en verschillend in hoogteligging van het maaiveld bij de start van de meetreeks in 1986 (tabel 6.12). Met behulp van lineaire regressie is de aanwezigheid van significante trends vastgesteld. De lineaire regressies zijn uitgevoerd met het programma GENSTAT, versie 18 (Payne et al., 2010).

Tabel 6.12 PQ-clusters gebruikt voor het berekenen van trendwaarden in abiotische indicatiewaarden. (PQ325 en 326 zijn buiten beschouwing gelaten, aangezien deze proefvlakken in 2005 zijn afgeplagd en daarmee 28-48 cm in maaiveldhoogte zijn verlaagd).

Groep	Raai	Aantal PQ's	m +NAP (1986)	Bodemdaling (1986-2013)
Groep 1	I	2	3,44-3,57 (hoog)	<4 cm
Groep 2	I + IV	8	2,38-2,84 (intermediair)	<6 cm
Groep 3	I + IV	15	1,67-2,24 (laag)	<7 cm
Groep 4	IV + VI	8	2,59-4,02 (hoog)	15-33 cm
Groep 5	IV + VI	16	1,83-2,49 (intermediair)	13-31 cm
Groep 6	VII	15	1,43-2,03 (laag)	20-36 cm
totaal		64		

Het ordinatiediagram in figuur 6.3.3 laat de ligging van de zes clusters zien ten opzichte van twee assen: Z-coördinaat (hoogte ten opzichte van NAP in 1986) en delta-Z, de mate van bodemdaling in de periode 1986-2013.



Figuur 6.29 CCA-diagram van de plots met hoogte maaiveld (1986) en mate van bodemdaling (delta-Z in de periode 1986-2013) als verklarende factoren. Deze analyse is gebruikt om de 64 proefvlakken in te delen in zes groepen: drie groepen met weinig tot geen bodemdaling (groep 1, 2 en 3) en drie groepen met (veel) bodemdaling (groep 4, 5 en 6). De groepen verschilden onderling verder qua hoogteligging in het gebied (zie tabel 6.4). (Soortnamen zijn afgekort met de vier eerste letters van het genus en de vier eerste letters van de soortnaam).

6.4.3.5 Trends in soortendiversiteit

Trends in de soortendiversiteit zijn beschreven aan de hand van veranderingen in het aantal plantensoorten (vaatplanten en mossen/korstmossen) in de proefvlakken. Daarnaast is gebruik gemaakt van de zogenaamde natuurbehoudswaarde (NBW), om te bepalen hoe de toe- of afname van het gemiddelde aantal soorten in een proefvlak moet worden gewaardeerd. Deze is bepaald met de z.g. 'Gelderland'-methode (Hertog & Rijken, 1996; Van Dobben et al., 2015). Dit is een gestandaardiseerde methode om aan een vegetatieopname een waarde toe te kennen op grond van zeldzaamheid, achteruitgang en internationale bedreiging van de aangetroffen soorten. Uit de waargenomen verandering in de soortensamenstelling van een proefvlak is de verandering in de NBW berekend.

6.4.3.6 Trends in soortensamenstelling

De veranderingen in soortensamenstelling over de tijd zijn beschreven aan de hand van veranderingen in een aantal indicatieve soorten voor natte duinvalleien, droge duingraslanden en zilte graslanden.

6.4.4 Meetreeks Duinvalleien

Deze meetreeks is specifiek opgezet om areaalveranderingen in habitattypen te kunnen vaststellen. De vegetatieopnamen van de meetreeks Duinvalleien zijn eerst geclassificeerd met behulp van het programma ASSOCIA (Van Tongeren et al., 2008). Daarbij is een indeling gebruikt van de Vegetatie van Nederland (Schaminée et al., 1998). De aangetroffen plantenassociaties zijn vervolgens vertaald naar habitattypen, volgens de Interpretation Manual of European Habitat types (EC, 2007). Daarbij is gebruik gemaakt van een vertaaltabel (van Dobben et al., 2011), waarbij opnamen zijn toegewezen aan habitattypen van duinen, duinvalleien, duinstruwelen en kwelders. Door het relatieve voorkomen van habitattypen te vergelijken tussen meetjaren, kunnen verschuivingen in het relatieve voorkomen van habitattypen in het gebied in de tijd worden gekwantificeerd. De analyse bestond uit de volgende stappen:

6.4.4.1 Bodemdaling in onderzoeksgebied

Op basis van de jaarlijkse hoogtemetingen is een analyse gemaakt van de bodemdaling in het onderzoeksgebied in de periode 2001-2016.

6.4.4.2 Ruimtelijke variatie

De gemiddelde indicatiewaarden van de proefvlakken, gebaseerd op de soortensamenstelling van ieder proefvlak, zijn gebruikt om temporele trends in abiotiek te beschrijven op een vergelijkbare manier als beschreven onder de meetreeks Duinen. Van ieder proefvlak is voor ieder meettijdstip een gemiddelde indicatiewaarde berekend. Met behulp van gradiëntanalyse (CCA) zijn de vegetatieopnamen op basis van de floristische samenstelling geordend in een multidimensionale ruimte, waarbij de assen abiotische gradiënten vertegenwoordigen. Daarbij is gebruik gemaakt van het programma CANOCO (Ter Braak & Šmilauer, 2002). De eerste drie assen zijn ecologisch geduid op basis van het 'soortenplot'. Als verklarende abiotische variabelen zijn meegenomen: X-coördinaat (als maat voor de afstand tot het centrum van de bodemdalingsschotel), Y-coördinaat (als maat voor de afstand tot de zeereep), Z-coördinaat (maaiveldhoogte), bodemtype (zand, klei, veen), vochttoestand en expositie (NZ en OW). Deze analyse geeft inzicht in de belangrijkste abiotische factoren die een rol spelen bij het voorkomen van de verschillende habitattypen in het onderzoeksgebied.

6.4.4.3 Trends in indicatiewaarden

Verschuivingen in de abiotische omstandigheden kunnen worden afgeleid uit verschuivingen in floristische samenstelling aan de hand van indicatiewaarden (paragraaf 6.3.1). Er is verondersteld dat het effect van bodemdaling op de vegetatie afhankelijk is van de hoogteligging van een proefvlak. Daarom zijn proefvlakken van een overeenkomstige hoogteklasse samengenomen als groep. Daarbij is hoogte van het maaiveld (Z-coördinaat) genomen bij de start van deze meetreeks in 2001. Er zijn vier groepen onderscheiden (tabel 6.3.4). Met behulp van lineaire regressie is de aanwezigheid van trends in indicatiewaarden vastgesteld per groep. De lineaire regressies zijn uitgevoerd met het programma GENSTAT, versie 18 (Payne et al., 2010).

Tabel 6.13 Indeling van proefvlakken in groepen voor het berekenen van temporele trends in abiotische indicatiewaarden. Hierbij zijn alleen de permanente proefvlakken gebruikt (plots die in 2005 dan wel 2015 zijn geplagd zijn voor de gehele meetperiode buiten beschouwing gelaten).

Groep	Aantal plots	Maaiveldhoogte m +NAP (2001)	Maaiveldhoogte m +NAP (2016)
Groep 1	22	>2,50	>2,39
Groep 2	16	2,15-2,50	1,96-2,61
Groep 3	10	1,83-2,10	1,56-2,09
Groep 4	10	1,33-1,82	1,24-1,64
	58		

6.4.4.4 Trends in soortendiversiteit

Trends in de soortendiversiteit zijn beschreven aan de hand van veranderingen in het aantal plantensoorten (vaatplanten en mossen/korstmossen) in de proefvlakken.

6.4.4.5 Trends in soortensamenstelling

De veranderingen in soortensamenstelling over de tijd zijn beschreven aan de hand van veranderingen in een aantal indicatieve soorten voor natte duinvalleien, droge duingraslanden en zilte graslanden.

6.4.4.6 Trends in arealen van habitattypen

Voor een eerste analyse zijn areaalverschuivingen van de habitattypen uitgezet tegen de tijd. Vervolgens is een statistische habitatkartering met mixed multinomiaal logistisch regressiemodel uitgevoerd. De onderscheiden lokale vegetatietypen zijn gebruikt voor het uitvoeren van een statistische habitatkartering. Hiermee worden de habitatveranderingen in de tijd ruimtelijk inzichtelijk gemaakt. De regressiemethode maakt gebruik van gebiedsdekkende hulpinformatie die van invloed kunnen zijn op de vegetatie. Een belangrijke informatiebron is de digitale hoogtekaart (Digital Elevation Model of DEM) en de informatie die daaruit kan worden afgeleid. De volgende variabelen zijn gebruikt als kandidaat verklarende variabelen:

- *Jaar van observatie*
  Het gaat hier om de jaren 2001, 2004, 2006, 2008, 2010, 2012, 2014 en 2016. Dit is een kwalitatieve variabele (acht levels).
- *X-coördinaat*
  Bij iedere meetronde is het van centrum van de (140) proefvlakken, waarvan vegetatieopname zijn gemaakt, de X -coördinaat ingemeten met RTK-DGPS.
- *Y-coördinaat*
  Bij iedere meetronde is het van centrum van de (140) proefvlakken, waarvan vegetatieopname zijn gemaakt, de Y-coördinaat ingemeten met RTK-DGPS.
- *Absolute maaiveldhoogte in meter*
  Bij iedere meetronde is het van centrum van de (140) proefvlakken, waarvan vegetatieopname zijn gemaakt, de Z-coördinaat ingemeten met RTK-DGPS. De DEM's voor de afzonderlijke jaren zijn aangepast door het met (ordinary) kriging geïnterpoleerde verschil tussen de gemeten hoogte en de DEM-hoogte in de vorige meetronde bij het DEM van de vorige meetronde op te tellen. In het DEM van 2016 is rekening gehouden met de verandering in hoogte van het maaiveld als gevolg van plaggen in een deel van het onderzoeksgebied in het najaar van 2015. Daarbij zijn de volgende stappen gevolgd; 1) Er is een DEM gemaakt voor het niet geplagde deel. Daarvoor zijn de Z-metingen van 2016 gebruikt voor het niet geplagde deel. De verschilwaarden van de metingen en het DEM2014 zijn geïnterpoleerd door ordinary kriging en opgeteld bij het DEM2014. Het nieuwe DEM is van toepassing op het gebied dat in 2015 niet is geplagd. 2) Er is een DEM gemaakt voor het geplagde deel. De verschilwaarden tussen 31 Z-metingen[1] uit 2016 in het geplagde gebied en het DEM2014 werden geïnterpoleerd door ordinary kriging. Deze waarden zijn opgeteld bij het DEM van 2014 voor het geplagde deel van het onderzoeksgebied. 3) Vervolgens zijn de resultaten van 1 en 2 gecombineerd. Voor het deel van het onderzoeksgebied waar in najaar 2015 is geplagd zijn de gridcelwaarden van methode 2 genomen, waar niet geplagd is zijn de gridcelwaarden van methode 1 als resultaat gebruikt (dynamisch: waarden op een bepaalde locatie fluctueren over de tijd).
- *Relatieve maaiveldhoogte in cirkels met een straal van 5, 10 en 25 meter*

[1] Naast zes vaste meetpunten kon gebruik worden gemaakt van 25 extra meetpunten die zijn ingemeten in het kader van onderzoek, gestart in najaar 2016, naar de vegetatieontwikkeling in het geplagde deel van de duinvallei uitgevoerd door NCA in samenwerking met WEnR (Alterra).

Om de positie van een locatie ten opzichte van de directe omgeving te bepalen is de relatieve maaiveldhoogte berekend. Hierbij wordt voor elke rasterpunt van het DEM bepaald wat het verschil is tussen de hoogte in het rasterpunt en de gemiddelde hoogte van alle punten die zich bevinden in een cirkel rondom het punt. Hiermee wordt onderscheid gemaakt tussen lokale duintoppen en 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 meter. Bij de kleinste straal van 5 meter komen de effecten van kleine geomorfologische kenmerken in het gebied tot uiting, terwijl bij de grootste straal van 25 meter deze worden weggefilterd en het accent op grotere geomorfologische structuren ligt (dynamisch: waarden op een bepaalde locatie fluctueren over de tijd).

- *Indicator die aangeeft of locatie wel of niet onder water staat bij bepaalde zeespiegelstand (flood)*
  Voor drie niveaus van het zeewater (1,90 m, 2,20 m en 2,50 m boven NAP) is berekend welk deel van het onderzoeksgebied bij deze waterstand onder water kan stromen. Het instroompunt ligt aan de kant van de Waddenzee, in het zuidoosten van het gebied. Regelmatige maar ook incidentele overstroming met zout water heeft invloed op de vegetatiesamenstelling. Om die reden worden kaarten van deze hulpvariabel meegenomen in de kartering. Berekening van de instroomgebieden is vrij eenvoudig te realiseren met GIS, op voorwaarde dat een voldoende nauwkeurig DEM beschikbaar is (dynamisch: waarden op een bepaalde locatie fluctueren over de tijd). Voor de werkelijk opgetreden inundaties, zoals door NCA jaarlijks vastgesteld op een dertiental meetpunten, wordt verwezen naar paragraaf 6.2.
- *Aspect*
  'Aspect' is een kwalitatieve variabele die een functie is van de hellingshoek en de oriëntatie van een helling. Er zijn drie klassen onderscheiden, te weten N (oriëntatie tussen N315E en N45E) , Z (oriëntatie tussen N135E en N225E) en overig (X). Bij een hellingshoek van 3 graden of minder is de klasse X, ongeacht de oriëntatie. De aspectwaarden zijn gebaseerd op de aspect kaart en de kaart van de hellingshoek, beiden afgeleid van het DEM uit 2016.

Zowel de puntgegevens van habitattypen als de beschikbare hulpinformatie zijn gebruikt om tot habitatkaarten voor de afzonderlijke meetjaren te komen. De kaarten zijn gemaakt met een mixed multinomiaal logistisch regressiemodel, met zowel fixed als random effecten. Hieronder wordt de theorie kort uitgelegd en vervolgens de praktische toepassing. Voor meer details verwijzen we de geïnteresseerde lezer naar Brus et al. (2016).

Indien er geen herhaalde observaties zouden zijn op dezelfde plot zou het voorkomen van de habitattypen gemodelleerd kunnen worden met een multinomiaal logistisch regressie model (MNL) zonder random effect. In zo'n model wordt de kans op voorkomen van habitattypen gerelateerd aan omgevingskenmerken, ruimtelijke coördinaten en jaar van opname (zie hierboven). Eén willekeurig gekozen habitattype wordt als baselinetype genomen. De logaritme van de ratio van de kans op habitat j tot de kans op het baseline type wordt gemodelleerd als een lineaire combinatie van de geselecteerde verklarende variabelen:

$$\log\left(\frac{p_{ij}}{p_{i1}}\right) = \sum_{p=0}^{p} x_{ip}\,\beta_{pj}$$

Echter, in ons geval zijn er zowel permanente plots met herhaalde waarnemingen als wisselende plots met slechts één waarneming. Voor de permanente plots is het niet realistisch om aan te nemen dat de herhaalde observaties onafhankelijk zijn. Om hiermee rekening te houden, mogen de regressiecoëfficiënten voor een gegeven habitattype in het nieuwe MNL model in tegenstelling tot die in een gewoon MNL model verschillen tussen de locaties. Het is echter niet haalbaar om de regressiecoëfficiënt voor elke locatie te schatten. Wel kan de regressie coëfficiënt van elke locatie gezien worden als een random getrokken waarde uit een normale verdeling met gemiddelde nul. Om dit te bewerkstelligen worden in het nieuwe model random intercepts (uij) toegevoegd. Dit nieuwe mixed multinomiaal logistisch regressiemodel (MMNL) wordt dan:

$$\log\left(\frac{p_{itj|\mathbf{u}_i}}{p_{it1|\mathbf{u}_i}}\right) = \sum_{p=0}^{p} x_{itp}\,\beta_{pj} + u_{ij} = \beta_{0j} + u_{ij} + \sum_{p=1}^{p} x_{itp}\,\beta_{pj}$$

met $p_{itj}|\mathbf{u}_i$ de conditionele kans op habitat j op locatie i en tijd t , geconditioneerd op de vector met random intercepts $\mathbf{u}_i$. De aanname is nu dat, gegeven de locatiespecifieke regressiecoëfficiënten, de herhaalde waarnemingen op de permanente plots onafhankelijk zijn. In dit model moeten niet alleen de regressie coëfficiënten voor elk habitattype worden geschat, maar ook de varianties van de random intercepts en

hun covarianties. Schattingen kunnen worden verkregen via simulatie, waarbij een groot aantal trekkingen uit de verdeling van de intercepts wordt gedaan, de kans op deze interceptwaarden wordt berekend en vervolgens een gemiddelde van deze kansen wordt genomen. Voor zes habitats leidt dit tot vijf interceptvarianties en tien covarianties.

Praktische toepassing: in verband met numerieke stabiliteit zijn alle kwantitatieve hulpvariabelen gestandaardiseerd, dat wil zeggen verminderd met het gemiddelde (over alle jaren) en vervolgens gedeeld door de standaardafwijking (over alle jaren). Vervolgens werd een stepwise regressie uitgevoerd, startend met zowel een vol als een leeg model. Hieruit werd het beste MNL-model geselecteerd, waarbij het Akaike's Informatie Criterium (AIC) als selectiecriteria werd gebruikt. AIC is een functie van de likelihood van het model en het aantal regressie coëfficiënten. AIC moet zo laag mogelijk zijn. Wanneer twee modellen een gelijke likelihood hebben maar een verschillend aantal regressie coëfficiënten, dan wordt het model met het kleinste aantal regressiecoëfficiënten geselecteerd als het beste model. In het uiteindelijke model kwamen de volgende covarianties voor: jaar van observatie (als kwalitatieve variabel, factor), X-coördinaat, Y-coördinaat, absolute maaiveldhoogte, relatieve maaiveldhoogte in cirkels met een straal van 10 en 25 meter en 'flood' bij een zeewaterstand van 2.20 m + NAP. Deze hulpvariabelen werden vervolgens gefit in een MMNL-model als 'fixed effects' en 'random intercepts'. Met de geschatte regressie coëfficiënten van het MMNL-model zijn vervolgens voor de knooppunten van een fijn grid voor elk van de zes habitattypen de kansen op voorkomen geschat, voor de verschillende jaren (2001, 2004, 2006, ...2016). Als voorspelling van het habitattype in een bepaald jaar op een bepaald knooppunt is vervolgens het habitattype met de grootste kans genomen. De oppervlakte van een bepaald habitattype in een bepaald jaar is voorspeld met het gemiddelde van de kansen van dit habitattype over alle knooppunten van het discretisatiegrid voor dat jaar.

6.5 INTERMEZZO: Verwachte effecten bodemdaling op natte duinvalleien

Ab Grootjans, Rijksuniversiteit Groningen

In dit intermezzo wordt op basis van een reconstructie van duinvalleiontwikkeling op de Nederlandse Waddeneilanden over een periode van 100 jaar onderzocht in hoeverre de ontwikkeling van de duinvalleien onder invloed van de bodemdaling op Ameland, gedurende de laatste 30 jaar, afwijkt van de ontwikkeling in gebieden zonder bodemdaling. Veranderingen in accumulatiesnelheid van organische stof staan in dit intermezzo centraal. Aanvullend wordt gebruik gemaakt van gemeten en gesimuleerde grondwaterstanden gedurende 10 jaar en van metingen van de pH van de bodem. Deze drie factoren worden algemeen gezien als de belangrijkste factoren voor duinvalleiontwikkeling (Grootjans et al., 1995, Lammerts & Grootjans, 1998). In totaal zijn 22 gebieden op Texel, Terschelling, Vlieland en Schiermonnikoog geselecteerd waar geen bodemdaling heeft plaatsgevonden (de 'referenties'), en 7 plekken op Oost-Ameland ('Het Oerd'), waar wel bodemdaling heeft plaats gevonden. Daarbij is gebruik gemaakt van de resultaten van zogenaamd 'chronosequence' onderzoek (Woudwijk, 2011).

6.5.1 Chronosequences

Een chronosequence is een serie plekken in het landschap die eenzelfde uitgangssituatie hebben gekend, maar die door verschil in leeftijd verschillen in bodemvorming. Plekken in één en dezelfde duinvallei die op verschillende momenten in de tijd zijn geplagd is dus de meest ideale chronosequence (Stevens & Walker, 1970, Berendse et al., 1998, Walker & del Moral, 2003). Wanneer we de verschillende stadia op hetzelfde moment bemonsteren, krijgen we inzicht in een proces dat 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 (Sival, 1997; Jones et al., 2008). Echter, het is hier veel minder zeker dat de bodemvorming ook niet door andere landschapsprocessen wordt beïnvloed.

De chronosequence voor Terschelling, voor een periode van ca. 100 jaar, is gebaseerd op een viertal plagexperimenten in de Koegelwieck 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 Salix repens*,

Duinriet *Calamagrostis epigejos*, en Cranberry *Vaccinium macrocarpon*). Alle stadia zijn sinds 1990 gemonitord en de accumulatie van organische stof is op vier tijdstippen gemeten. De chronosequence voor Schiermonnikoog 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 belangrijkste verschil tussen beide reeksen is dat op Schiermonnikoog eindstadia 'bos' is en in de Koegelwieck is dat een laagblijvend kruipwilgstruweel met veel Cranberry. Deze laatste vegetatie heeft een veel lagere productie dan bos. Sival (1997) vond geen belangrijke verschillen in zuurgraad tussen het cranberrystadium 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.

6.5.2 Accumulatiesnelheden van organische stof in referentiegebieden

Uit een vergelijk van beide chronosequences van Schiermonnikoog en Terschelling komt naar voren (figuur 6.30) dat een oud vegetatiestadium, bestaande uit hoog opgaande bomen en struiken, meer organische stof stapelt in de bodem dan een laagblijvend struweel van Kruipwilg met Cranberry. Waarschijnlijk is het bos productiever en produceert het meer dood materiaal dat in de bodem blijft opgeslagen. Kijken we naar de hoeveelheid organische stof die door een laagproductieve vegetatie van Oeverkruid (*Littorella uniflora*) wordt gevormd, dan blijkt dat enkele oude valleien die nog steeds door Oeverkruid worden gedomineerd, vrijwel geen organische stof stapelen. De toename is max. 0,08 kg/m²/jaar gedurende de eerste 20 jaar. Daarna blijft de hoeveelheid organische stof min of meer constant. Vegetaties met Knopbies (*Schoenus nigricans*) stoppen veel organische stof in hun pollen. Daardoor is de ophoping van organische stof in de bodem gedurende 20-30 jaar ook relatief laag (ca. 3-5 kg/m²). De gemiddelde toename is 0,14 kg/m²/jaar gedurende de eerste 25 jaar. Dit is bijna twee keer sneller dan in oeverkruidvegetaties. Waarom Oeverkruid bij die lange inundatie perioden en 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. Oeverkruid is in staat om via de 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 voedingsstoffen 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. Daar wordt nitraat door micro-organismen gereduceerd tot gasvormige stikstof (N2) dat vervolgens naar de lucht ontwijkt. Op deze wijze 'verspilt' Oeverkruid voedingsstoffen die de vallei binnenkomen en maakt ze voor concurrenten onbereikbaar. Zolang de vallei heel nat blijft houdt Oeverkruid zijn eigen pioniermilieu langdurig in stand.

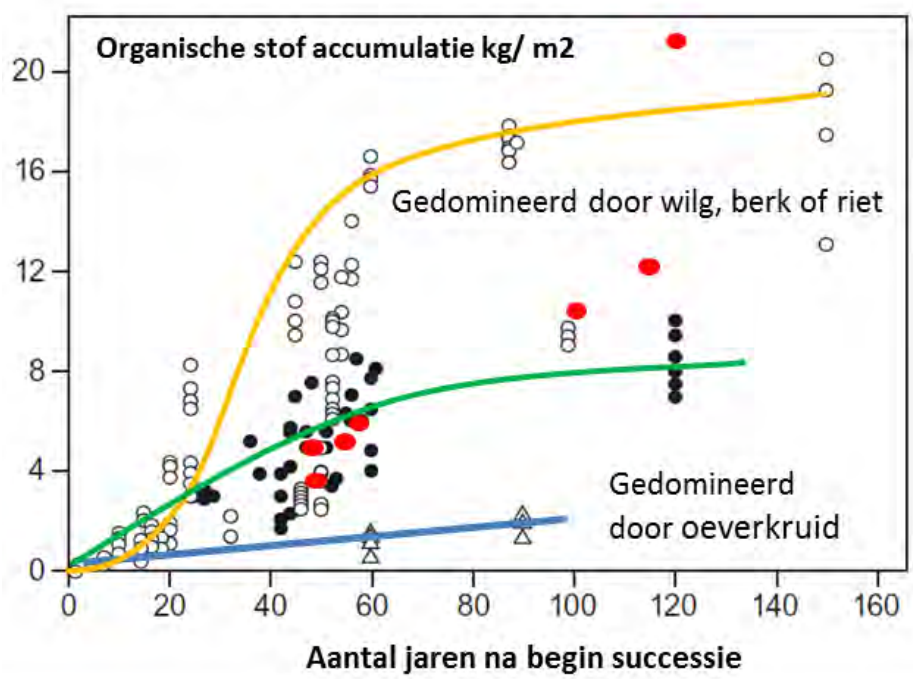
6.5.3 Organische stofophoping in de jonge valleien van Het Oerd

Bij een bodemverlaging van 20-38 cm, zoals in Het Oerd, mag men verwachten dat de frequentie en duur van inundaties met grondwater en zeewater zal toenemen. Dat is ook gedeeltelijk uitgekomen, zij het dat de frequentie niet toenam, maar de duur van de inundaties, vooral na incidentele stormvloeden wel (paragraaf 6.2). Verwacht werd ook dat daardoor de ophopingssnelheid van de organische stof in de bodem zou toenemen door het vaker voorkomen van zuurstofloze omstandigheden. Bij een bodemdaling, zoals op Oost-Ameland, wordt de overstromingsduur in de valleien verhoogd. In het Oerd konden we geen chronosequence benadering hanteren, aangezien de natuurlijke ontwikkeling van duinvalleien al langere tijd door de bodemdaling is gemodificeerd. We kunnen wel onderzoeken hoe de hoeveelheid organische stof binnen het bodemdalingsgebied in de daar liggende relatief jonge valleien zich verhoudt tot vergelijkbaar jonge valleien op andere eilanden.

6.5.4 Vergelijking van Ameland met referenties op andere Waddeneilanden en in Wales

Wanneer we nu de accumulatie van organische stof in de valleien van het Oerd vergelijken met de reeksen van organische stofstapeling op andere Waddeneilanden, dan valt op dat de oudere (zoete) stadia overeenkomen met de chronosequence van de Koegelwieck op Terschelling (figuur 6.30). Ze stapelen in ca. 100 jaar 10-13 kg/m². De vallei rond de Oerder meertjes is een uitzondering met nog veel hogere waarden dan op Schiermonnikoog (24 tegen 18 kg/m²). In deze 100 jaar oude vallei heeft zich veen gevormd met een dikte van bijna 30 cm (Woudwijk, 2011). De vallei wordt door Riet gedomineerd. De waterstanden zijn tegenwoordig lager voornamelijk vanwege veranderingen in het

duinmassief ter plekke. Deze en de andere oudere valleien worden door zoet grondwater beïnvloed en zelden of niet door zeewater overstroomd (Woudwijk, 2011).



Figuur 6.30 Vergelijking van de organische stof accumulatie in valleien van Het Oerd (rode rondjes), met referenties in Wales (Jones et al., 2008; zwarte rondjes) en elders op de Waddeneilanden (open rondjes). De gele lijn geeft de trend aan van valleien op Schiermonnikoog, de groene lijn geeft de trend weer van de Koegelwieck op Terschelling en de blauwe lijn geeft de trend weer van valleien met Oeverkruid (naar Shahrudin et al., 2014).

De jongere valleien Oerd 4 en Oerd 5 (45-50 jaar oud) zijn in hun ontwikkeling beïnvloed door overstromingen met zeewater. De jaarlijkse inundatieduur is de afgelopen jaren toegenomen (paragraaf 6.2.5). De vegetatie in deze valleien is minder productief dan opgaand bos, maar productiever dan de laagblijvende vegetaties van de Koegelwieck (Grootjans et al., 1995). Ze zijn ook veel minder zuur, de bodem-pH is hoger dan 6 (Woudwijk, 2011). Overstroming met zeewater stimuleert dus de afbraak van organische stof in vergelijking met de conserverende invloed van zuurstofloos zoet grondwater. Dit werd ook op Terschelling gevonden (Sival et al., 1997). De even oude valleien van de strandvlakte van Schiermonnikoog stapelden in 50 jaar bijna tweemaal zoveel als de valleien op de Oostkant van Ameland (8 tegen 3-5 kg/m²). 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, wanneer de bodemtemperaturen relatief hoog zijn. Dit proces wordt ook wel interne eutrofiëring genoemd (Smolders et al., 2006). Waarschijnlijk is dit proces verantwoordelijk voor een snelle ontwikkeling van riet- en zeebiesvegetaties als gevolg van het vaker en langer inunderen met zeewater in het bodemdalingsgebied. Figuur 6.30 geeft ook de resultaten weer van een vergelijkbaar onderzoek in Groot Brittannië (Newborough Warren in Wales; Jones et al., 2008). Dit zijn de zwarte rondjes. Duidelijk te zien is dat de resultaten uit Wales meer overeenkomen met de resultaten van Het Oerd (rode rondjes) dan met de meeste referentiegebieden op de Waddeneilanden. Maar deze duinvalleien in Wales worden geen van alleen door zeewater overstroomd. Ze worden veelal gemaaid of beweid. Dus de input van organische stof in de bodem is lager dan de door ons onderzochte valleien (alleen niet-gemaaide of beweide valleien zijn gebruikt). Maar belangrijker wellicht is dat de Engelse duinsystemen vrijwel allemaal veel kleiner zijn dan die bij ons (Davy et al., 2006). Hierdoor is de aanvoer van grondwater in de zomerperiode beperkt en vallen de valleien eerder droog en zakken ook de grondwaterstanden in de zomerperiode dieper weg (Clarke et al., 2010). Daar komt bij dat in zo'n kalkrijk milieu men kan 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.

6.5.5 Conclusies

De verwachting dat bij toenemende vernatting van de duinvalleien in het bodemdalingsgebied de hoeveelheid organische stof in de bodem zal toenemen, is in het geval van de oostkant van Ameland niet waarschijnlijk. Hoewel we de situatie van vóór de bodemdaling niet kennen wat betreft de hoeveelheid organische stof, zijn er duidelijke aanwijzingen dat de stapeling van organische stof 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 (paragraaf 6.2), deels ook omdat de mineralisatie waarschijnlijk hoger is door een sterke sulfaatreductie in de bodem. Oost-Ameland is in vergelijking met veel hydrologische systemen op Texel, Terschelling en Schiermonnikoog ook klein te noemen. Slechts rond de Oerder meertjes moet vroeger een groter hydrologisch systeem aanwezig zijn geweest, maar die is door duinafslag niet meer erg actief. De rest van het gebied is hydrologisch ongeschikt voor de ontwikkeling van hele natte duinvalleivegetaties, gedomineerd door Knopbies of Oeverkruid. Bij een toenemende vernatting door sulfaatrijk water zal in de jonge valleien aan de oostkant een proces in werking treden waarbij de vegetatie steeds productiever wordt als gevolg van versnelde mineralisatie die gelijktijdig optreedt met sulfaatreductie De productie van dood materiaal zal als gevolg daarvan ook toenemen, maar dit dode materiaal wordt nauwelijks vastgelegd in een organische laag.

6.6 Kartering bijzondere plantensoorten in natte duinvalleien op Oost-Ameland

6.6.1 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 Oost-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 vaatplanten vermeld, waarvan Drijvende waterweegbree (*Luronium natans*) en Kruipend moerasscherm (*Apium repens*) hun spaarzame verspreiding in respectievelijk het oosten en zuiden en het zuidwesten van Nederland hebben. Groenknolorchis komt als derde Annex II soort tegenwoordig vooral in duingebieden voor voornamelijk in Zuidwest-Nederland, op enkele plaatsen in laagveengebieden in Overijssel en Utrecht en op de Waddeneilanden. Vanwege het voorkomen van deze orchideeënsoort en enkele andere zeldzame plantensoorten van 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 plantensoorten opgedragen aan het Natuurcentrum Ameland. Sommige soorten worden jaarlijks gevolgd, andere tweejaarlijks. Deze soorten worden niet vlakdekkend gevolgd binnen de andere onderdelen van de monitoring en het wordt van belang geacht om te zien hoe deze soorten zich ontwikkelen.

6.6.2 Gebiedsbeschrijving

Het onderzoekgebied strekt zich ruim twee 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 6.31). 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 bij stormtij door de zee geïnundeerd raken (paragraaf 6.2.2). Soms betreft het ook hoger gelegen duinkommen waar nooit zeewater komt.

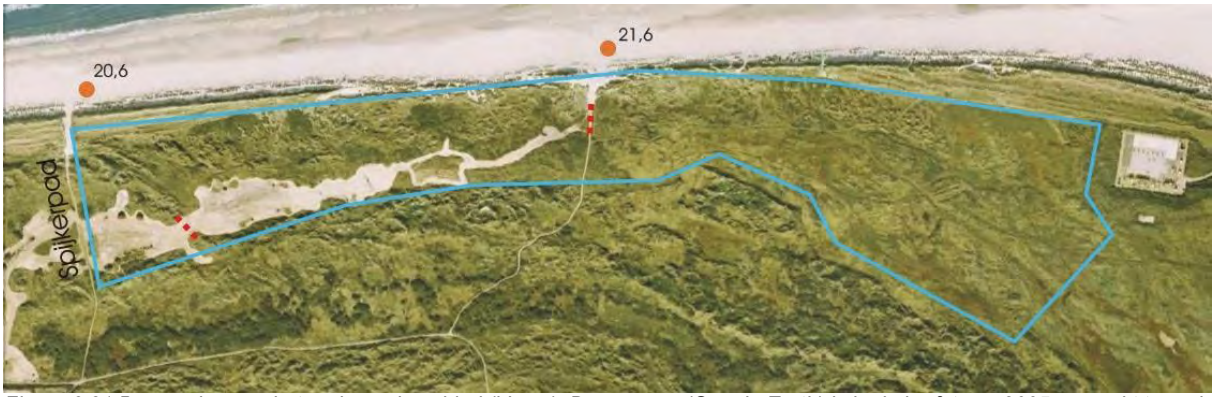
Het gebied ten oosten van strandpaal 21,6 wordt gekenmerkt door een hoge grondwaterstand ten opzichte van het maaiveld ten gevolge van bodemdaling en regelmatige inundaties met zeewater in de wintermaanden, waardoor er vaak maandenlang zout tot brak water boven maaiveld blijft staan (paragraaf 6.2.5).

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. Van belang 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, afbeelding 2005). 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 (De Jong et al., 2014) afgesloten van zeewater. Na 40 jaar vegetatiesuccessie waren de zeldzame (pionier)soorten, die een kalkrijke primaire duinvallei kenmerken, vrijwel volledig verdwenen en over grote delen vervangen door Riet (*Phragmites australis*) en wilgen (*Salix spp*.). Teneinde de kalkrijke minerale bodem weer bloot te leggen en pioniersoorten weer een kans op een nieuwe start te geven werden duinrietruigtes, struweel en de 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 6.31). 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 ± 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 10 maal inundatie over de drempel plaatsgevonden (tabel 1). Dit betekent dat er in een periode van 10 jaar 10 maal een extreme waterstand voorgekomen is die voldoende hoog was. Globaal komt dit neer op een stand van >+NAP 230 cm bij de meetpaal Wierumergronden. De saliniteit van het water hangt af van de eventuele aanwezigheid van water boven maaiveld tijdens het stormtij maar bedraagt maximaal 28‰ als het maaiveld droog ligt tijdens inundatie. Een voorbeeld hiervan was de situatie tijdens de Sinterklaasstorm van 2013.

Tabel 6.14 Overzicht van stormtijen na 2005 die inundaties tot het Spijkerpad tot gevolg hadden. Waterstanden in cm +NAP van getijstation Nes (Waddenzee) en Wierumergonden (Noordzee).

		NES		WIERUMER GRONDEN	
Aantal	**Datum**	**+NAP Nes**	**Tijd Nes**	**+NAP 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
6	27-11-2011	273	22.40	234	22:40
7	6-12-2013	334	00.10	292	01.00
8	6-12-2013	328	10.30	277	10.30
9	22-10-2014	315	07:30	275	07:10
10	11-1-2015	307	0:30	269	0:00



Figuur 6.31 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.

Figuur 6.32 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 plek waar de drempel is verwijderd. Foto: J. Krol (9-11-2007).

Figuur 6.33 Beeld ter hoogte van paal 20, 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.

6.6.3 Welke soorten?

Naast Groenknolorchis zijn nog zeven andere soorten gekozen waarvan de verspreiding is gemonitord (tabel 6.4.2). 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 gebaseerd op een Digital Elevation Model (DEM) als ondergrond. Alle soorten worden in paragraaf 6.5.3 individueel besproken.

Tabel 6.15 Overzicht van plantensoorten die gekarteerd zijn. Met + is een karteringsjaar aangegeven.

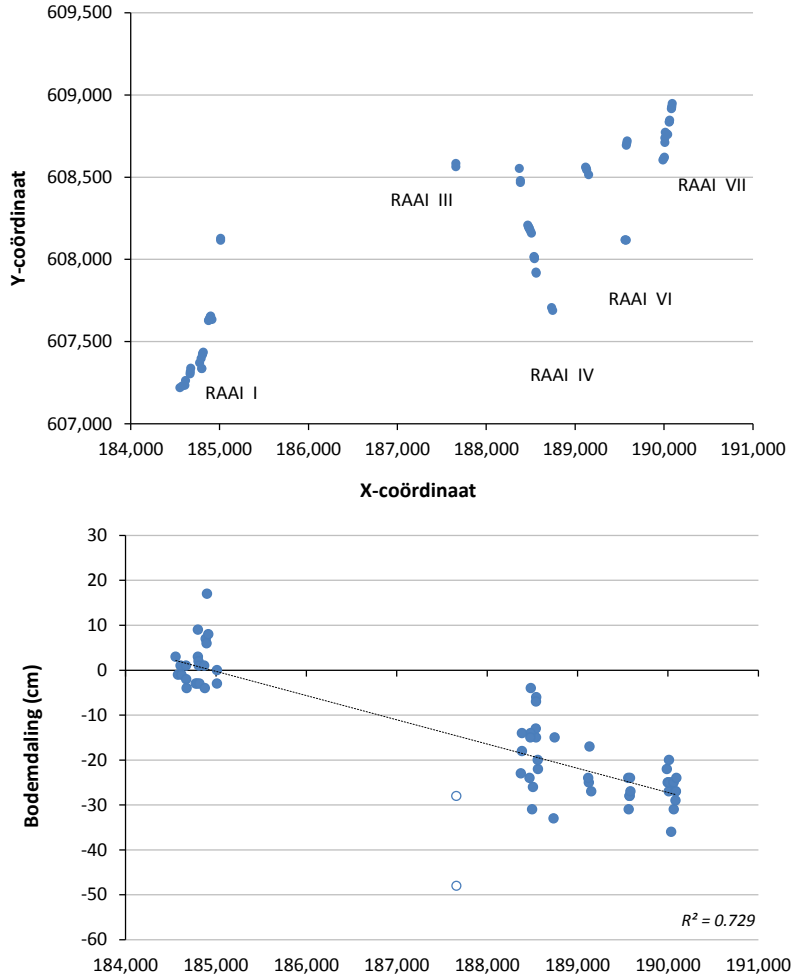
Soort	Wetenschappelijke naam	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Groenknolorchis	*Liparis loeselii*	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Parnassia	*Parnassia palustris*		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Knopbies	*Schoenus nigricans*	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+
Moeraswespenorchis	*Epipactis palustris*	+		+		+		+		+		+
Rond wintergroen	*Pyrola rotundifolia*	+		+		+		+		+		+
Zilt torkruid	*Oenanthe lachenalii*	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Vleeskleurige orchis	*Dactylorhiza incarnata*		+		+	+	+	+	+	+	+	+
Dodemansvingers	*Oenanthe crocata*	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+

6.7 Resultaten

6.7.1 Vegetatiedynamiek meetreeks Duinen 1986-2013

6.7.1.1 Bodemdaling in onderzoeksgebied

De bodemdaling als gevolg van gaswinning bedroeg in de periode 1986-2013 voor de duin PQ's in het onderzoeksgebied maximaal 36 cm. Raai I ligt aan de rand van de bodemdalingsschotel en de proefvlakken van deze raai vertoonden weinig tot geen bodemdaling. Van een deel van de proefvlakken steeg de maaiveldhoogte als gevolg van ophoping van organisch materiaal of opstuiving met zand. Raai III, IV, VI en VII lagen dichtbij of in het centrum van de bodemdalingsschotel. Daar bedroeg de bodemdaling 13-36 cm (figuur 6.32).



Figuur 6.32 Geografische ligging (boven) en bodemdaling in cm's (onder) over de periode 1986-2013 van de 66 proefvlakken in de afzonderlijke raaien (open rondjes zijn twee proefvlakken van raai III die in 2005 zijn geplagd in het kader van een natuurherstelproject in een van de duinvalleien).

PQ's 325 en 326 lagen in de vallei die in het kader van het natuurherstelproject van *It Fryske Gea* in 2005 is geplagd. Met het plaggen van een deel van de duinvallei is van deze twee PQ's niet alleen de vegetatie verwijderd maar is ook de hoogte van het maaiveld sterk verlaagd (resp. -28 en -48 cm). Deze PQ's zijn in de analyse van de vegetatieveranderingen buiten beschouwing gelaten.

6.7.1.2 Grondwaterstanden

Grondwaterstanden in duinvalleien zijn afhankelijk van een groot aantal factoren, waarvan de belangrijkste zijn het zeespiegelniveau, de omvang van de zoetwaterbel drijvend op het zoute water, de aanwezigheid van eventuele kleilagen dieper in het bodemprofiel en het reliëf. Na fikse regenbuien kunnen grote korte termijnfluctuaties optreden in het grondwaterniveau. In onderstaande analyse is vooral gekeken naar de lange termijn trends in het grondwaterniveau op Oost-Ameland.

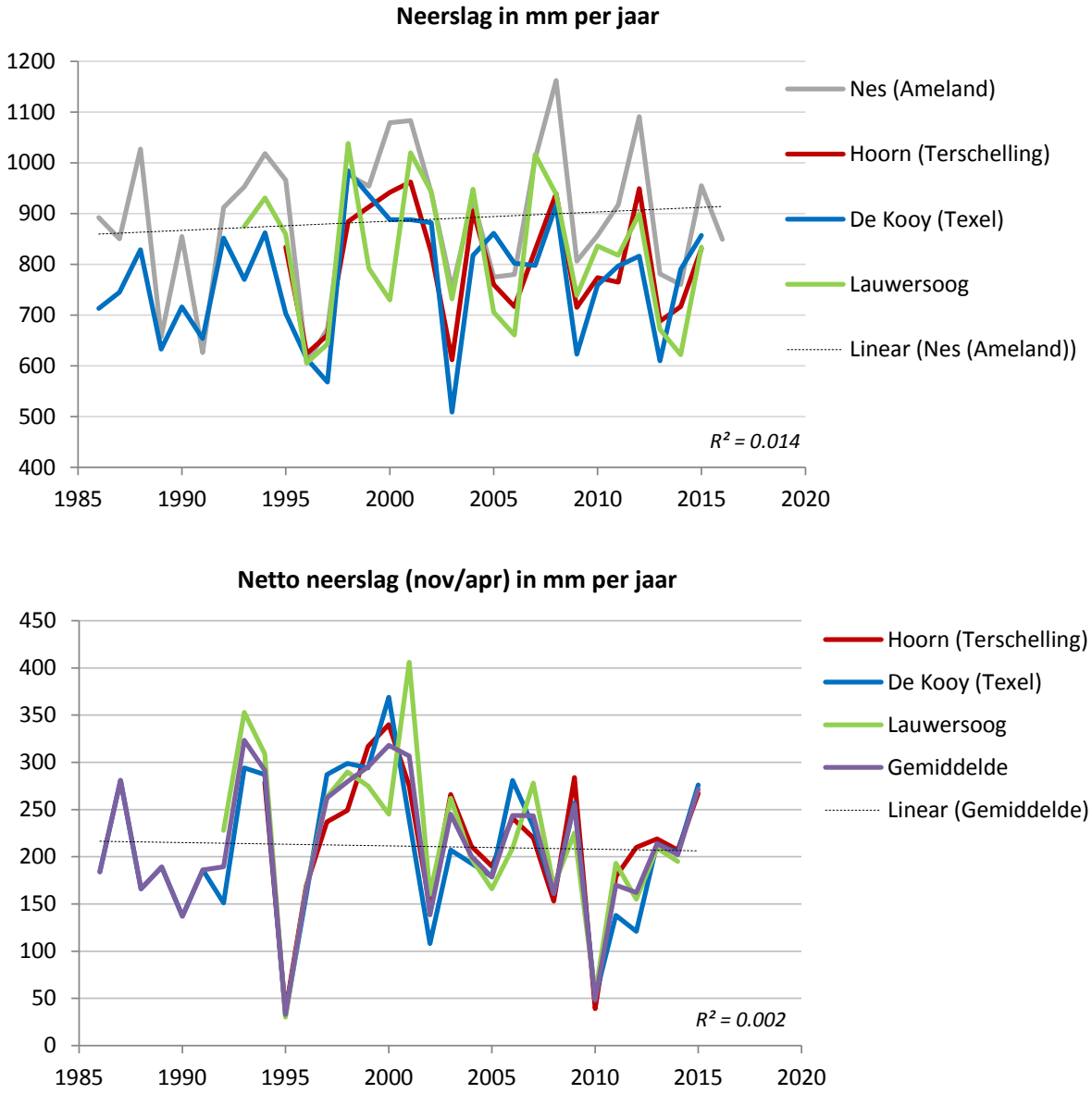
De grondwaterstanden van een aantal buizen, gemeten over de periode van 1989-2015 zijn weergegeven in figuur 6.34 en 6.35. Ze geven de minimum zomergrondwaterstanden weer gemeten gedurende het groeiseizoen (juni, juli, augustus). Het verschil tussen minimale en maximale zomerstanden varieerde aanzienlijk van jaar tot jaar (ca. factor 2), samenhangend met grote verschillen in de jaarlijkse neerslag (figuur 6.33).

In de buizen gelegen binnen de bodemdalingsschotel is duidelijk sprake van vernatting (figuur 6.34; tabel 6.16), waarbij de gemiddelde minimum zomergrondwaterstand t.o.v. maaiveld in de periode vanaf 1989 tot 2015 toenam van 11 cm (buis 21A) tot 29 cm (buis Ab), toenemend richting het centrum van de bodemdalingsschotel. De vraag is welke factoren, anders dan bodemdaling hieraan kunnen hebben bijgedragen, waarbij kan worden gedacht aan zeespiegelstijging, een toename van de netto neerslag, of zandsuppleties. Ook een afname van de drinkwaterwinning in de buurt van Buren kan eventueel een rol hebben gespeeld bij buizen die daar niet zo ver vandaag liggen.

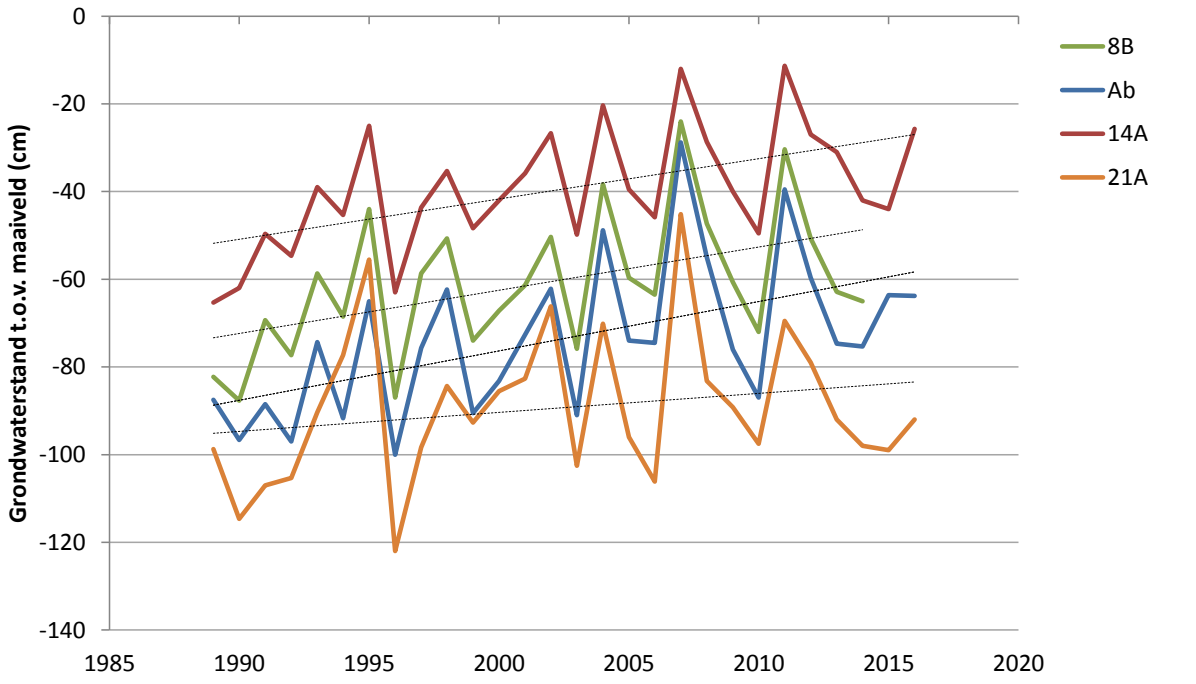
De zeespiegel is in deze periode in totaal ca. 4,8 cm gestegen (1,9 mm per jaar; Visser et al., 2015) en verklaart daarmee dus slechts een deel van de vernatting. De netto jaarlijkse neerslag in het winterhalfjaar (en ook op jaarbasis) varieerde sterk van jaar tot jaar, maar vertoonde géén significante trend gedurende de waarnemingsperiode (figuur 6.33) en heeft dus niet bijgedragen aan de vernatting. Er zijn evenmin aanwijzingen dat zandsuppleties op vooroever en strand sinds de jaren '90 hebben geleid tot significante veranderingen in de grondwaterstand van achterliggende duinvalleien. Van Steijn et al. (2012) konden althans op korte termijn geen effect aantonen van zandsuppleties, uitgevoerd in 2010 en 2011 tussen paal 11 en 20 op vooroever en strand van Ameland, op de grondwaterstand in achterliggende duinvalleien. Ter hoogte van Buren wordt door Vitens drinkwater gewonnen. Begin jaren '90 van de vorige eeuw is het windebiet sterk verminderd van ruim 40.000 m3 per maand naar ca. 15.000 m3 per maand (Van Steijn et al., 2012). Ofschoon niet helemaal kan worden uitgesloten dat het grondwaterniveau ter hoogte van de peilbuizen van raai I hierdoor is beïnvloed, lijkt de vernatting begin jaren '90 geheel het gevolg van de hoge neerslag in die jaren. Ook in de oostelijk gelegen peilbuizen bij raai VII trad deze 'vernattingspiek' op.

Het grootste deel van de waargenomen vernatting in het bodemdalingsgebied moet dus worden toegeschreven aan bodemdaling en een daarmee samenhangende toename van de jaarlijkse inundatie (toename van het aantal 'waterdagen'; paragraaf 6.2.5).

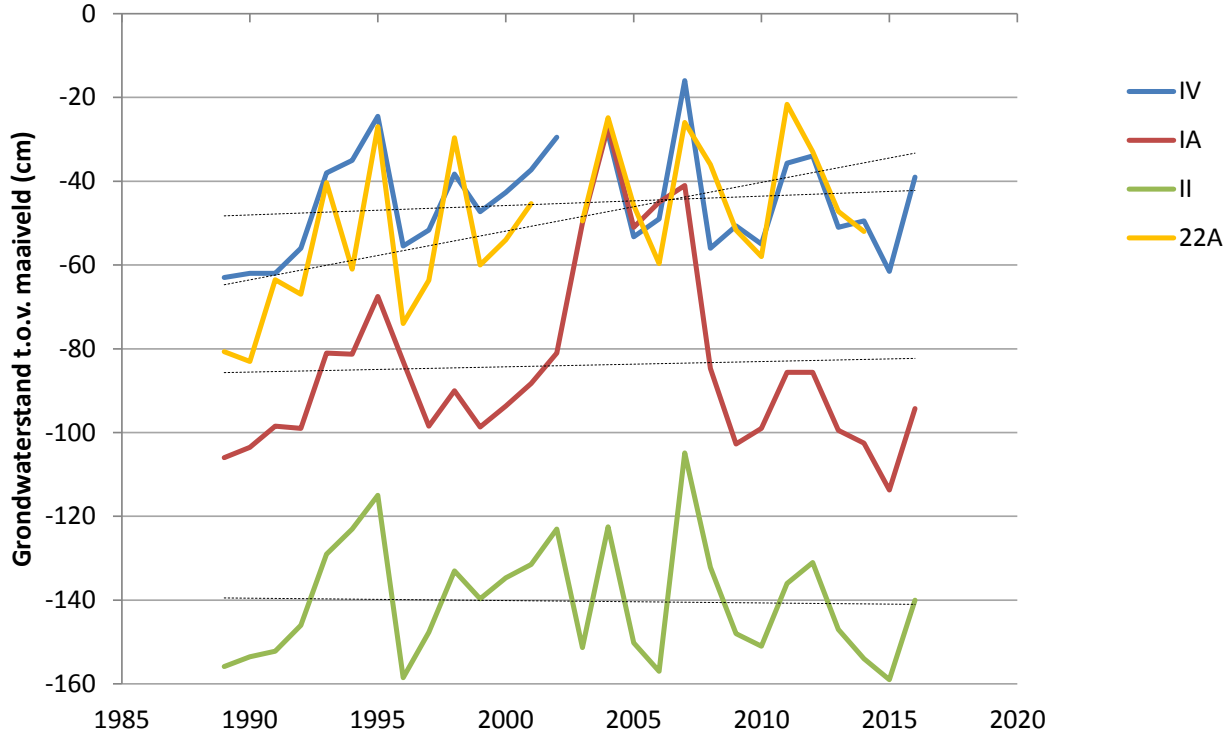
Aan de westzijde van het onderzoeksgebied, aan de rand van de bodemdalingsschotel ter hoogte van raai I, was nauwelijks sprake van vernatting (figuur 6.35; tabel 6.16). Deze bedroeg slechts enkele centimeters en kan geheel worden toegeschreven aan de zeespiegelstijging (zelfde orde van grootte) of de beperkte bodemdaling aldaar (enkele cm's). Uitzondering vormt buis 22A, gelegen op de westpunt van Neerlands Reid. Hier was sprake van aanzienlijke vernatting, ofschoon de bodem hier maar slechts enkele cm's is gedaald. De meest waarschijnlijke verklaring is dat de mate van (jaarlijkse) inundatie een belangrijke rol speelt. In tegenstelling tot de andere buizen van raai I ligt buis 22A op een locatie met maaiveldhoogte <1,95 +NAP en staat daarmee onder invloed van instromend zeewater in de winterperiode. Daar komt bij dat deze peilbuis omgeven is door drainagegreppels die in verbinding staan met de Zinkesloot. Op verschillende plaatsen zijn duikers aangebracht om het vee vrijelijk te laten passeren. Door de lage ligging en beperkte waterdoorgang hebben verhoogde vloeden vrije uitstroom over de kwelder, maar wordt ook de afstroming van binnengedrongen zeewater en van regenwater belemmerd.



Figuur 6.33 Fluctuaties in jaarlijkse neerslag (boven) en netto neerslag (onder) over de periode 1989-2015, zoals vastgesteld bij een aantal weerstations in de regio (Bron: KNMI). Voor weerstation Nes (Ameland) waren geen verdampingsdata beschikbaar.



Figuur 6.34 Trend in de minimale zomergrondwaterstand (juni, juli, augustus) in een viertal peilbuizen aan de oostzijde van het onderzoeksgebied, dichtbij het centrum van de bodemdalingsschotel, in de buurt van raai VII (meetperiode 1989-2016).



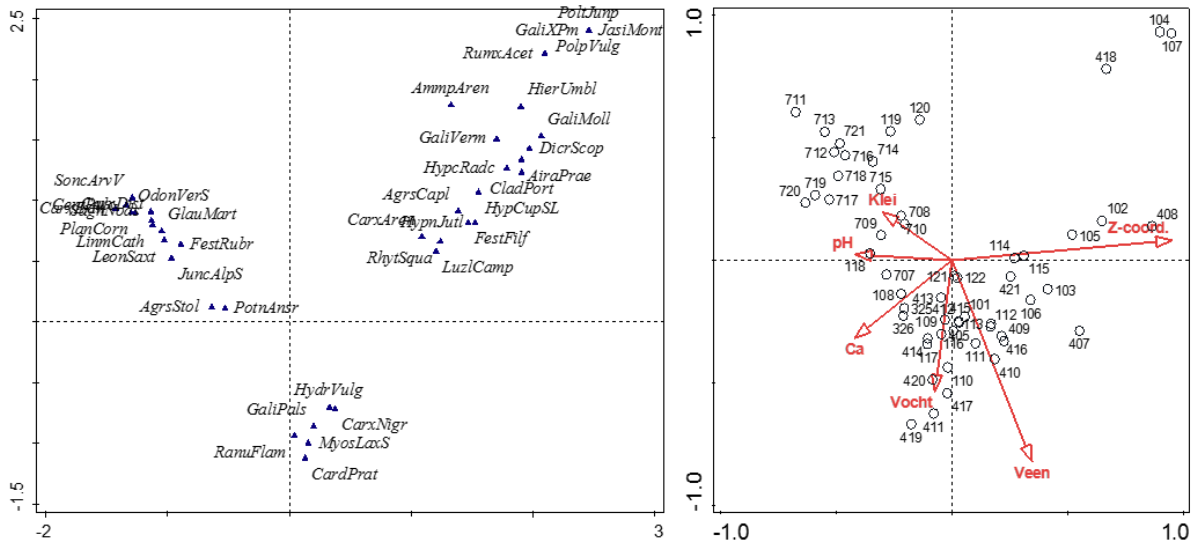
Figuur 6.35 Trend in de minimale zomergrondwaterstand (juni, juli, augustus) in een viertal buizen aan de westzijde van het onderzoeksgebied, aan de rand van het bodemdalingsgebied, in de buurt van raai I (meetperiode 1989-2016).

Tabel 6.16 Locatie van enkele peilbuizen met mate van bodemdaling en verandering in gemiddelde minimum grondwaterstanden (juni, juli, augustus) in cm's ten opzichte van maaiveld over de periode 1989-2015.

Peilbuis	Raai	X-coördinaat	Y-coördinaat	Hoogte +NAP (1986)	Bodemdaling in cm's (1986-2015)	Stijging grondwater in cm's t.o.v. maaiveld (1986-2015)
Ab	VII	190192	608590	1,63	33	29
8B	VII	189990	608620	1,83	32	26
14A	VI	189579	608703	1,83	31	24
21A	IV	188372	608555	2,50	26	11
IV	I	184805	607414	2,24	2	6
IA	I	184869	607614	2,57	2	4
II	I	184854	607549	3,21	2	3
22A	I	185016	608083	1,94	3	30

6.7.1.3 Ruimtelijke variatie

Bij de start van de gaswinning in 1986 bestond de vegetatie van de proefvlakken op de hoogste plekken uit helmbegroeiingen, op lager gelegen plekken uit droge duingraslanden met een lage of hoge bedekking van struweelsoorten en in de laagtes uit natte duinvalleivegetaties of kweldervegetatie (figuur 6.36). De belangrijkste verklarende variabelen voor de variatie in soortensamenstelling tussen de proefvlakken waren hoogte van het maaiveld (Z-coördinaat), bodemtype (veen, klei, zand), vochtgehalte van de bodem en het kalkgehalte (carbonaatgehalten en bodem-pH) (tabel 6.17).



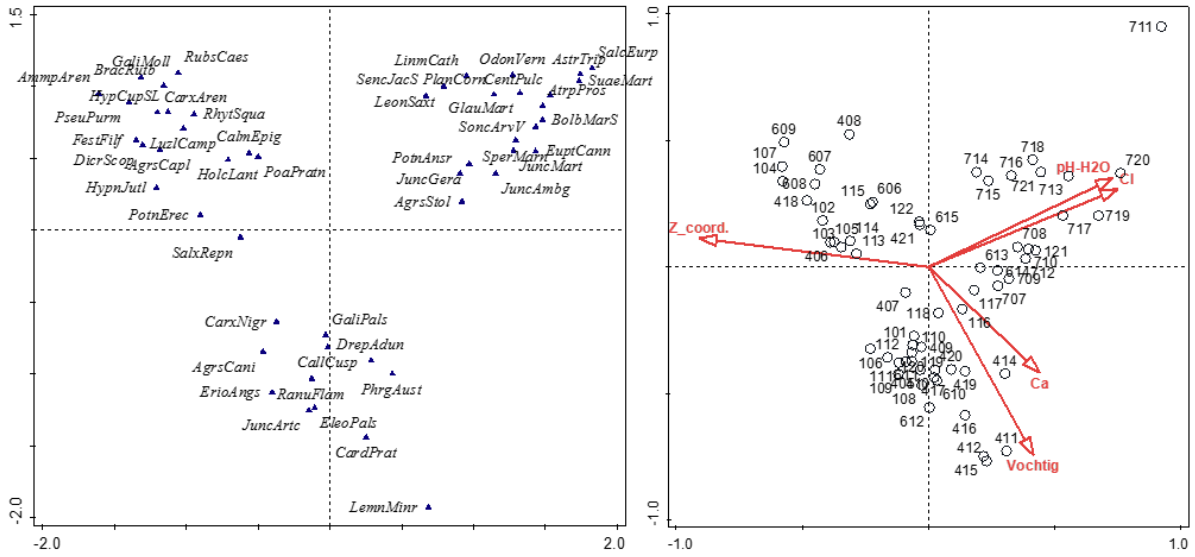
Figuur 6.36 Soortenplot en biplot van de vegetatieopnamen in 1986 van de duin PQ's (n=54) op basis van Canonische Correspondentieanalyse met verschillende gemeten abiotische variabelen als verklarende factoren. In het soortenplot zijn alleen de 40 soorten weergegeven met de beste fit (soortnamen zijn afgekort met de vier eerste letters van het genus en de vier eerste letters van de soortnaam).

Tabel 6.17 Resultaten van voorwaartse selectie van omgevingsvariabelen in CCA (totaal verklaarde variantie 21%).

Omgevingsvariabele	**Verklaarde variantie**	***p*-waarde**	**Significantie**
Hoogte maaiveld (Z-coörd.)	6.0%	0.002	**
Veen	4.7%	0.002	**
Bodemvocht	3.0%	0.002	**
Klei	2.8%	0.020	*
Kalkgehalte (Calcium)	2.5%	0.008	**
pH-H2O	2.3%	0.048	*

Ter vergelijking is eenzelfde analyse gemaakt van de vegetatie in de proefvlakken in 2013 (figuur 6.37). Het beeld is vergelijkbaar met 1986: hoogte van het maaiveld en bodemvocht zijn de belangrijkste factoren die de ruimtelijke variatie in soortensamenstelling van de proefvlakken verklaren (tabel 6.18). Afwijkend is dat zoutgehalte van de bodem ook een significante variabele is geworden die de variatie in

soortensamenstelling verklaart. De vegetatieopnamen vallen ook dat jaar in min of meer drie clusters uiteen: de hoogst gelegen plots (linksboven in de figuur) duingraslandbegroeiingen op droge, relatief kalkarme groeiplaatsen op hoger gelegen plekken, het cluster op wat lager gelegen plekken (onder in de figuur) op meestal vochtige tot natte bodem (duinvalleien en duinplassen) en een derde cluster (rechtsboven in de figuur) op kalkrijkere, meer zilte groeiplaatsen.



Figuur 6.37 Soortenplot en biplot van de vegetatieopnamen in 2013 van de duin PQ's (n=64) op basis van Canonische Correspondentieanalyse met verschillende gemeten abiotische variabelen als verklarende factoren. In het soortenplot zijn alleen de 50 soorten weergegeven met de beste fit (soortnamen zijn afgekort met de vier eerste letters van het genus en de vier eerste letters van de soortnaam).

Tabel 6.18 Resultaten van voorwaartse selectie van omgevingsvariabelen in CCA (totaal verklaarde variantie 20%).

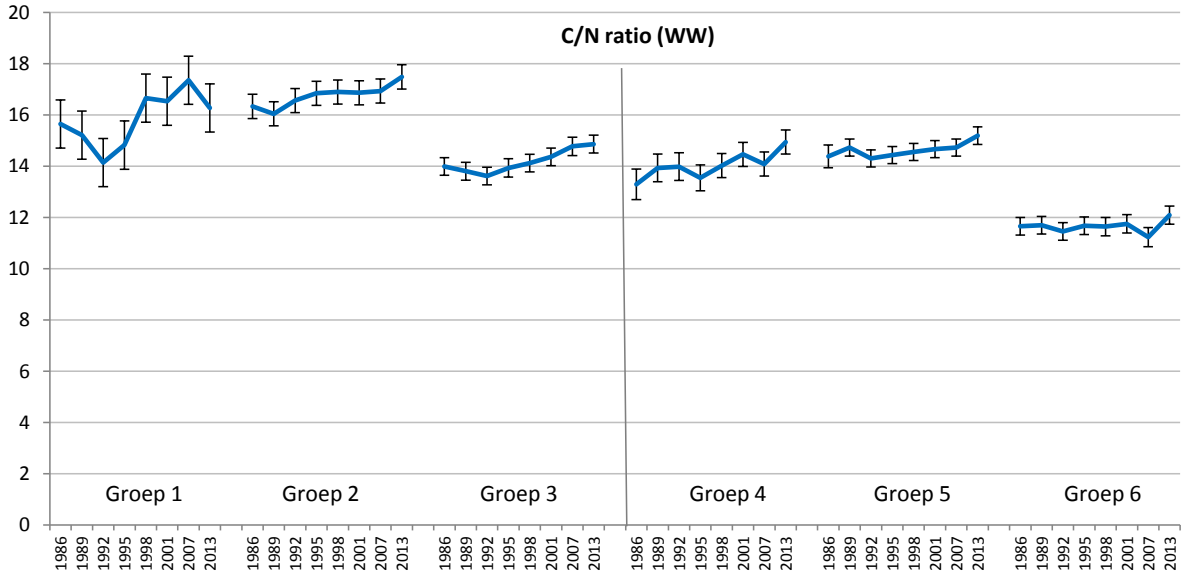
Omgevingsvariabele	**Verklaarde variantie**	***p*-waarde**	**Significantie**
Hoogte maaiveld (Z-coörd.)	6.3%	0.002	**
Bodemvocht	4.3%	0.002	**
Zout (Cl)	3.6%	0.002	**
pH-H2O	3.5%	0.002	**
Kalkgehalte (Calcium)	2.6%	0.006	**

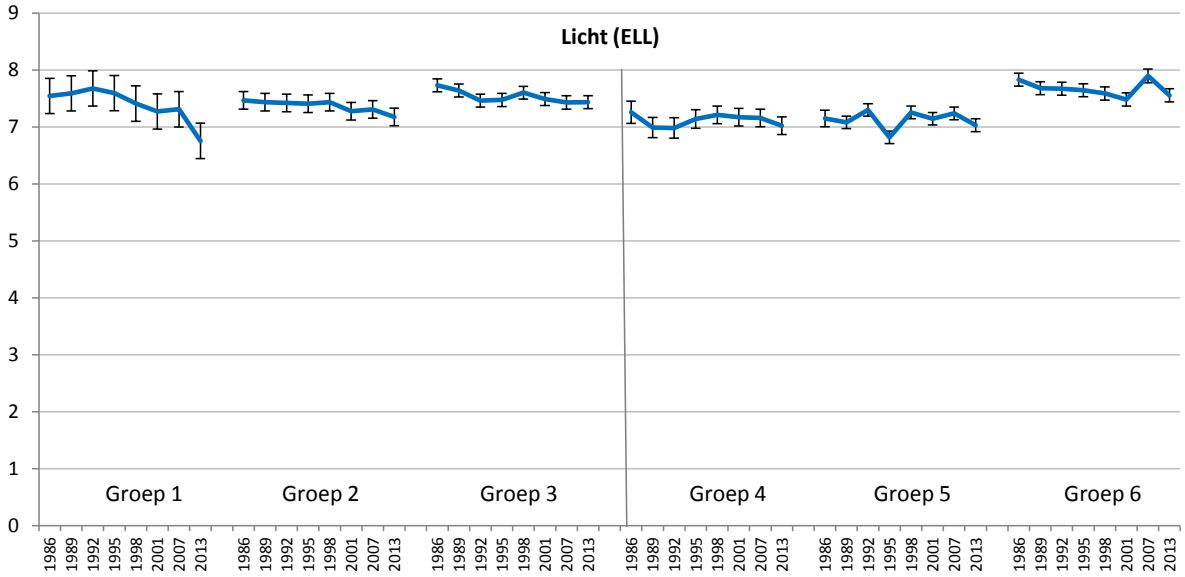
6.7.1.4 Trends in indicatiewaarden

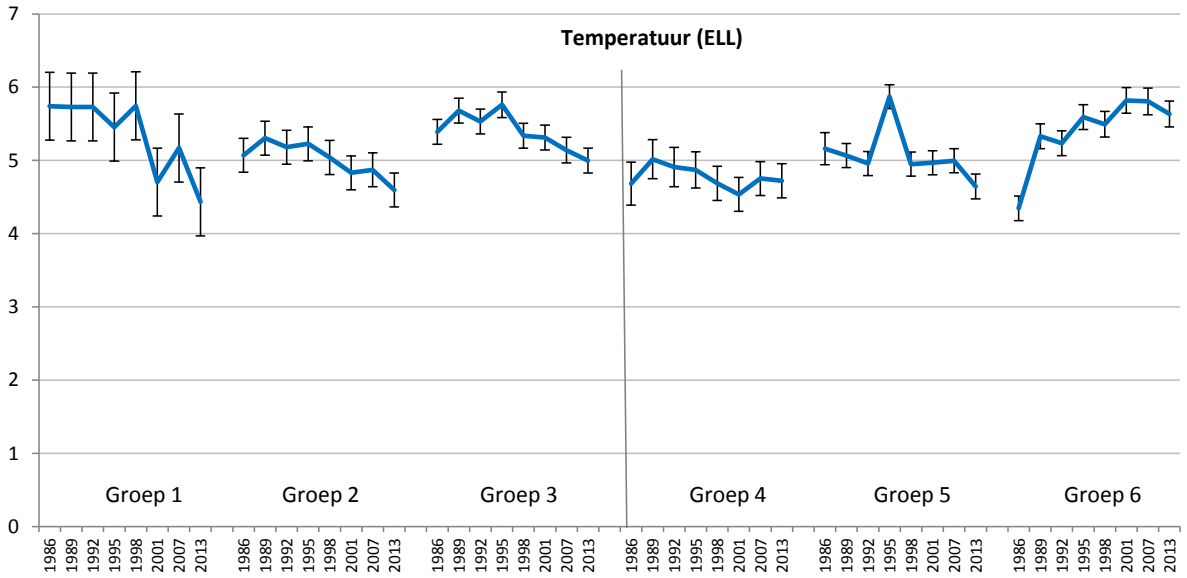
Hieronder worden de belangrijkste trends in indicatiewaarden over de periode 1986-2013 samengevat (figuur 6.38; tabel 6.19):

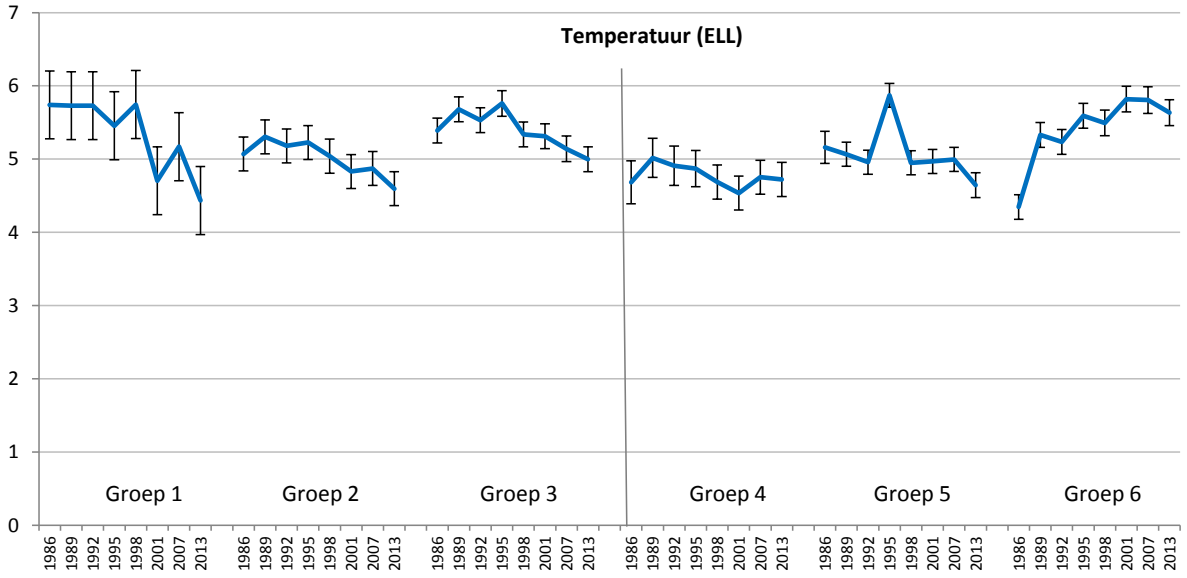
- De C/N ratio nam in veel proefvlakken toe, met name op locaties met weinig bodemdaling. Dit wijst op humusaccumulatie als gevolg van successie. Dat in veel van de proefvlakken ook het lichtgetal afnam evenals het temperatuurgetal duidt op verruiging (hoger opgaande vegetatie). Tevens trad er lichte verzuring op. In de proefvlakken met bodemdaling bleef vooral op de lager gelegen locaties (groep 5 en 6) de C/N ratio nagenoeg constant evenals het lichtgetal. Dit wijst erop dat in deze lager gelegen valleien, die onder invloed staan van inunderend zeewater, er nauwelijks of geen veroudering/verruiging optrad.
- Het NH4-stikstofgetal en het NO3-getal nam in alle proefvlakken sterk toe. Dit wijst in duingraslandbegroeiingen op een vermestend effect van stikstofdepositie. Op de lager gelegen locaties kan de verhoogde beschikbaarheid van stikstof mede het gevolg zijn van mineralisatie van organische stof als gevolg van interne eutrofiering onder invloed van inundatie met sulfaatrijk zeewater (zie INTERMEZZO Verwachte effecten bodemdaling).
- Er trad geen lineaire trend op in het vochtgetal, met uitzondering van de laagste gelegen groep proefvlakken waar ook de bodem het meest was gedaald (groep 6). Daar trad een lichte stijging van het vochtgetal op.
- Er werd geen significante trend gevonden voor zoutindicatie. Wel traden er tussen 1986 en 2013 drie piekgebeurtenissen op met tijdelijke verzilting in de laagst gelegen proefvlakken als gevolg: in 1992 aan de westzijde van het onderzoeksgebied (groep 3) en in 1998 en 2007 (groep

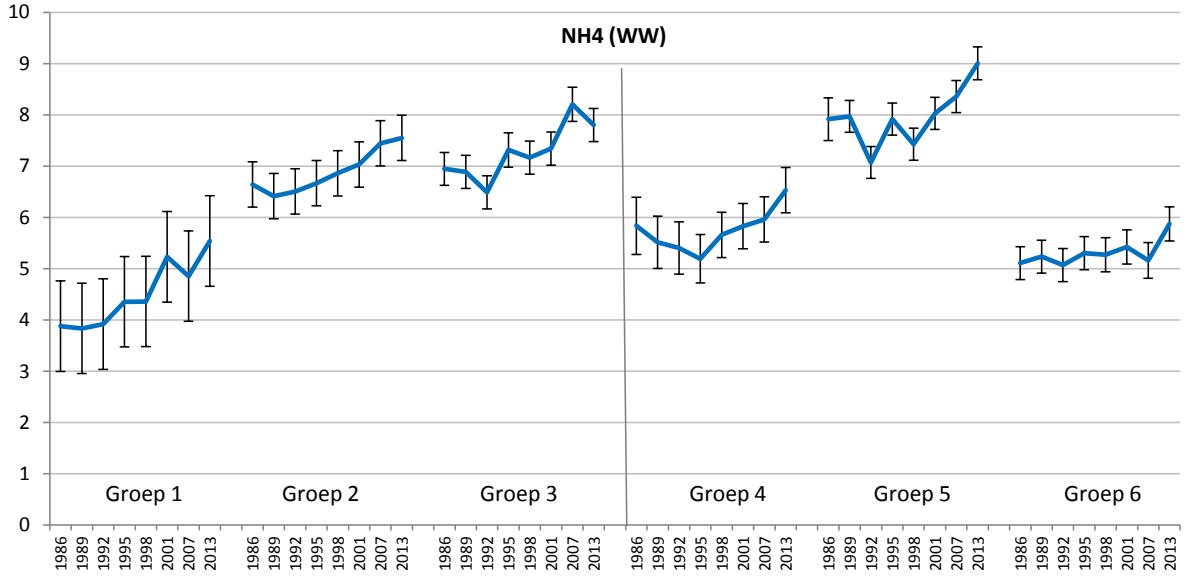
6) aan de oostzijde. Deze verzilting was tijdelijk en verdween in de daaropvolgende periode weer grotendeels. Het periodiek overstroomd kunnen worden met zeewater resulteerde wel in een permanent hogere beschikbaarheid van mineralen als kalium, calcium en nitraat en ging verzuring tegen.

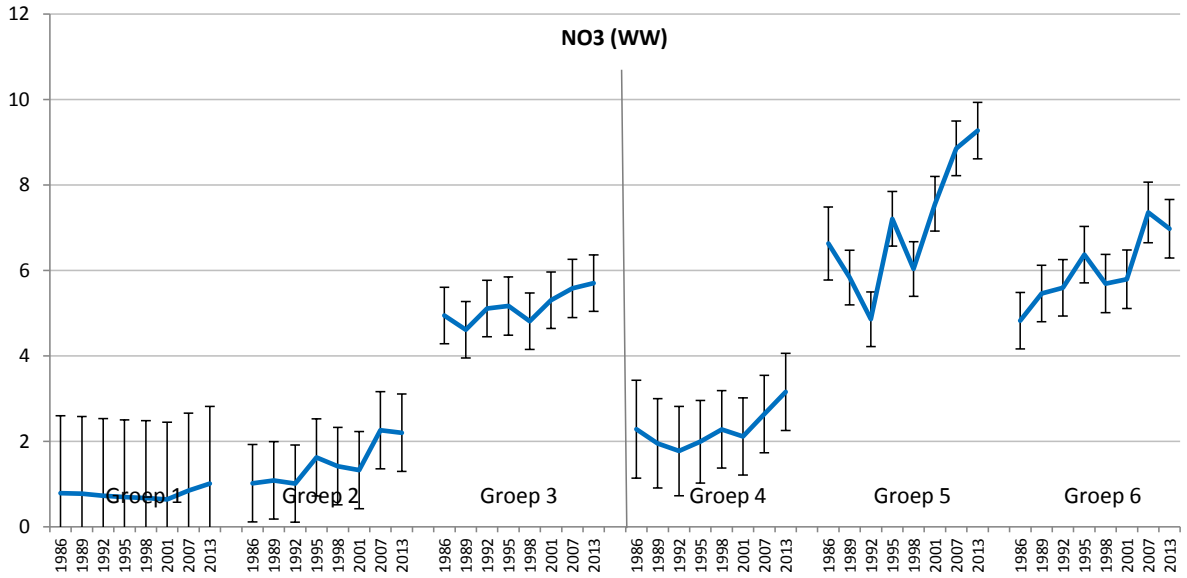


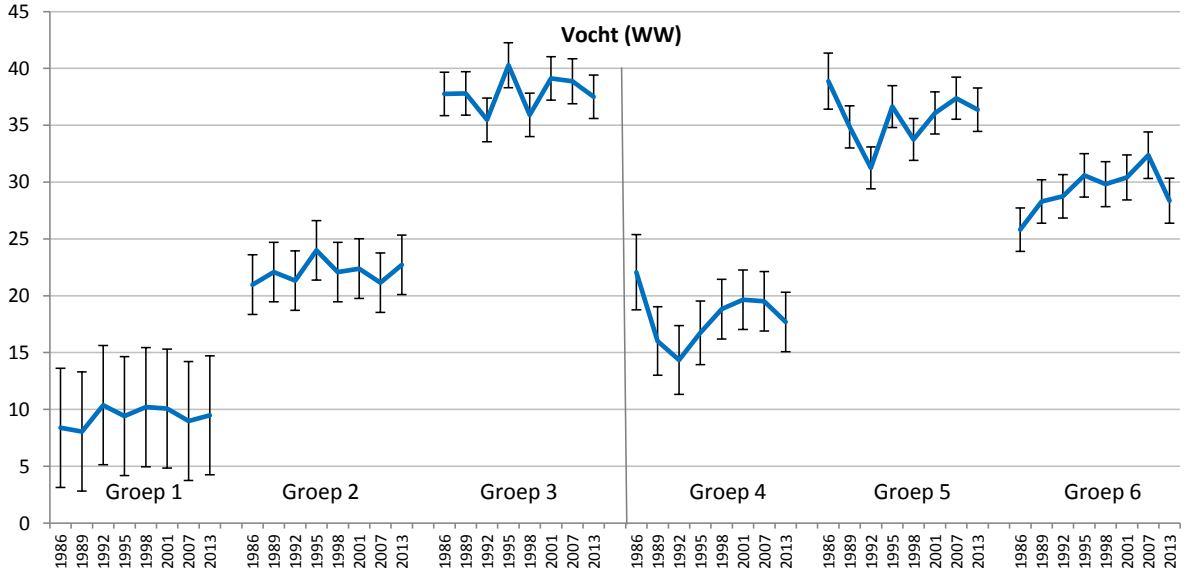


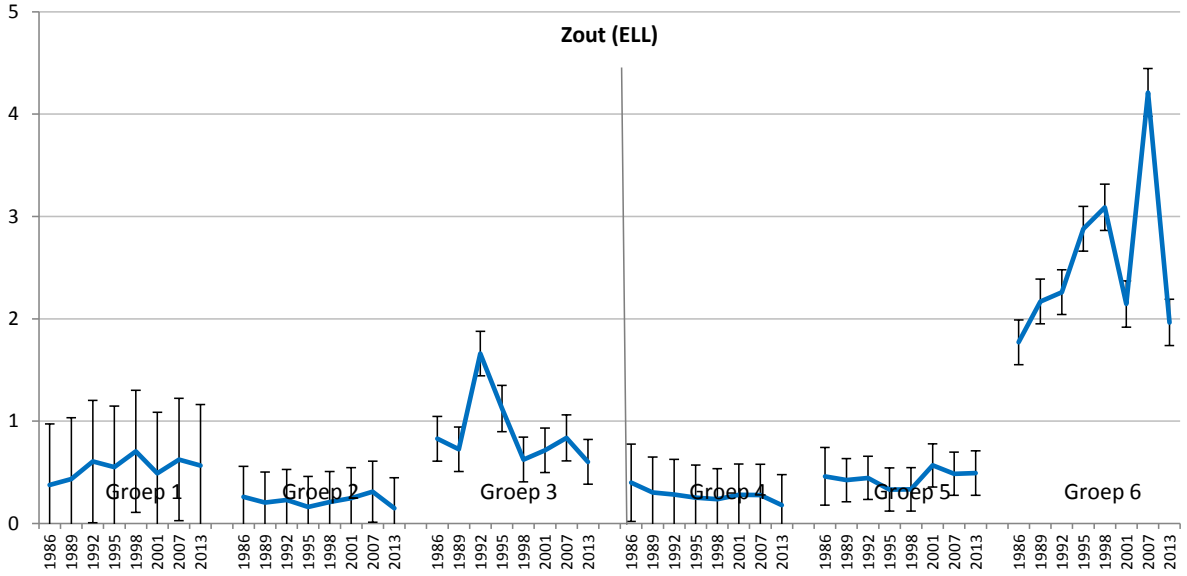

Temperatuur (ELL)
Groep 1
Groep 2
Groep 3
Groep 4
Groep 5
Groep 6

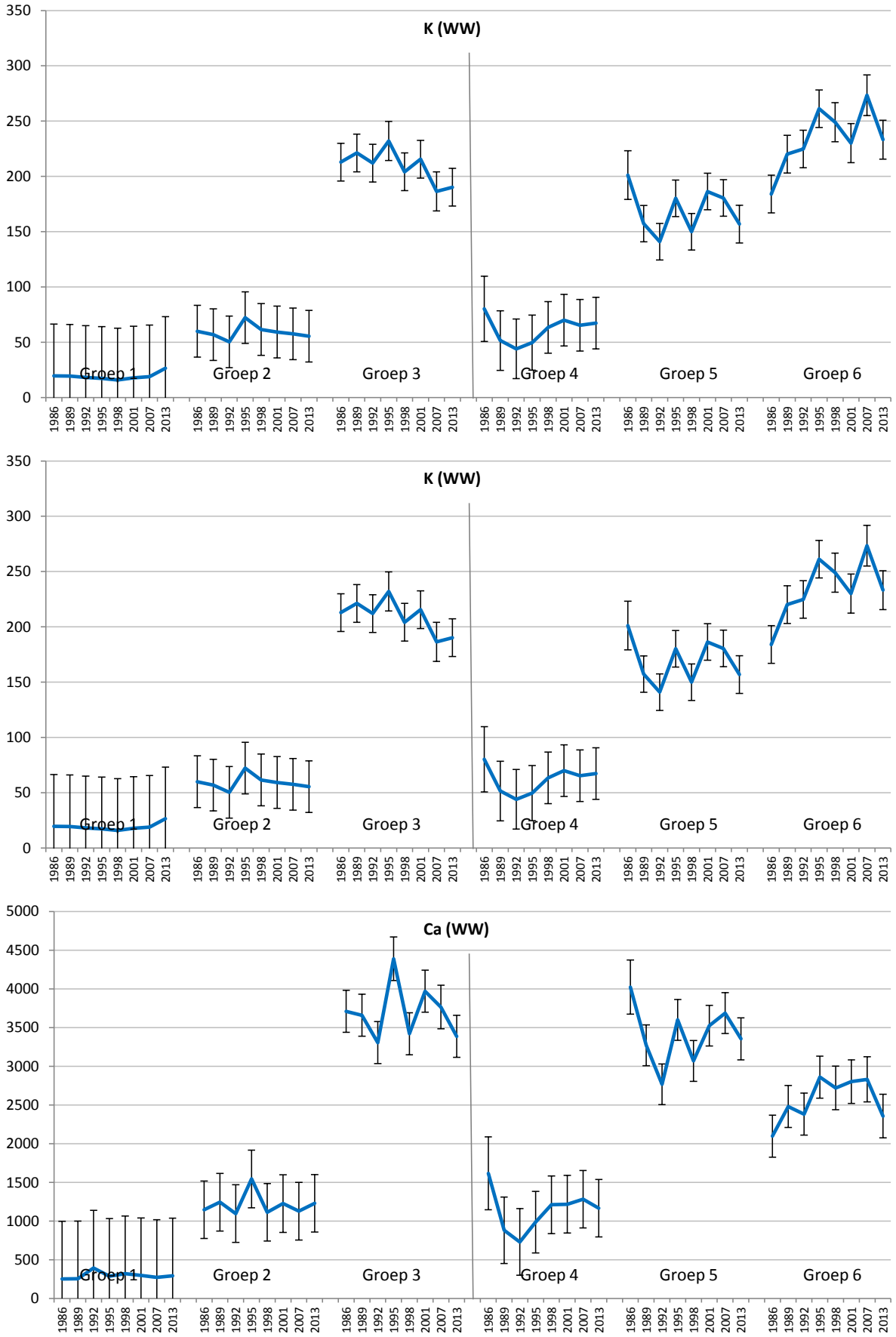

Temperatuur (ELL)
Groep 1
Groep 2
Groep 3
Groep 4
Groep 5
Groep 6


NH4 (WW)
Groep 1
Groep 2
Groep 3
Groep 4
Groep 5
Groep 6


NO3 (WW)
Groep 1
Groep 2
Groep 3
Groep 4
Groep 5
Groep 6


Vocht (WW)
Groep 1
Groep 2
Groep 3
Groep 4
Groep 5
Groep 6


Zout (ELL)
Groep 1
Groep 2
Groep 3
Groep 4
Groep 5
Groep 6



Figuur 6.38 Trends in indicatiewaarden voor de zes groepen van proefvlakken. Links de drie groepen (vrijwel) zonder bodemdaling, rechts de drie groepen van proefvlakken met bodemdaling. Weergegeven zijn gemiddelden met standaardfout (ELL=Ellenberg-waarden, WW-Wamelink-waarden).

Tabel 6.19 Trends in Ellenberg- en WW-indicatiewaarden (r.c.=richtingscoëfficiënt van lineaire regressie met mate van significantie).

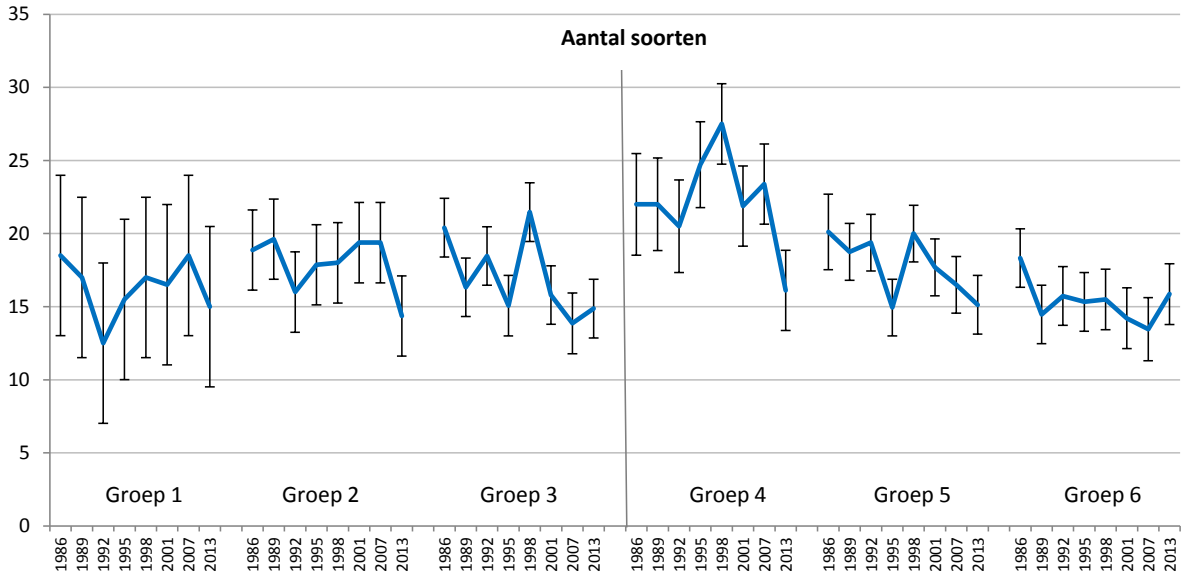
Indicatiewaarde	Groep	Bodemdaling	r.c.	*p-waarde*
C/N ratio	1	-	0.074	0.009
(WW)	2	-	0.043	**0.002**
	3	-	0.044	**0.002**
	4	ja	0.046	**0.011**
	5	ja	0.024	**0.021**
	6	ja	0.007	0.554
Licht	1	-	-0.028	**0.004**
(Ellenberg)	2	-	-0.010	**0.001**
	3	-	-0.009	**0.034**
	4	ja	-0.001	0.819
	5	ja	-0.001	0.926
	6	ja	0.004	0.552
Temperatuur	1	-	-0.048	**0.009**
(Ellenberg)	2	-	-0.022	**0.006**
	3	-	-0.022	**0.021**
	4	ja	-0.007	0.329
	5	ja	-0.002	0.266
	6	ja	0.038	**0.041**
pH	2	-	-0.211	**0.037**
(WW)			-0.006	**0.030**
	3	-	-0.010	0.052
	4	ja	0.001	0.797
	5	ja	0.001	0.975
	6	ja	0.002	0.790
NH4	1	-	0.066	**0.001**
(WW)	2	-	0.043	**<0.001**
	3	-	0.049	**0.011**
	4	ja	0.032	**0.046**
	5	ja	0.043	0.061
	6	ja	0.021	**0.038**
NO3	1	-	0.007	0.160
(WW)	2	-	0.049	**0.002**
	3	-	0.034	**0.008**
	4	ja	0.039	**0.017**
	5	ja	0.137	**0.012**
	6	ja	0.080	**0.005**
Vocht	1	-	0.031	0.426
(WW)	2	-	0.024	0.593
	3	-	0.028	0.709
	4	ja	0.016	0.890
	5	ja	0.033	0.762
	6	ja	0.115	0.171
Zout	1	-	0.006	0.194
(Ellenberg)	2	-	-0.001	0.773
	3	-	-0.014	0.360
	4	ja	-0.005	**0.025**
	5	ja	0.003	0.395
	6	ja	0.032	0.379
Kalium	1	-	0.182	0.180
(WW)	2	-	-0.077	0.792
	3	-	-0.212	**0.042**
	4	ja	0.261	0.639
	5	ja	-0.295	0.760
	6	ja	1.760	0.127

Indicatiewaarde	Groep	Bodemdaling	r.c.	*p-waarde*
Calcium	1	-	0.15	0.942
(WW)	2	-	-0.40	0.953
	3	-	-4.70	0.774
	4	ja	2.40	0.848
	5	ja	1.41	0.939
	6	ja	11.30	0.368

Vet: significantie p <0,05.

6.7.1.5 Trends in soortendiversiteit

Het gemiddelde aantal plantensoorten (vaatplanten, mossen en korstmossen) per proefvlak nam over de periode 1986-2013 significant af van gemiddeld 19,6 soorten per proefvlak in 1986 naar 15,3 soorten in 2013, een afname van ca. 20% (p <0,008). De afname in de tijd verschilde niet significant tussen proefvlakken zonder of met bodemdaling (p = 0.853; figuur 6.39).



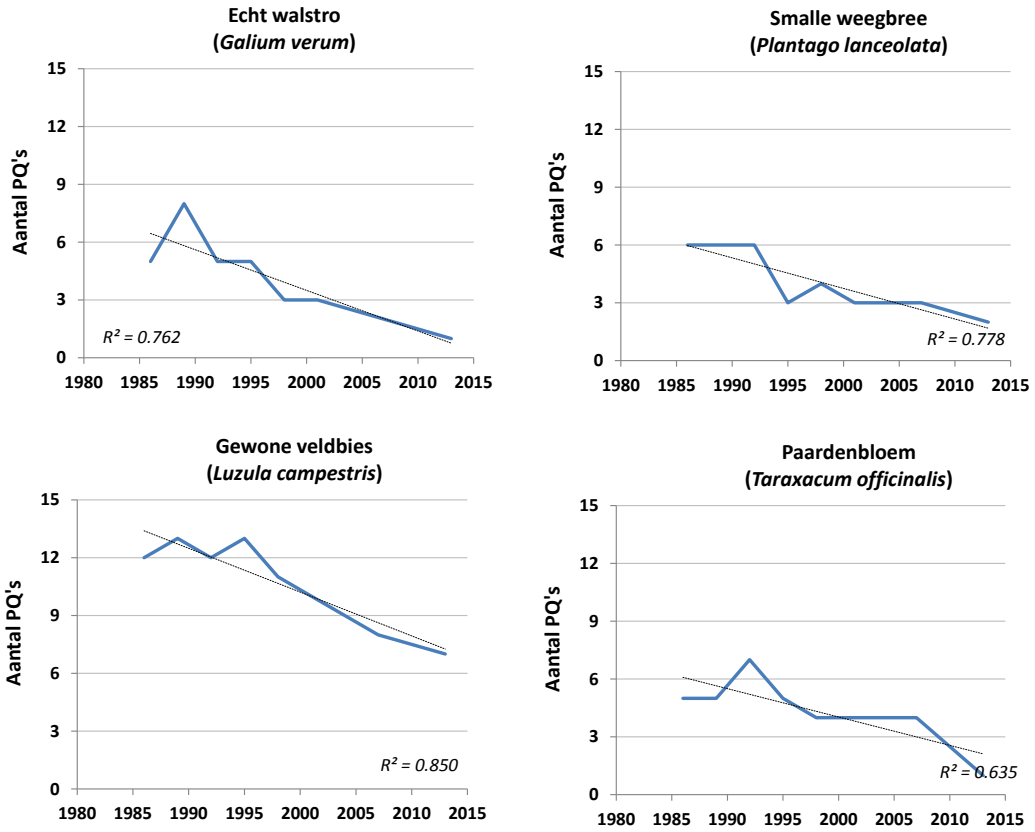
Figuur 6.39 Trends in de tijd van het gemiddelde aantal plantensoorten (met standaardfout) per proefvlak per groep van proefvlakken. Links de drie groepen zonder bodemdaling, rechts de drie groepen van proefvlakken met bodemdaling. Voor de hoogteligging van de groepen wordt verwezen naar tabel 6.12.

Tabel 6.20 Two-way Anova-tabel met verklaarde variantie in het gemiddelde aantal soorten per proefvlak (^{10}log-getransformeerd).

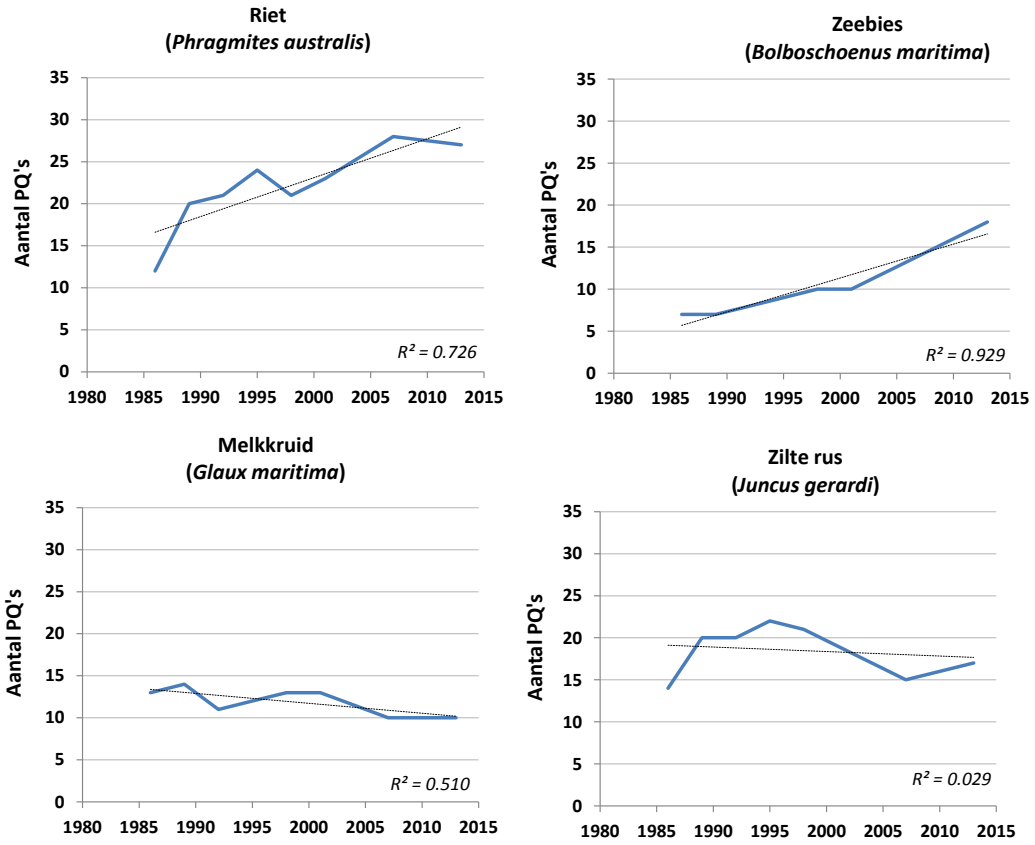
Factor	df	SS	MS	v.r.	*F* prob.	Significantie
Groep	5	1.780	0.356	7.43	<0.001	***
Jaar	7	1.235	0.176	3.68	<0.001	***
Groep x Jaar	35	1.744	0.050	1.04	0.408	n.s.
Residue	468	22.413	0.048			
Totaal	515	27.209	0.053			

6.7.1.6 Trends in soortensamenstelling

Het onderscheid tussen fluctuaties in de tijd en trends in de tijd onder invloed van veranderingen in de groeiomstandigheden wordt duidelijk aan de hand van veranderingen in frequenties van voorkomen van indicatieve soorten in de proefvlakken. Duidelijk zichtbaar is vooral het effect van verruiging van duingraslanden, in de afname van typische duingraslandsoorten als Echt walstro (*Galium verum*), Smalle weegbree (*Plantago lanceolata*), Paardenbloem (*Taraxacum officinalis*) en Gewone veldbies (*Luzula campestris* (figuur 6.40). Soorten van natte en/of zilte ruigtes zijn toegenomen, zoals Riet (*Phragmites australis*) en Heen (*Bolboschoenus maritima*; figuur 6.41). Er is geen duidelijke trend tot verzilting in deze proefvlakken gezien het gedrag van Melkkruid (*Glaux maritima*) en Zilte rus (*Juncus gerardii*). Verruiging als gevolg van vermesting (hoge stikstofdepositie) en vernatting lijken daarmee de belangrijkste processen.



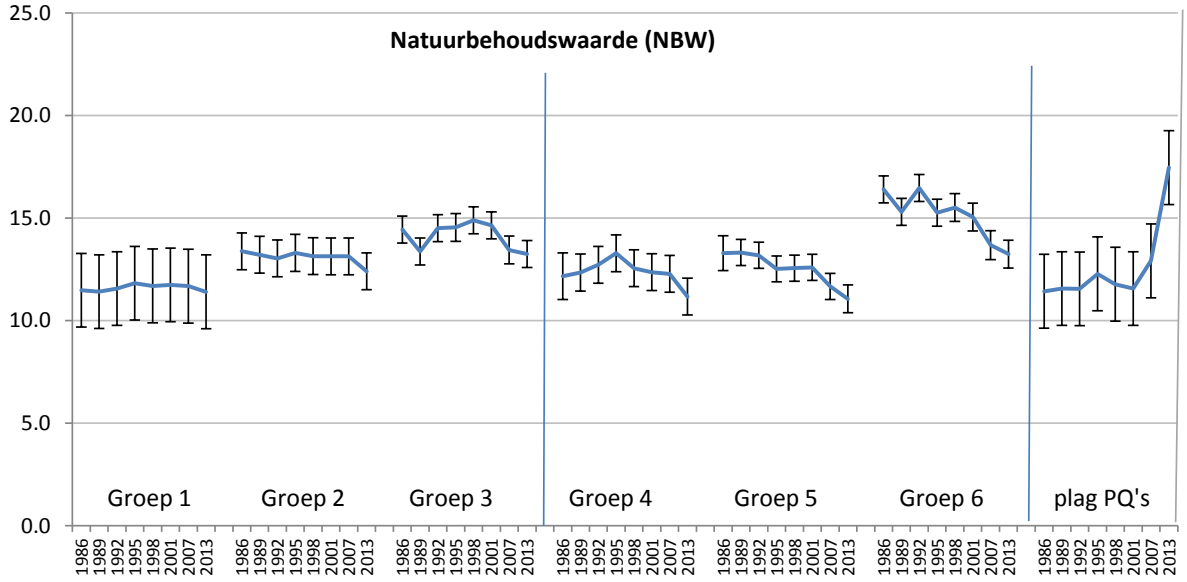
Figuur 6.40 Trends in het voorkomen van een aantal karakteristieke duingraslandsoorten in de 64 duin PQ's.



Figuur 6.41 Trends in het voorkomen van een aantal soorten van natte en/of zilte ruigtes in de 64 duin PQ's.

6.7.1.7 Natuurbehoudswaarde

Veranderingen in de natuurbehoudswaarde (NBW) staan weergegeven in figuur 6.42. In vrijwel alle groepen nam de NBW-waarden af in de tijd, zowel in plots met als zonder bodemdaling. Uitzondering vormden de hoogst gelegen plots (groep 1). Dit betreft helmduinen, waar de NBW-waarde sowieso relatief gering was. Duidelijk is te zien dat de hoogste NBW-waarden voorkomen in de laagst gelegen plots in de natte duinvalleien (groep 3 en 6). Ook hier nam de NBW-waarde af in de tijd. Meest voor de hand liggende verklaring is dat met name verruiging de kwaliteit van de begroeiingen op zowel droge als natte groeiplaatsen negatief beïnvloedt. De figuur laat tevens zien dat het plaggen van een deel van de valleien in 2005 in de jaren daarna resulteerde in een sterke stijging van de natuurbehoudswaarde.



Figuur 6.42 Trends in de natuurbehoudswaarde voor de afzonderlijke groepen van proefvlakken. Plag PQ's betreffen PQ 325 en 326 die in 2005 zijn geplagd in het kader van een natuurherstelproject. Weergegeven zijn gemiddelden met standaardfout.

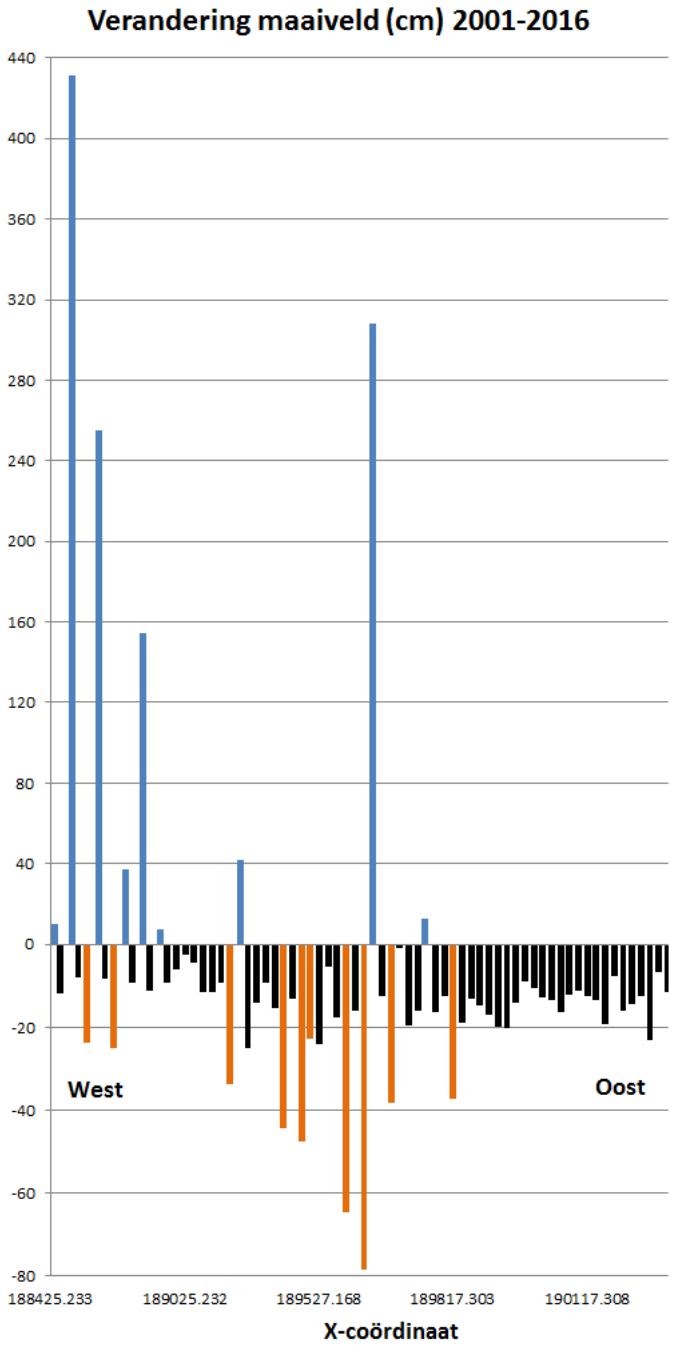
6.7.2 Vegetatiedynamiek meetreeks Duinvalleien 2001-heden

6.7.2.1 Bodemdaling in onderzoeksgebied

Iedere meetronde is de absolute maaiveldhoogte ten opzichte van NAP vastgesteld met RTK-DGPS. Zo kon voor de 70 vaste meetpunten de daling van het maaiveld worden bepaald over de meetperiode 2001-2016. Zoals te lezen valt in paragraaf 6.1.2 is in de winter van 2005/2006 een deel van het onderzoeksgebied geplagd (figuur 6.1). Hierdoor zijn vier vaste PQ's geplagd. Over de jaren heen zijn er bovendien 19 zwervende punten in het geplagde gebied geloot. In het najaar van 2015 is ca. 11 ha van de duinvallei ten zuidoosten van de fietsenstalling geplagd en vergraven (figuur 6.1). Tijdens deze exercitie zijn 7 vaste punten geplagd. Bovendien zijn er over de jaren heen 48 zwervende punten binnen dit afgeplagde deel geloot. Een deel van de analyses is zowel gedaan voor alle plots als voor alleen de plots die niet zijn geplagd, om zo effecten van plaggen en bodemdaling te kunnen onderscheiden. Dit staat vermeld in de beschrijvende tekst.

De bodemdaling als gevolg van gaswinning bedroeg op basis van het NAM-bodemdalingsmodel in de periode 1986-2015 in de duinvalleien in het onderzoeksgebied 28-34 cm (zie ook hoofdstuk 1, dit rapport). De gemeten verandering in maaiveldhoogte wijkt daarvan af door a) overstuiving, b) uitstuiving, c) bodemvorming en d) plaggen (in 2005 en 2015). Deze gegevens staan samengevat in figuur 6.42. Duidelijk is dat door opstuiving de zeereep op bepaalde plekken netto meer dan 400 cm is verhoogd. Een deel van het opgestoven zand heeft direct achter de zeereep geleid tot overstuiving resulterend in een netto verhoging van het maaiveld van enkele tot soms wel tientallen centimeters. Dit effect neemt langs een gradiënt vanaf de zeereep snel af, de maaiveldhoogte slaat vervolgens om in een netto bodemdaling. De gemeten maximale bodemdaling als netto resultaat van bodemdaling, overstuiving en bodemvorming bedroeg in de periode 2001-2016 maximaal 25 cm (mediaan 12,5 cm). Ingrijpend is ook de beheermaatregel 'plaggen' in een deel van de valleien. Als gevolg van plaggen in 2005 en 2015 is het maaiveld in bepaalde proefvlakken gedaald met 24-79 cm.
De overstromingsfrequentie van de duinvalleien is tussen 1986 en 2016 nauwelijks toegenomen, van ruwweg drie naar vier overstromingen per jaar (paragraaf 6.2.5). De eerder voorspelde sterke stijging

van de overstromingsfrequentie ten gevolge van bodemdaling (Schouten, 1999) is tot nu toe dus niet opgetreden. De overstromingsduur en –diepte is wel duidelijk toegenomen. Een en ander betekent dat er jaarlijks op de laagste plekken in de valleien maandenlange inundaties met brak water optreden.



Figuur 6.42 Netto verandering in maaiveldhoogte van de 70 vaste plots in het onderzoeksgebied over de periode 2001-2016 als gevolg van bodemdaling, opstuiving, uitstuiving en bodemvorming. In blauw de proefvlakken die zijn opgestoven, in oranje de proefvlakken die zijn geplagd en in zwart de proefvlakken waarvan de bodem netto is gedaald.

6.7.2.2 Ruimtelijke variatie

Het voorkomen van habitattypen is in belangrijke mate gerelateerd aan de hoogte van het maaiveld (tabel 6.21). In deze analyses zijn alle plots meegenomen. Sommige habitattypen komen in een smalle zone voor, zoals H1310, H1330 en H2190, terwijl andere typen binnen wijde grenzen voorkomen (H2120, H2130 en H2160). Interessant is ook om te kijken naar de ondergrens van ‘droge typen’ als

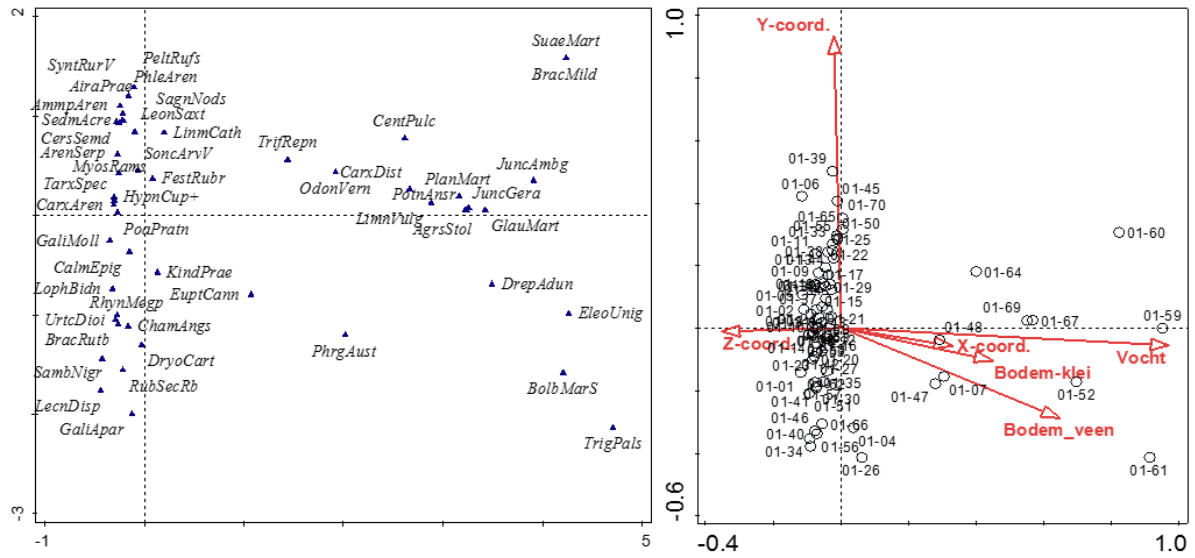
Duindoornstruwelen (H2160) en Grijze duinen (H2130). Zo blijkt het type Duindoornstruwelen niet beneden een hoogte voor te komen, waarbij de ondergrens geleidelijk wat naar beneden is geschoven van 1,82 m in 2001 naar 1,71 m +NAP in 2016.

Tabel 6.21 Voorkomen van de habitattypen in het onderzoeksgebied in m +NAP (periode 2001-2016).

Habitattype	Min.	Max.	Mediaan	Gemiddelde	St.dev.	St.error	N
H1310	1.26	2.25	1.76	1.76	0.20	0.032	43
H1330	1.08	1.97	1.58	1.58	0.16	0.012	175
H2190	1.36	2.12	1.73	1.75	0.17	0.020	79
H2120/H2170	1.24	15.54	2.67	14.13	3.10	0.221	197
H2130/H2140	1.87	6.01	2.78	3.04	0.99	0.070	203
H2160	1.71	7.13	2.32	2.68	1.11	0.059	346

Uit een multivariate analyse van de vegetatieopnamen van 2001 (figuur 6.44) komt naar voren dat de belangrijkste verklarende omgevingsvariabelen bodemvocht, afstand tot de zeereep (Y-coördinaat), afstand tot het instroompunt van zeewater vanuit de Waddenzee (X-coördinaat) en hoogte maaiveld ten opzichte van NAP (Z-coördinaat) zijn (tabel 6.22). De eerste horizontale as komt overeen met de gradiënt van droog (links) naar nat (rechts). Dit is tevens een gradiënt van zoet (links) naar zout (rechts). Dit is ook terug te zien in het soortenplot. Links in de figuur staan duingraslandsoorten als Glad walstro (*Galium mollugo*) en Akkermelkdistel (*Sonchus arvensis*), terwijl rechts in de figuur soorten staan van zilte bodem als Schorrenkruid (*Suaeda maritima*), Melkkruid (*Glaux maritima*) en Moeraszoutgras (*Triglochin palustris*). De tweede (verticale) as komt overeen met een gradiënt van open duin (boven) met soorten als Helm (*Ammophila arenaria*) en Muurpeper (*Sedum acre*), naar verruigde en verstruweelde duinbegroeiingen (onder) met soorten als Braam (*Rubus spec.*), Grote brandnetel (*Urtica dioica*) en Wilgenroosje (*Chamerion angustifolium*). De valt samen met een gradiënt van voedselarm (boven) en voedselrijk (onder).

Ook in 2016 waren de meest verklarende omgevingsvariabelen vocht, afstand tot het instroompunt van zeewater vanuit de Waddenzee (X-coördinaat), hoogte maaiveld ten opzichte van NAP (Z-coördinaat) en afstand tot de zeereep (Y-coördinaat) (figuur 6.45 en tabel 6.23). Er is een gradiënt zichtbaar van droog/voedselarm (linksboven) naar nat/voedselrijk (rechtsonder). Daarnaast is er een gradiënt van zilt (rechtsboven) naar zoet (linksonder).

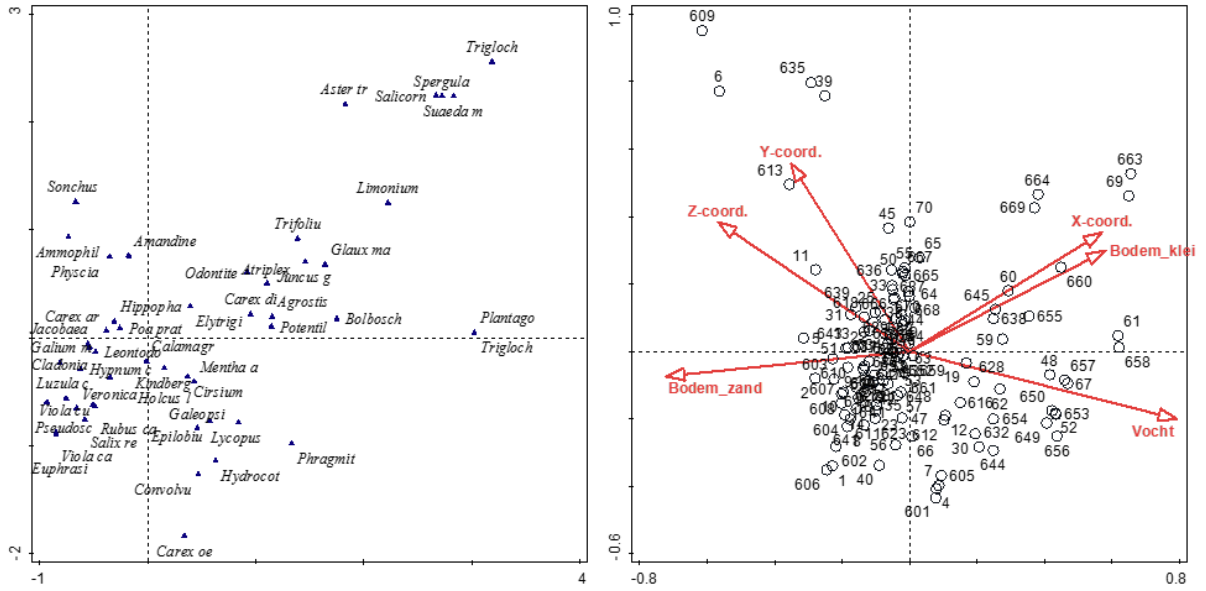


Figuur 6.44 Soortenplot (links) en biplot met de proefvlakken in 2001 met de belangrijkste verklarende factoren uitgezet tegen de eerste en tweede as (Canonische correspondentieanalyse). Aantal opnamen n=70, aantal soorten is 160. In het soortenplot zijn alleen de 50 soorten met de beste fit afgebeeld.

Tabel 6.22 Voorwaartse selectie van omgevingsvariabelen in CCA van de vegetatieopnamen uit 2001 (n=70, totaal verklaarde variantie 29,6%).

Variabele	Verklaarde	*p*-

Vocht	14,1%	0,002**
Y-coördinaat	6,1%	0,002**
X- coördinaat	3,1%	0,002**
Z- coördinaat	2,6%	0,002**
Bodem_klei	1,9%	0,030*
Bodem_veen	1,7%	0,006



Figuur 6.45 Soortenplot (rechts) en biplot van de proefvlakken in 2016 met de belangrijkste verklarende factoren tegen de eerste en tweede as (Canonische correspondentieanalyse). Aantal opnamen n=128 (geplagde plots zijn dus niet meegenomen in deze analyse), aantal soorten is 189. In het soortenplot zijn alleen de 50 soorten met de beste fit afgebeeld (soortnamen zijn afgekort met de eerste vier letters van het genus en de eerste vier letters van de soortnaam).

Tabel 6.23 Voorwaartse selectie van omgevingsvariabelen in CCA van de vegetatieopnamen uit 2016 (n=128; zonder geplagde plots, totaal verklaarde variantie 19,9%).

Variabele	**Verklaarde**	***p*-waarde**
Vocht	5,8%	0,002**
X-coördinaat	4,2%	0,002**
Z- coördinaat	2,9%	0,002**
Y- coördinaat	2,9%	0,002**
Bodem_klei	2,7%	0,002**
Bodem_zand	1,2%	0,010*

6.7.2.3 Trends in indicatiewaarden

Voor bodemvocht, zout, stikstof, zuurgraad en licht zijn de indicatiewaarden uitgezet tegen de tijd (figuur 6.46). Hierbij zijn vier groepen onderscheiden op basis van hoogte van het maaiveld (tabel 6.13). Met behulp van lineaire regressie is vervolgens vastgesteld of trends significant zijn.

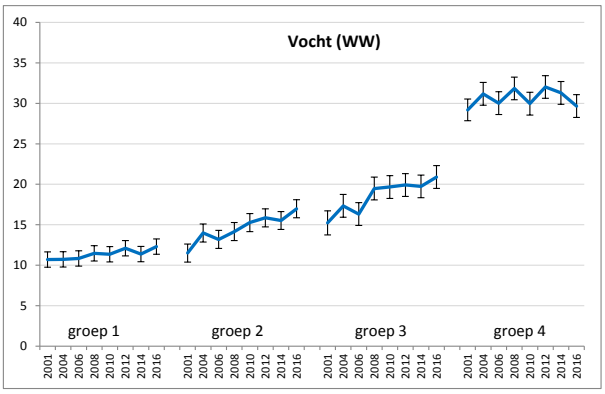
Duidelijk is te zien dat de groepen verschillen in bodemvochtcondities: de hoogst gelegen groep 1 (>2,50 m +NAP) betreft droge groeiplaatsen, terwijl groep 4 (<1,80 m +NAP) natte groeiplaatsen betreft. Vooral in de intermediair gelegen groep 2 en 3 trad in de loop van de tijd vernatting op volgens een min of meer lineaire trend. Dit wordt duidelijk uit zowel de indicatiewaarden voor vocht (WW) als de GVG-waarden (WW) (tabel 6.24).

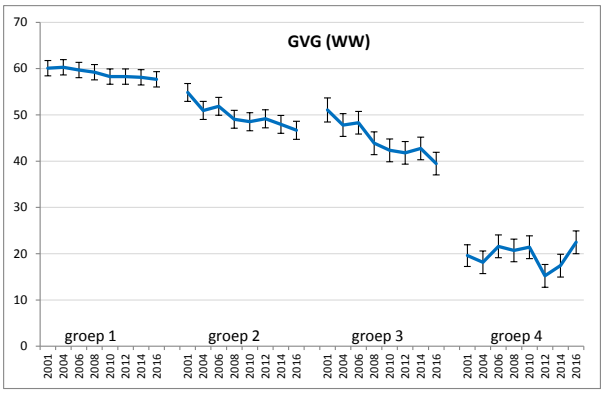
De laagste gelegen groep 4 ligt duidelijk onder invloed van inunderend zeewater, waarbij 2008 er uitspringt als een piekgebeurtenis (‘event’). In het voorjaar van 2007 is de bodem tijdelijk sterk verzilt, zoals al eerder beschreven (paragraaf 6.2.6). Als gevolg van uitspoeling van het zout met het regenwater in de daaropvolgende jaren, ontzilt de bodem vervolgens deels weer. Groep 2 en groep 3 staan deels onder invloed van zeewater, maar duidelijk minder dan groep 4. Ook hier is het eenmalige verziltingseffect van het ‘event’ in 2007 duidelijk zichtbaar. In beide groepen treedt een min of meer

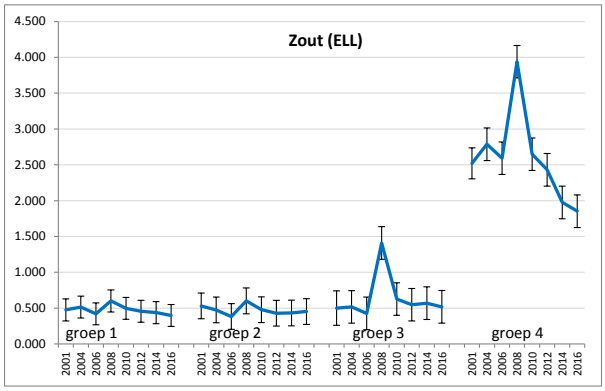
lineaire verandering op, waarbij deze plekken geleidelijk meer onder invloed zijn gekomen van zeewater. Dit is te zien aan de WW-indicatie waarden voor Cl en K. Ook hier lijkt sprake van een samenhang met bodemdaling.

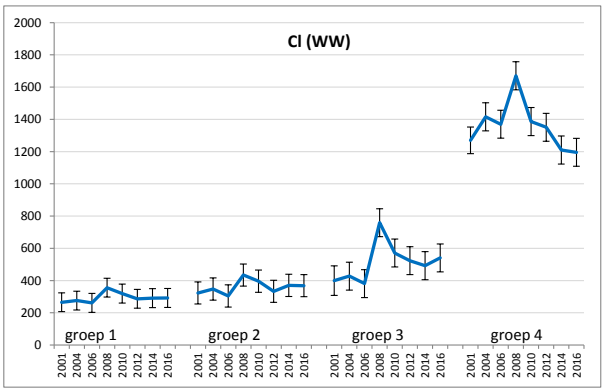
De beschikbaarheid van stikstof neemt vooral toe in groep 2, waar een significante toename is te zien in de indicatiewaarden voor stikstof (Ellenberg en WW-indicatiegetallen voor NO3, NH4 en Ntot). Dit kan een gevolg zijn van de vernatting, waardoor een snellere mineralisatie van organisch materiaal optreedt. Daarnaast is in alle groepen een trend in de toename van stikstof-indicatiewaarden te zien, al is deze in de meeste andere groepen niet significant. Er is geen duidelijke trend zichtbaar in de C/N ratio.

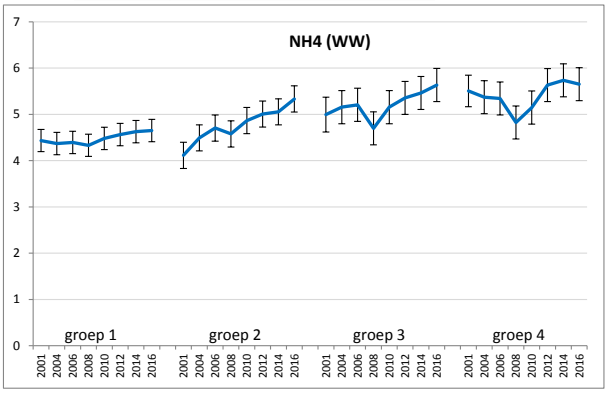
De tijdelijke verziltingspiek in 2008 resulteerde ook in een tijdelijk (geringe) verhoging van de bodem-pH. Net zoals in een tijdelijke verhoging van het lichtgetal (Ellenberg), vormt dit een aanwijzing dat vooral soorten van open (zilte) graslanden tijdelijk toenamen.

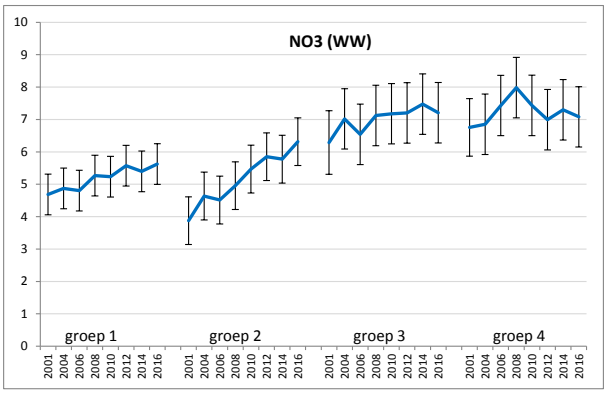


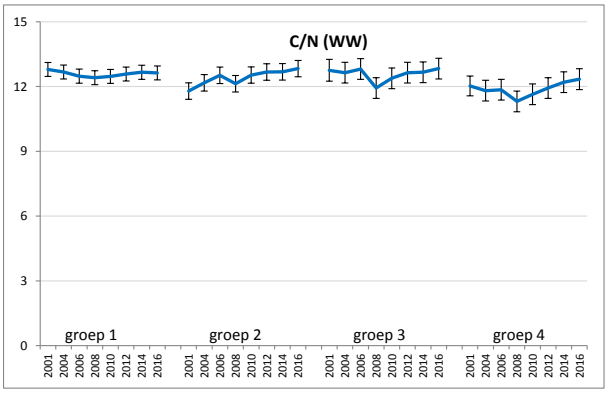


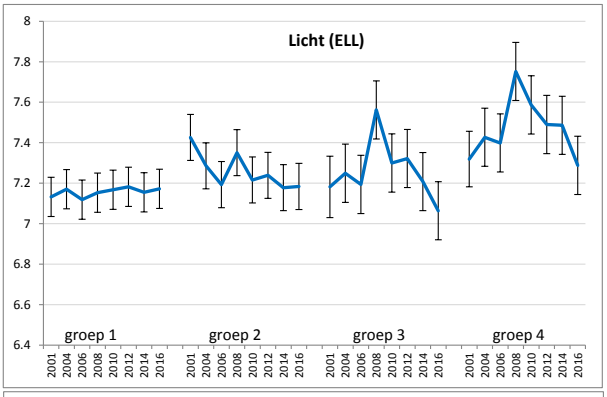


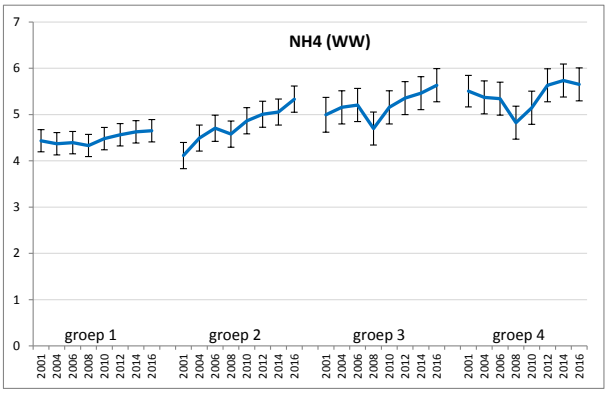


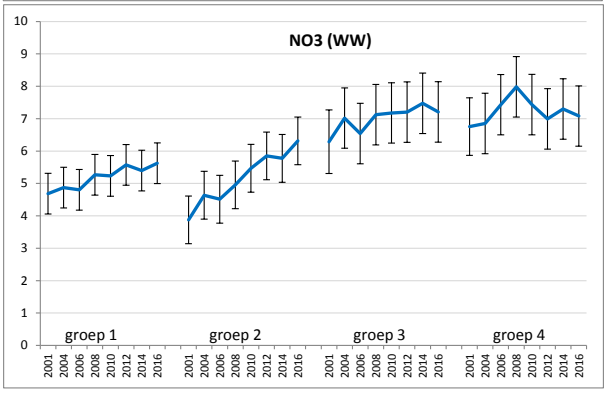

NH4 (WW)
groep 1
groep 2
groep 3
groep 4

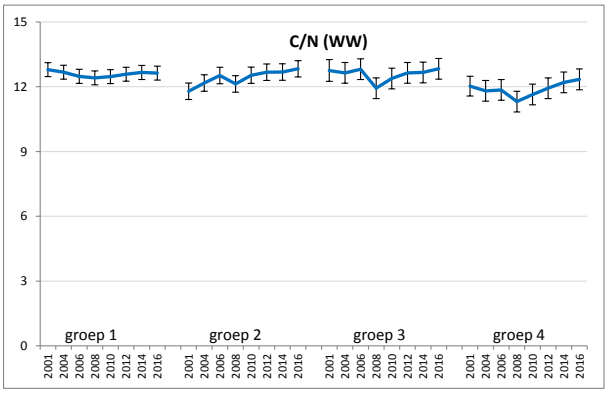

NO3 (WW)
groep 1
groep 2
groep 3
groep 4

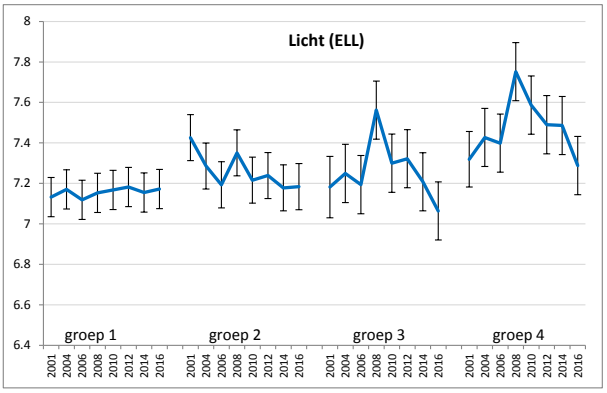

C/N (WW)
groep 1
groep 2
groep 3
groep 4

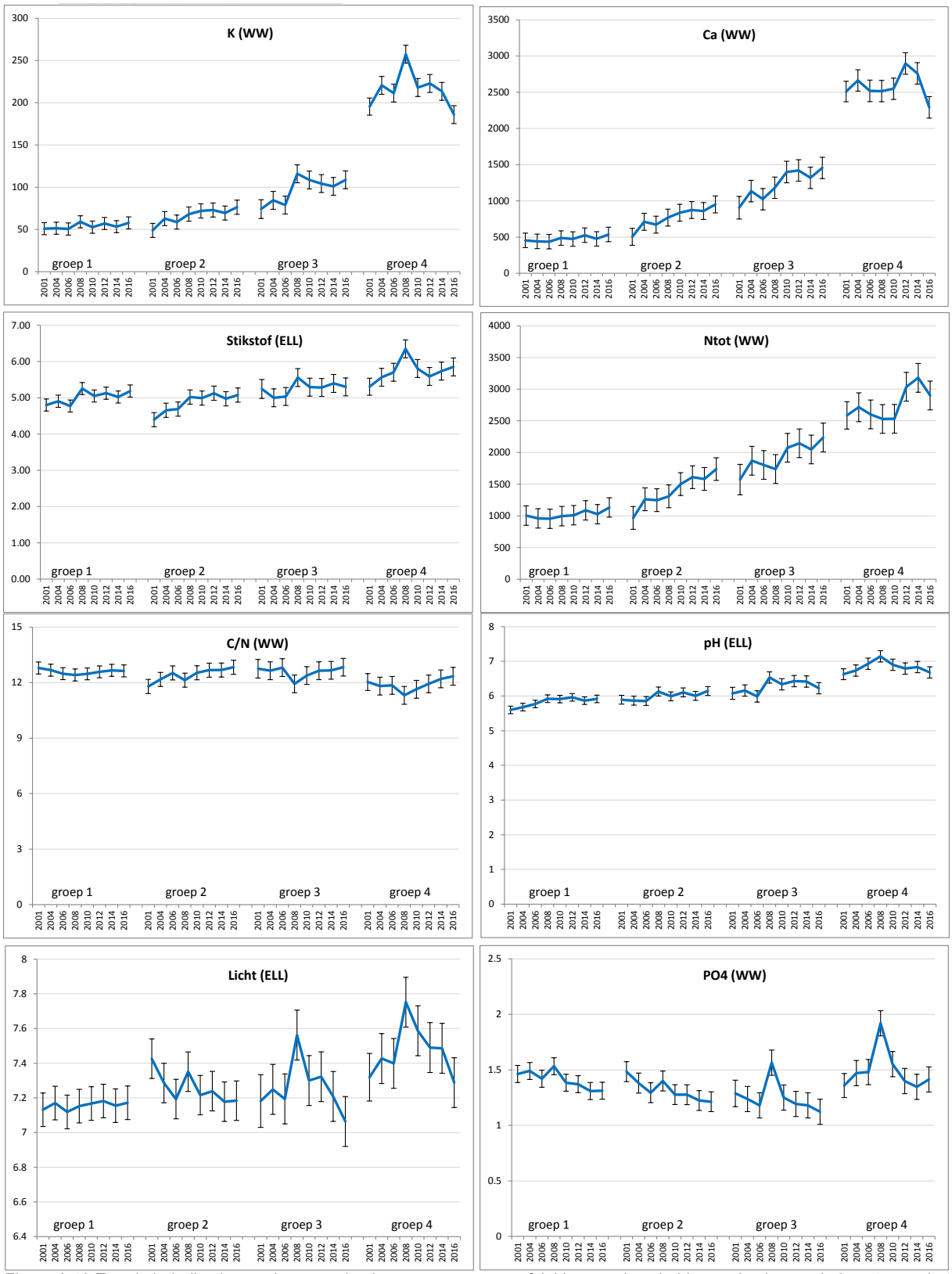

Licht (ELL)
groep 1
groep 2
groep 3
groep 4


NH4 (WW)
groep 1
groep 2
groep 3
groep 4


NO3 (WW)
groep 1
groep 2
groep 3
groep 4


C/N (WW)
groep 1
groep 2
groep 3
groep 4


Licht (ELL)
groep 1
groep 2
groep 3
groep 4



Figuur 6.46 Trends in indicatiewaarden voor de vier groepen van proefvlakken, onderscheiden op basis van de hoogte van het maaiveld in 2001, bij de start van de meetreeks. Weergegeven zijn gemiddelden met standaardfout (ELL=Ellenberg-waarden, WW-Wamelink-waarden). Groep 1:>2,50 m; groep 2 2,15-2,50 m; groep 3 1,83-2,10 m; groep 4: 1,33-1,82 m +NAP.

Tabel 6.24 Trends in indicatiewaarden met de richtingscoëfficiënt (r.c.) van lineaire regressie en mate van significantie. ELL=Ellenberg-waarden, WW=Wamelink-waarden.

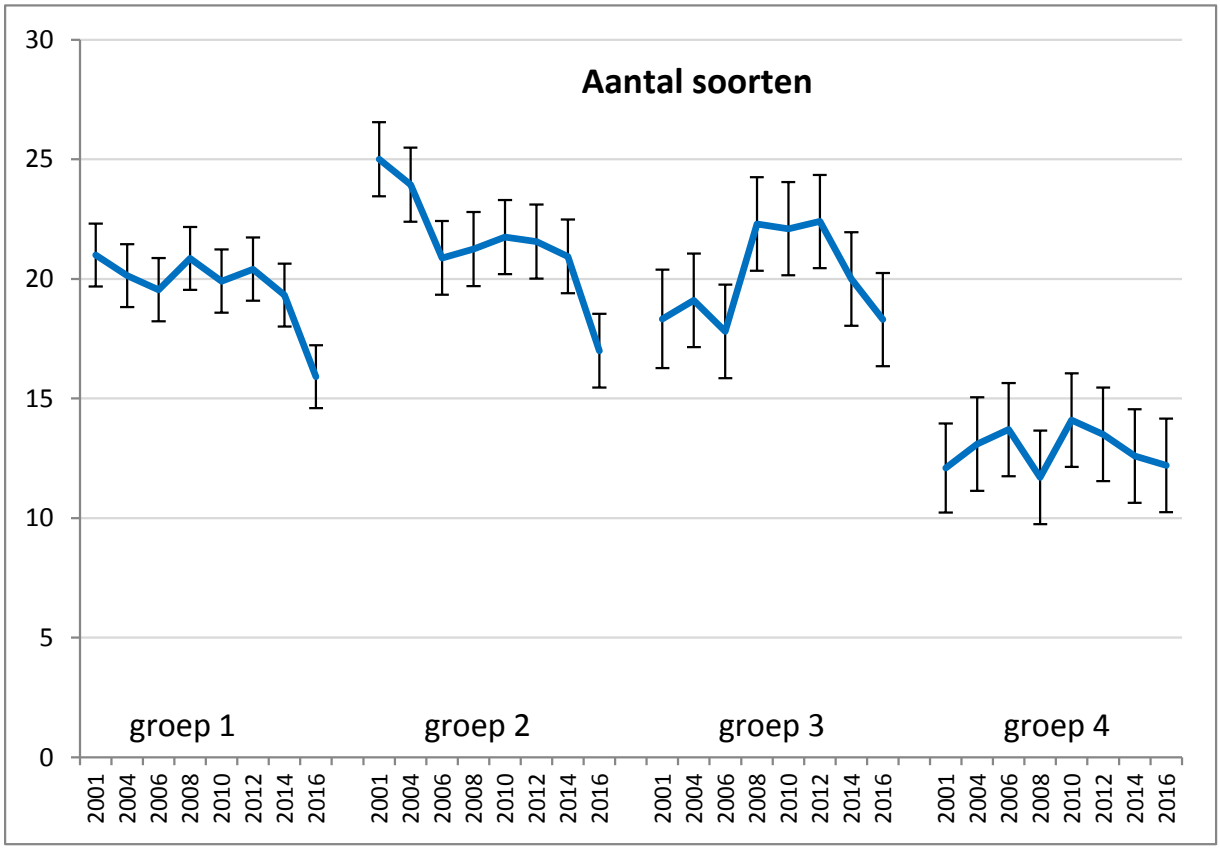
Indicatiewaarde	Groep	r.c.	*p*
Vocht	1	0.103	**0.023**
(WW)	2	0.318	**<0.001**
	3	0.358	**0.011**
	4	0.056	0.618
GVG	1	-0.186	**0.035**
(WW)	2	-0.470	**<0.001**
	3	-0.730	**0.005**
	4	-0.010	0.965
Zout	1	-0.005	0.345
(ELL)	2	-0.004	0.228
	3	0.001	0.998
	4	-0.055	0.146
Cl	1	1.82	0.580
(WW)	2	2.82	0.152
	3	8.92	0.145
	4	-9.20	0.445
K	1	0.402	0.145
(WW)	2	1.579	**0.001**
	3	2.255	**0.018**
	4	-0.380	0.779
Ca	1	5.5	**0.044**
(WW)	2	26.3	**0.001**
	3	35.3	**0.015**
	4	1.4	0.934
Stikstof	1	0.024	0.103
(ELL)	2	0.044	**<0.001**
	3	0.016	0.353
	4	0.024	0.063
NO3	1	0.065	0.206
(WW)	2	0.156	**0.002**
	3	0.062	0.406
	4	0.018	0.653
NH4	1	0.019	0.311
(WW)	2	0.072	**<0.001**
	3	0.039	0.117
	4	0.020	0.435
Ntot	1	9.1	0.185
(WW)	2	47.6	**<0.001**
	3	39.5	**0.045**
	4	32.5	0.147
C/N	1	-0.006	0.853
(WW)	2	0.062	**0.005**
	3	0.003	0.916
	4	0.023	0.394
pH	1	0.021	**0.027**
(ELL)	2	0.017	**0.028**
	3	0.020	**0.046**
	4	0.003	0.778
	1	0.004	0.574
pH-KCL			
(WW)	2	-0.009	**0.049**
	3	-0.001	0.882

Indicatiewaarde	Groep	r.c.	*p*
	4	-0.001	0.499
pH-H2O (WW)	1	-0.003	0.639
	2	-0.008	0.072
	3	0.004	0.501
	4	-0.009	0.463
Licht (ELL)	1	0.002	0.794
	2	-0.013	0.057
	3	-0.005	0.551
	4	0.002	0.746
Ptot (WW)	1	1.02	0.380
	2	5.51	**0.002**
	3	3.98	0.092
	4	3.36	0.127
PO4 (WW)	1	-0.013	**0.032**
	2	-0.017	**0.001**
	3	-0.009	0.178
	4	-0.003	0.777

Vet: significantie $p < 0,05$.

6.7.2.4 Trends in soortendiversiteit

Temporele trends in het gemiddelde aantal soorten staat weergegeven in figuur 6.47. Het gemiddelde aantal soorten per plot nam in de tijd enigszins af in groep 1 en 2, maar niet in groep 3 en 4.



Figuur 6.47 Trends in het gemiddelde aantal soorten per proefvlak in de vier onderscheiden clusters van proefvlakken op basis van hoogte van het maaiveld bij de start van de meetreeks in 2001 (gemiddelden met standaardfout). Groep 1: >2,50 m, groep 2: 2,11-2,50 m, groep 3: 1,83-2,10 , groep 4: <1,82 m +NAP.

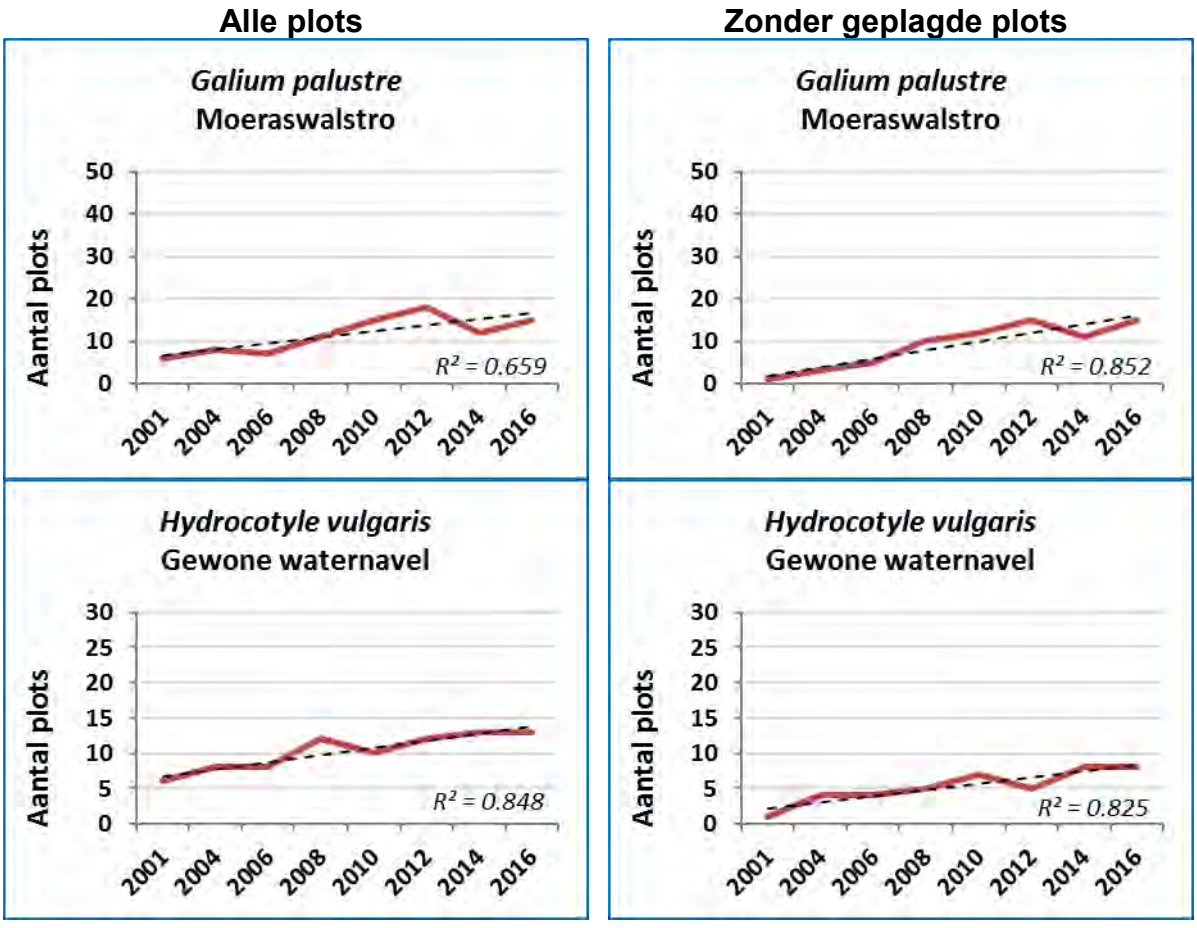
Tabel 6.5.10 Two-way Anova-tabel met verklaarde variantie in het gemiddelde aantal soorten per proefvlak.

Factor	df	SS	MS	v.r.	*F* pr.	Significantie
Groep	3	4.034	1.345	35.23	< 0.001	***
Jaar	7	740	106	2.77	0.008	**
Groep x Jaar	21	593	28	0.74	0.792	n.s.
Residue	432	16.489	38			
Totaal	463	21.871	47			

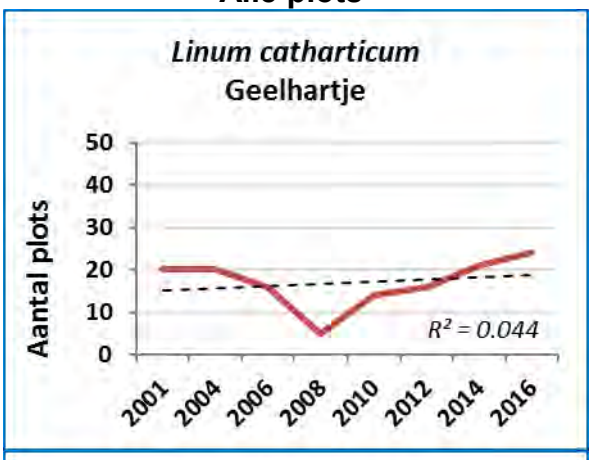
6.7.2.5 Trends in soortensamenstelling

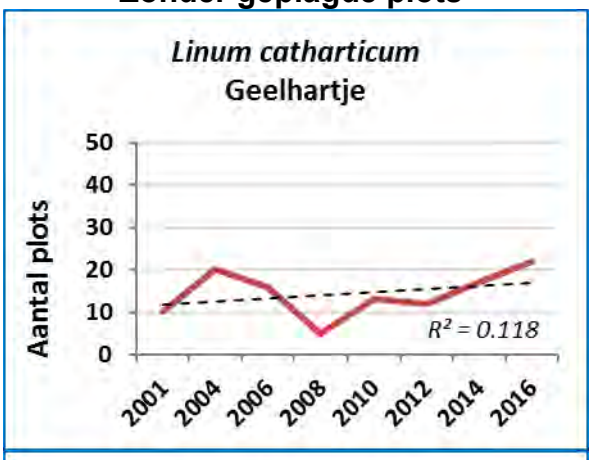
Trends in het ruimtelijk voorkomen van een aantal indicatorsoorten zijn weergegeven in figuur 6.48. Links zijn alle plots meegenomen in de PQ's rechts enkel de plots die niet zijn beïnvloed door plaggen. De indicatorsoorten van Natte duinvalleien (H2190) laten een positieve trend in de tijd zien, wat erop wijst dat de oppervlakte van dit habitattype in de tijd toeneemt. Aangezien deze trend zich ook in reeks zonder geplagde plots voordoet is dat geen gevolg van de beheeringreep plaggen.

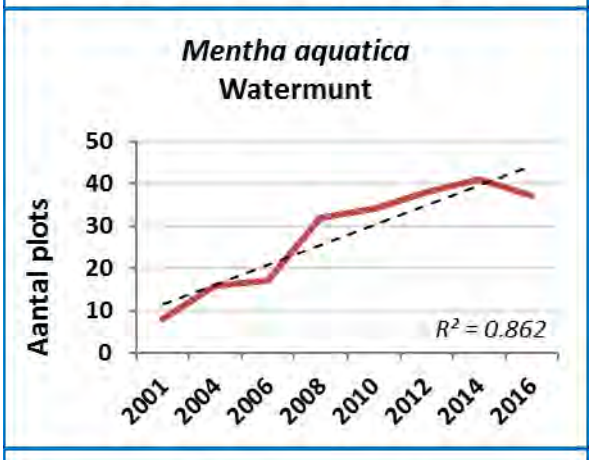
Voor soorten van Grijze duinen (H2130) treedt een overwegend neerwaartse trend op, zowel in de serie met alle plots als in de serie met alleen niet-geplagde plots. Het voorkomen van indicatorsoorten van zilte pionierbegroeiingen en zilte graslanden laat een piek zien rond 2008, om in de jaren daarna weer geleidelijk af te nemen. De piek hangt samen met de tijdelijke verzilting in 2007 als gevolg van overvloeding van de duinvalleien, gevolgd door een lange droge periode waardoor de bodem tijdelijk sterk verzilte. Op veel plaatsen is daardoor de vegetatie omgeslagen van een natte duinvalleivegetatie met veel Fioringras (*Agrostis stolonifera*) naar meer kwelderachtige vegetatietypen.

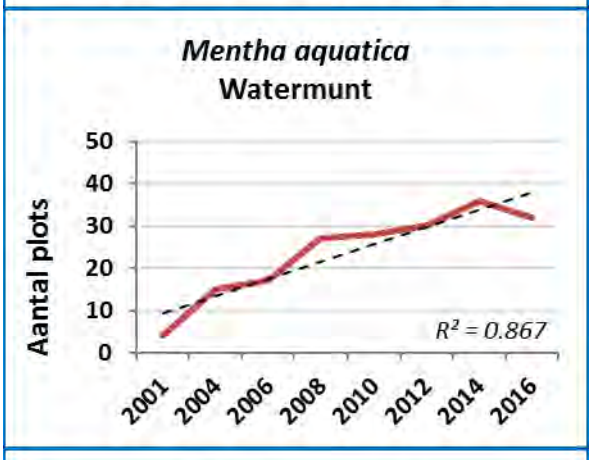


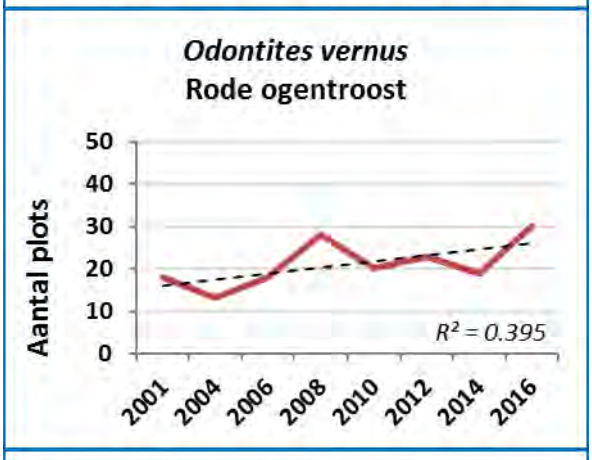
Alle plots	Zonder geplagde plots

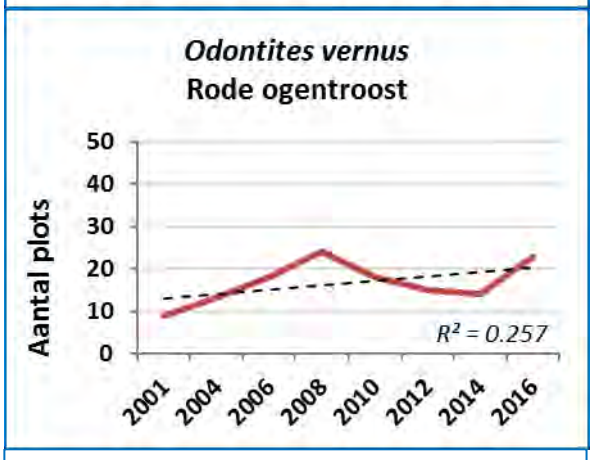


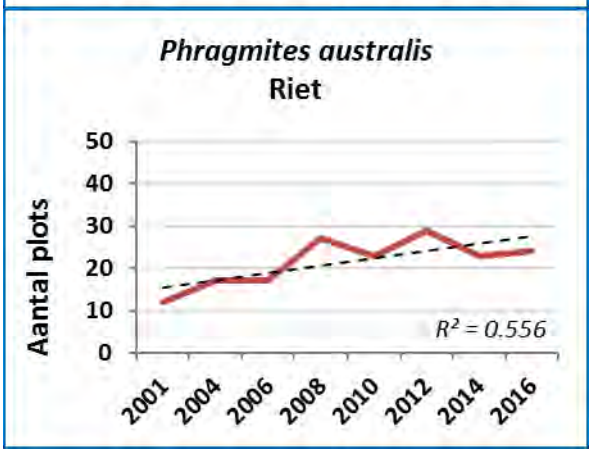


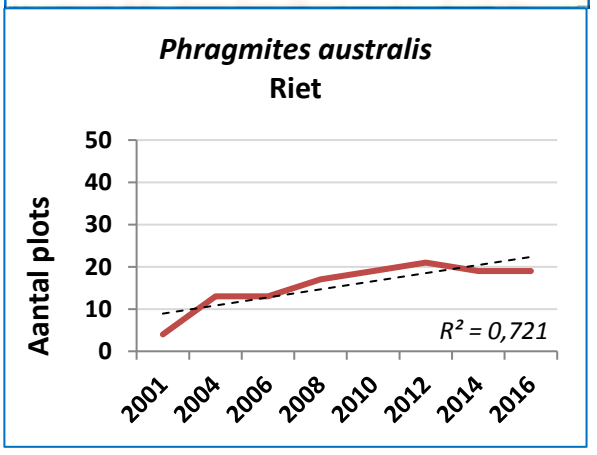


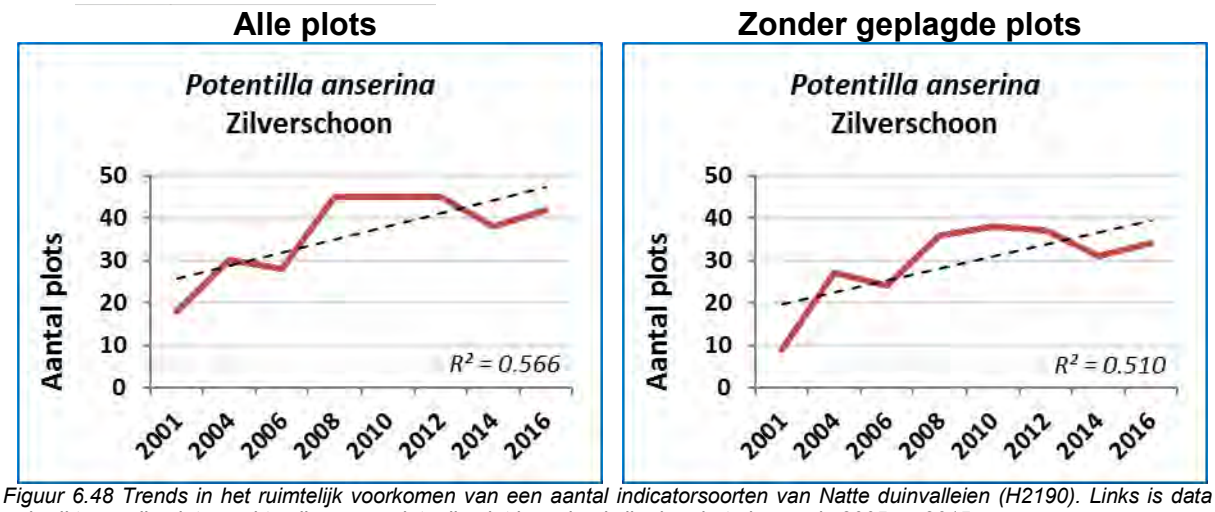




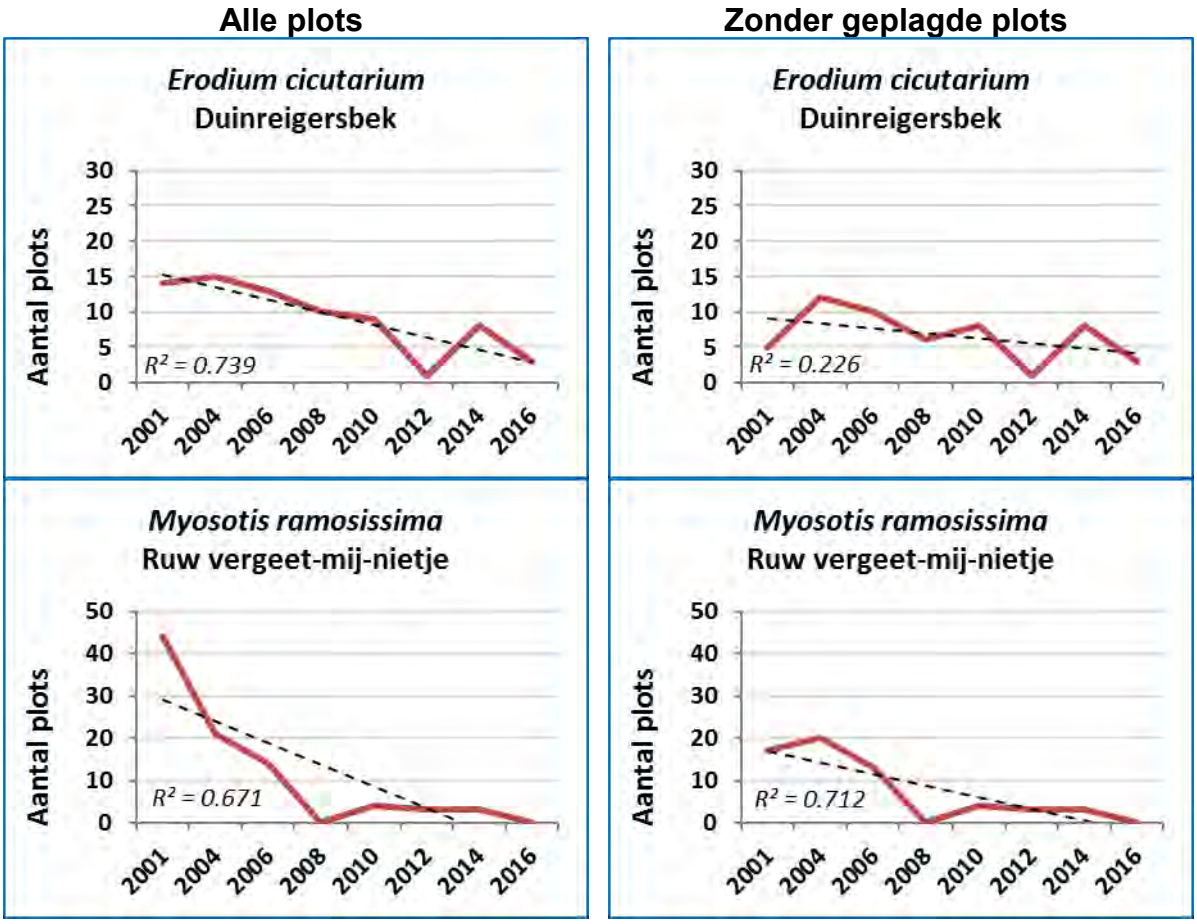


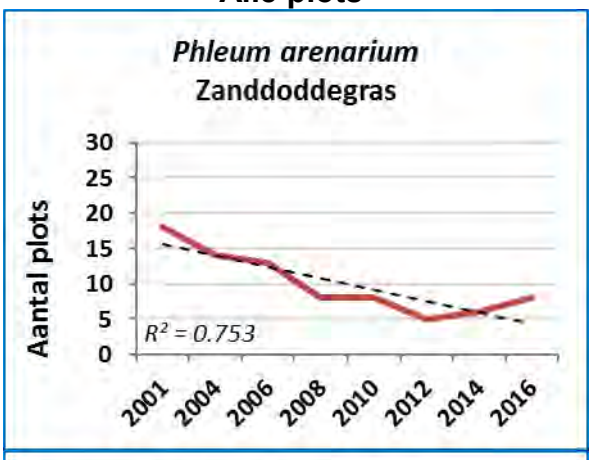
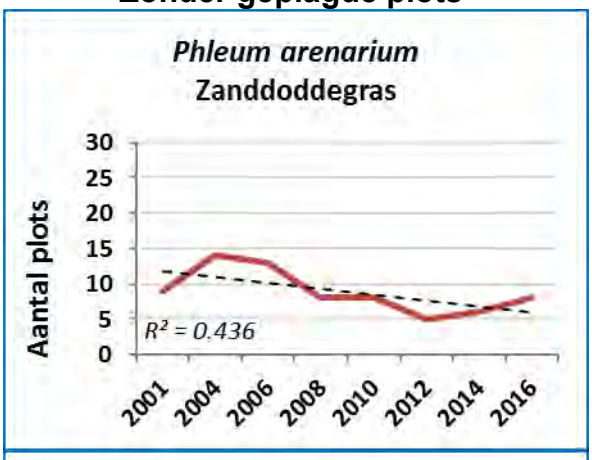
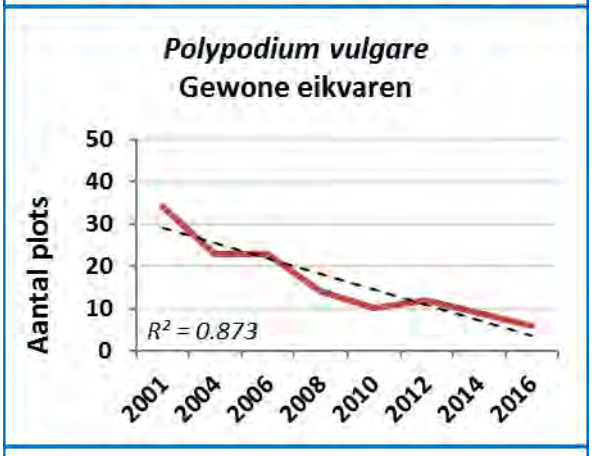
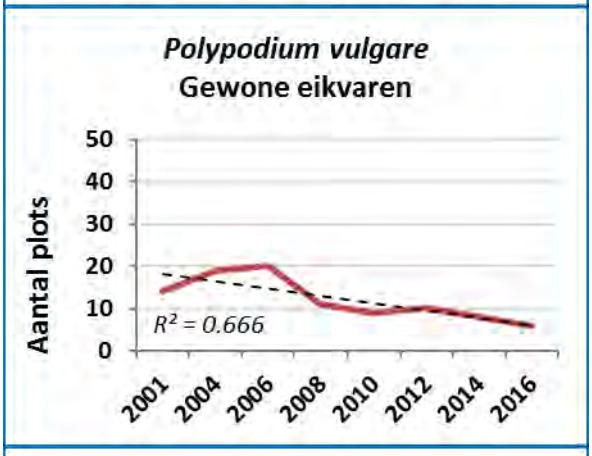
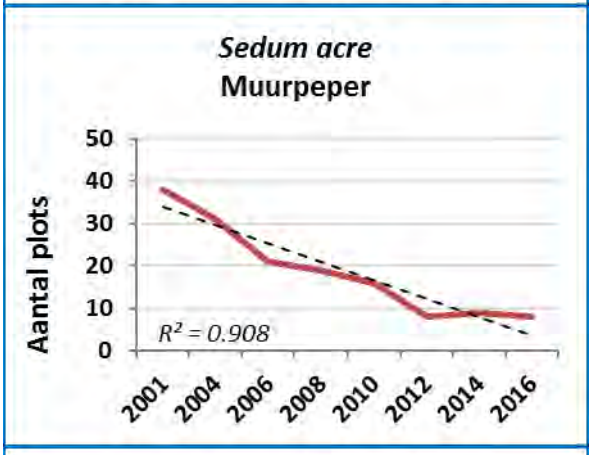
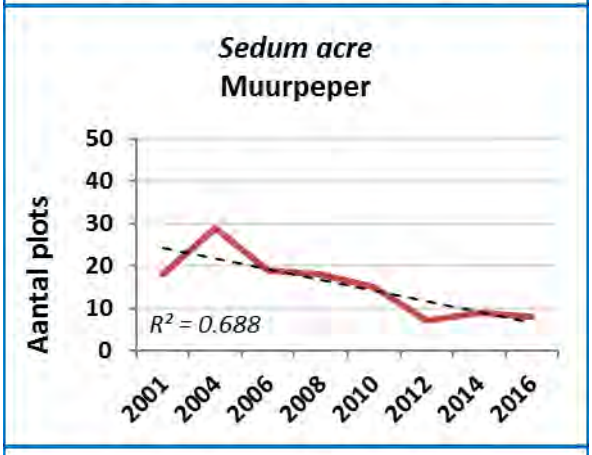
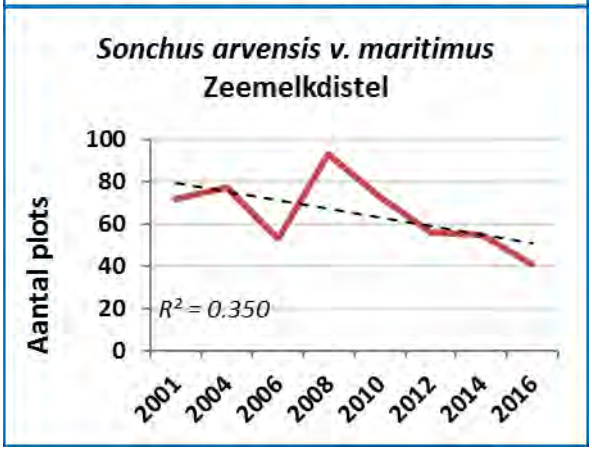
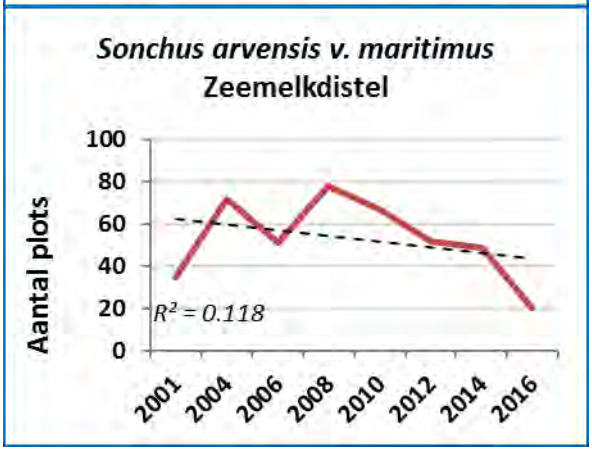


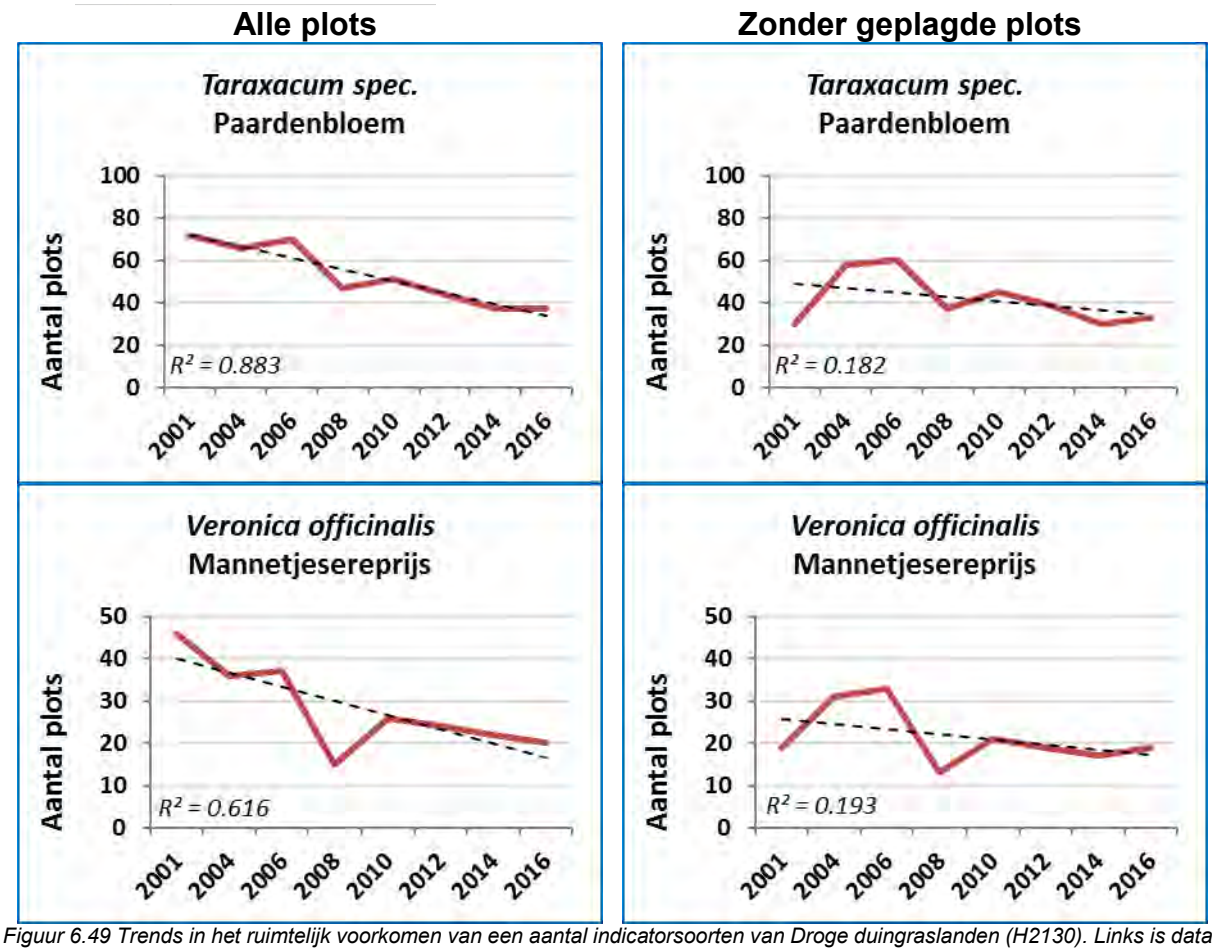




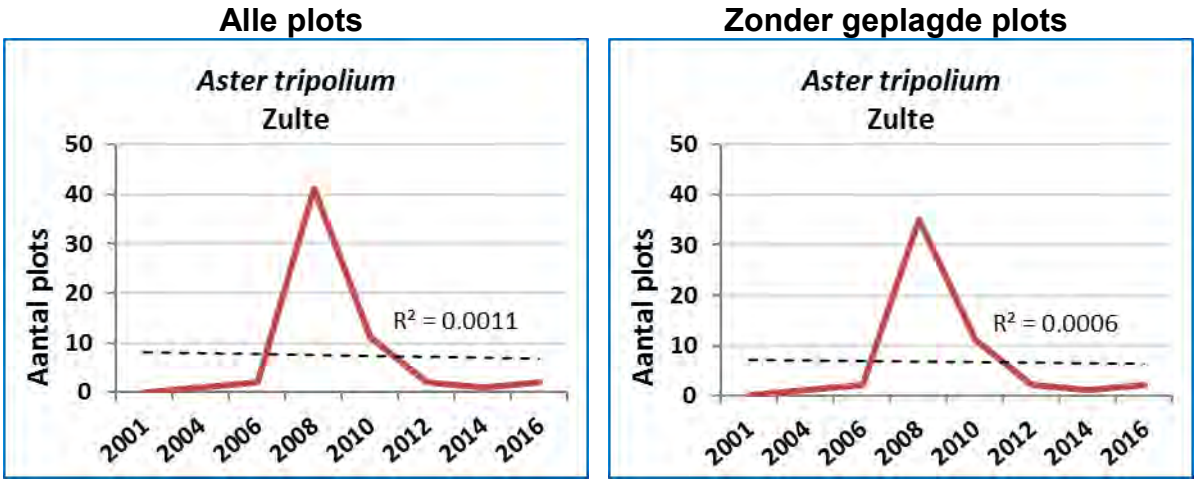
Figuur 6.48 Trends in het ruimtelijk voorkomen van een aantal indicatorsoorten van Natte duinvalleien (H2190). Links is data gebruikt van alle plots, rechts alleen van plots die niet beïnvloed zijn door het plaggen in 2005 en 2015.

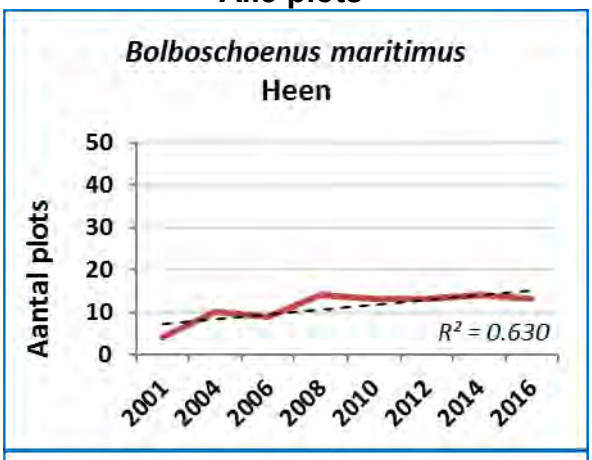
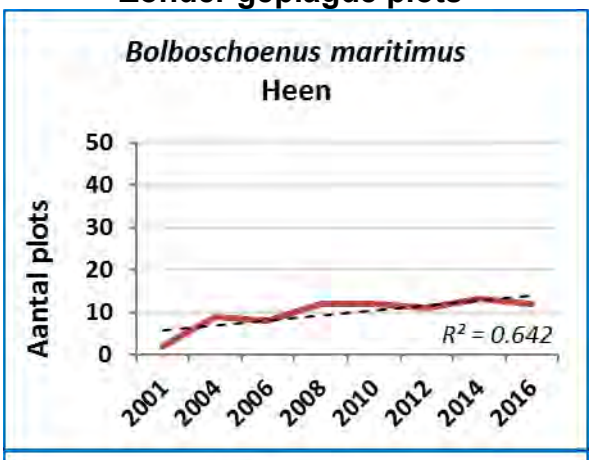
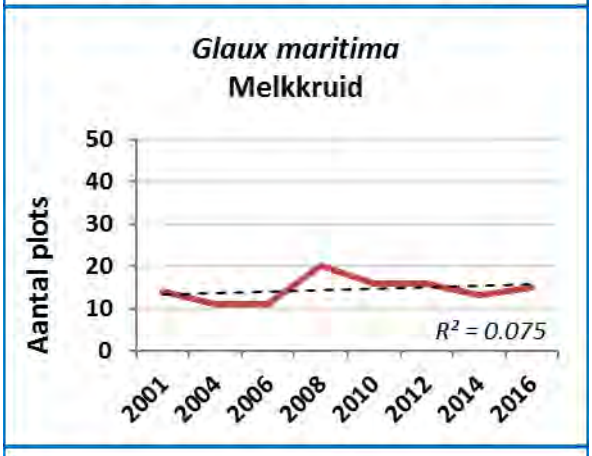
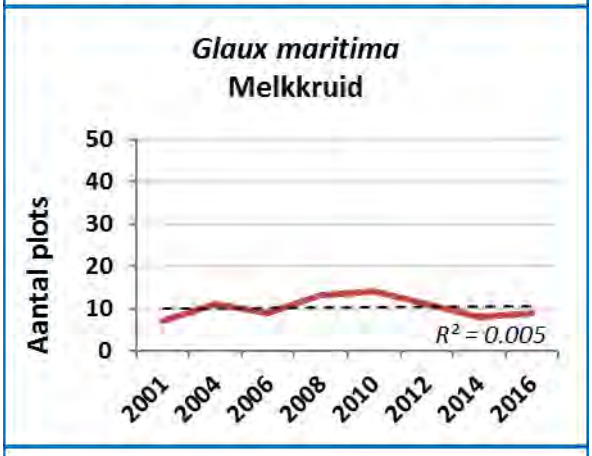
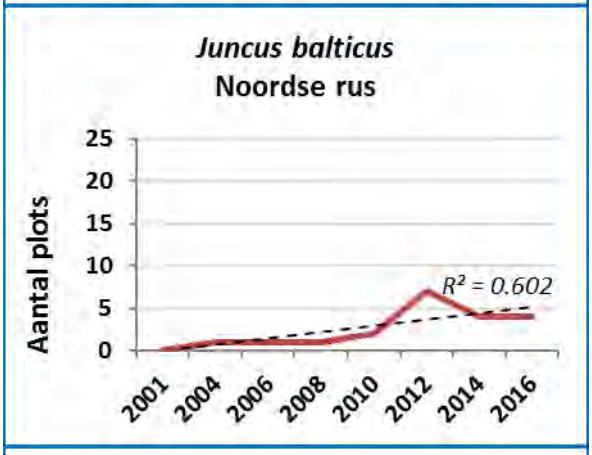
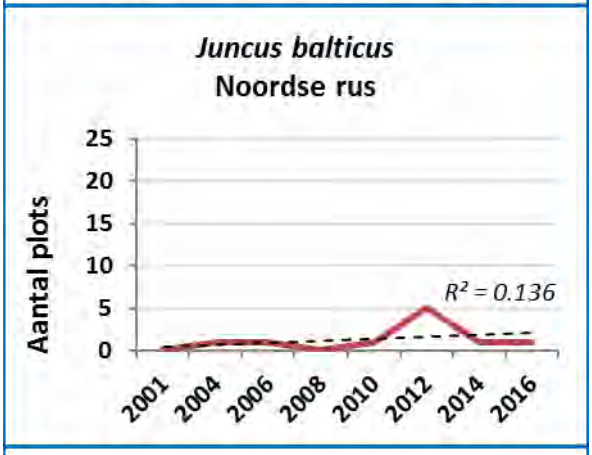
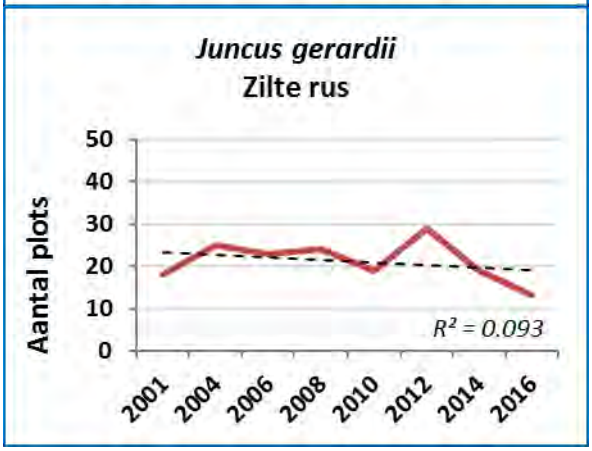
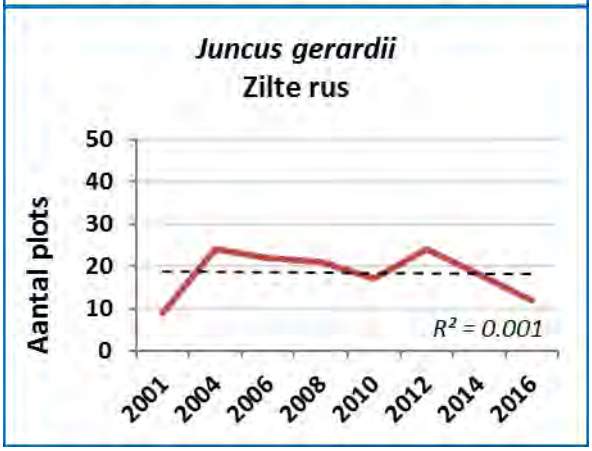


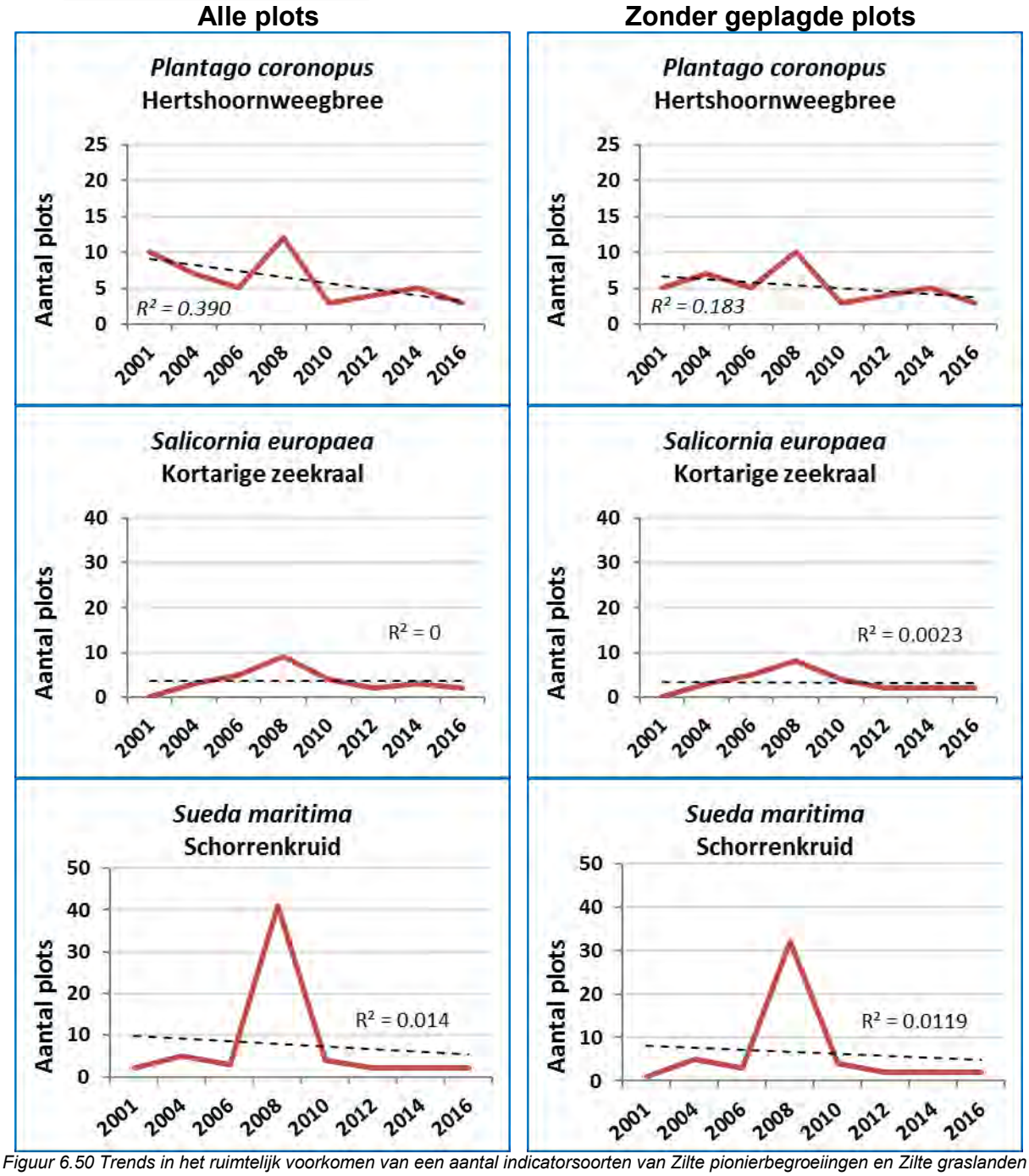
Alle plots	Zonder geplagde plots
	
	
	
	



Figuur 6.49 Trends in het ruimtelijk voorkomen van een aantal indicatorsoorten van Droge duingraslanden (H2130). Links is data gebruikt van alle plots, rechts alleen van plots die niet beïnvloed zijn door het plaggen in 2005 en 2015.



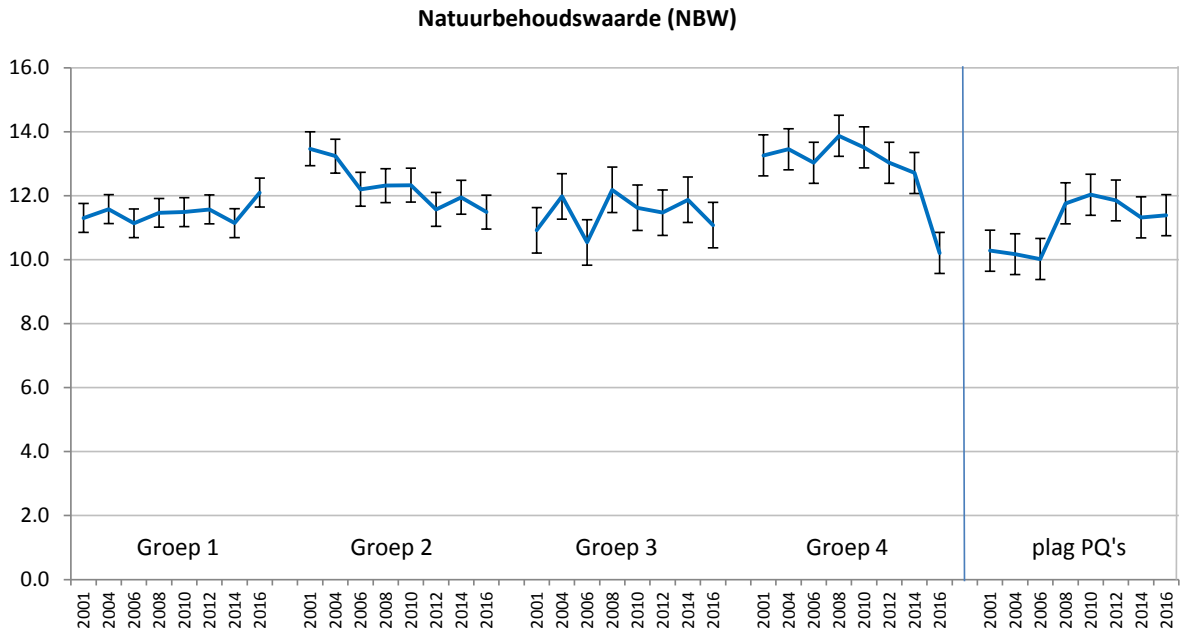
Alle plots	Zonder geplagde plots
	
	
	
	



Figuur 6.50 Trends in het ruimtelijk voorkomen van een aantal indicatorsoorten van Zilte pionierbegroeiingen en Zilte graslanden (H1310, H1330). Links is data gebruikt van alle plots, rechts alleen van plots die niet beïnvloed zijn door het plaggen in 2005 en 2015.

6.7.2.6 Natuurbehoudswaarde

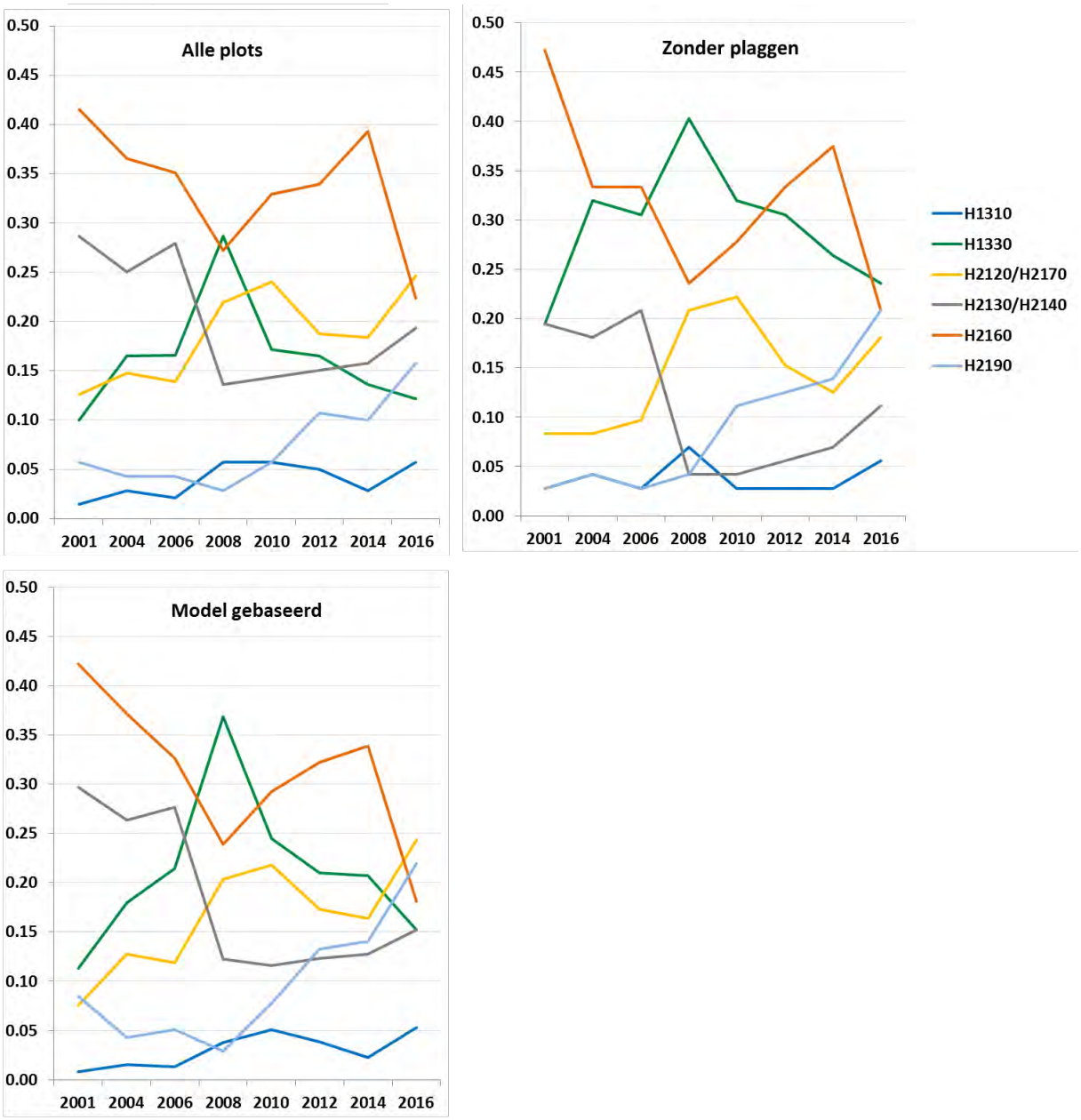
Veranderingen in de natuurbehoudswaarde (NBW) staan weergegeven in figuur 6.51. Trends in de tijd verschilden per groep. In twee groepen nam de NBW-waarde significant af in de tijd (groep 2 en 4). In groep 1 en 3 traden geen significante veranderingen op. De sterke afname in groep 4 werd vooral veroorzaakt door plots waar sterke vergrassing/verruiging met Duinriet (*Calamagrostis epigejos*), Rood zwenkgras (*Festuca rubra*) en/of Zeekweek (*Elytrigia atherica*) is opgetreden. De plots die in 2005 waren geplagd lieten aanvankelijk een toename in NBW zien, welke in de jaren daarna weer enigszins afnam.



Figuur 6.51 Trends in de natuurbehoudswaarde voor de afzonderlijke groepen van proefvlakken. 'Plag PQ's' betreffen PQ 4, 7, 16 en 22. Deze zijn in 2005 geplagd in het kader van een natuurherstelproject. Weergegeven zijn gemiddelden met standaardfout.

6.7.2.7 Trends in arealen habitattypen

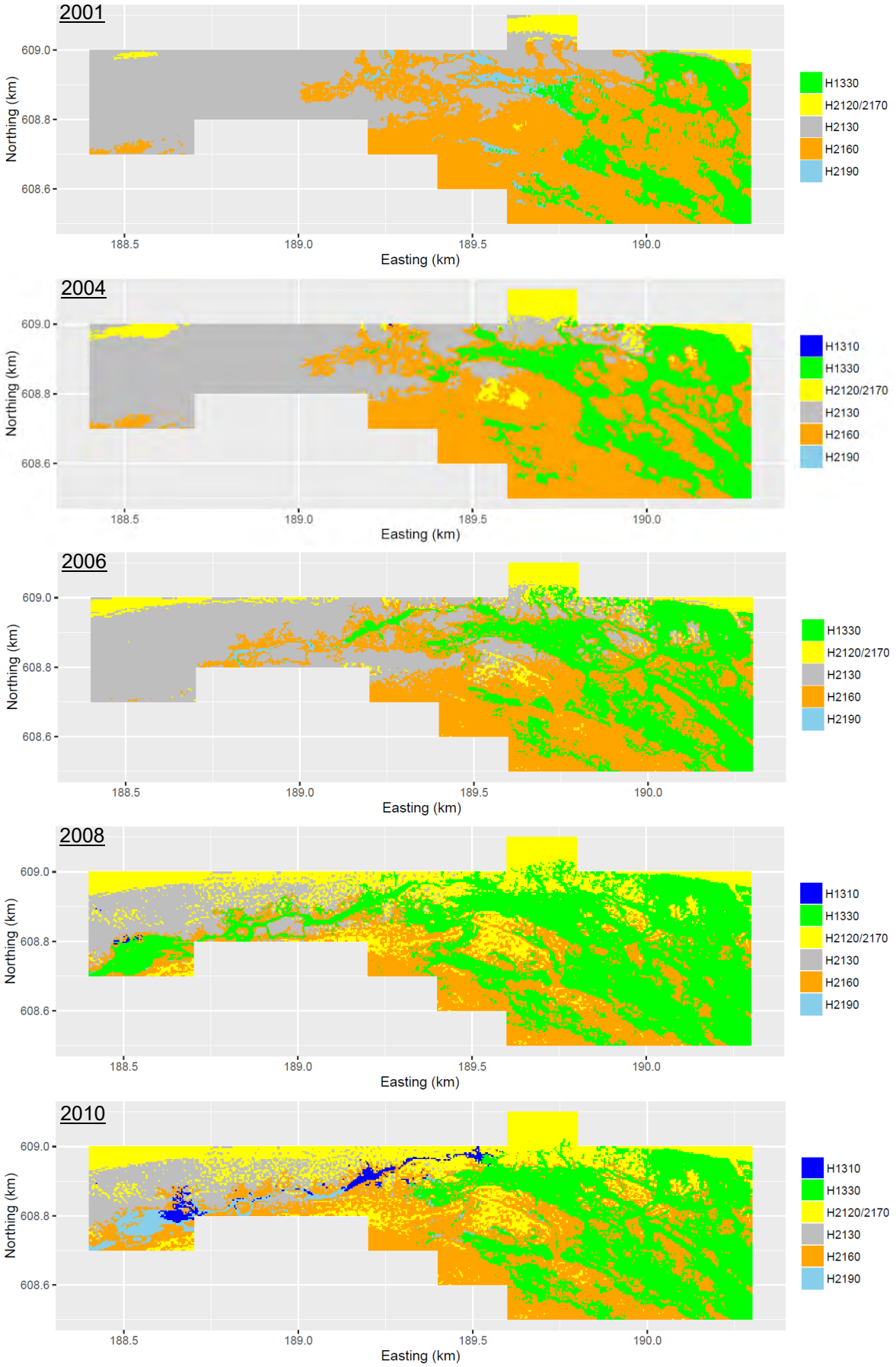
Areaalverschuivingen van de habitattypen in de tijd staan weergeven in figuur 6.52. Daarbij is een analyse gemaakt van zowel alle proefvlakken, als van alleen de plots zonder ingreep in 2005 en 2015 (buiten het plaggebied). De netto afname van Duindoornstruwelen (H2160) sinds 2001 springt in het oog en treedt ook op in de plots zonder beheeringrepen (plaggen). Opvallend is verder de sterke toename van het habitattype Natte duinvalleien (H2190). De zilte kwelderachtige typen (H1310 en H1330) vertoonden na de eenmalige piek in 2008 een geleidelijke afname in voorkomen. Na een afname van het habitattype Grijze duinen (H2130) in 2008, nam het areaal van dit habitattype in de daaropvolgende jaren weer geleidelijk toe. In het onderste diagram van figuur 6.52 staan de trends zoals geschat met het ruimtelijk model dat gebruikt is bij de geostatistische vegetatiekartering. Deze komen goed overeen met de trends zoals geschat op basis van de puntwaarnemingen (alle plots).



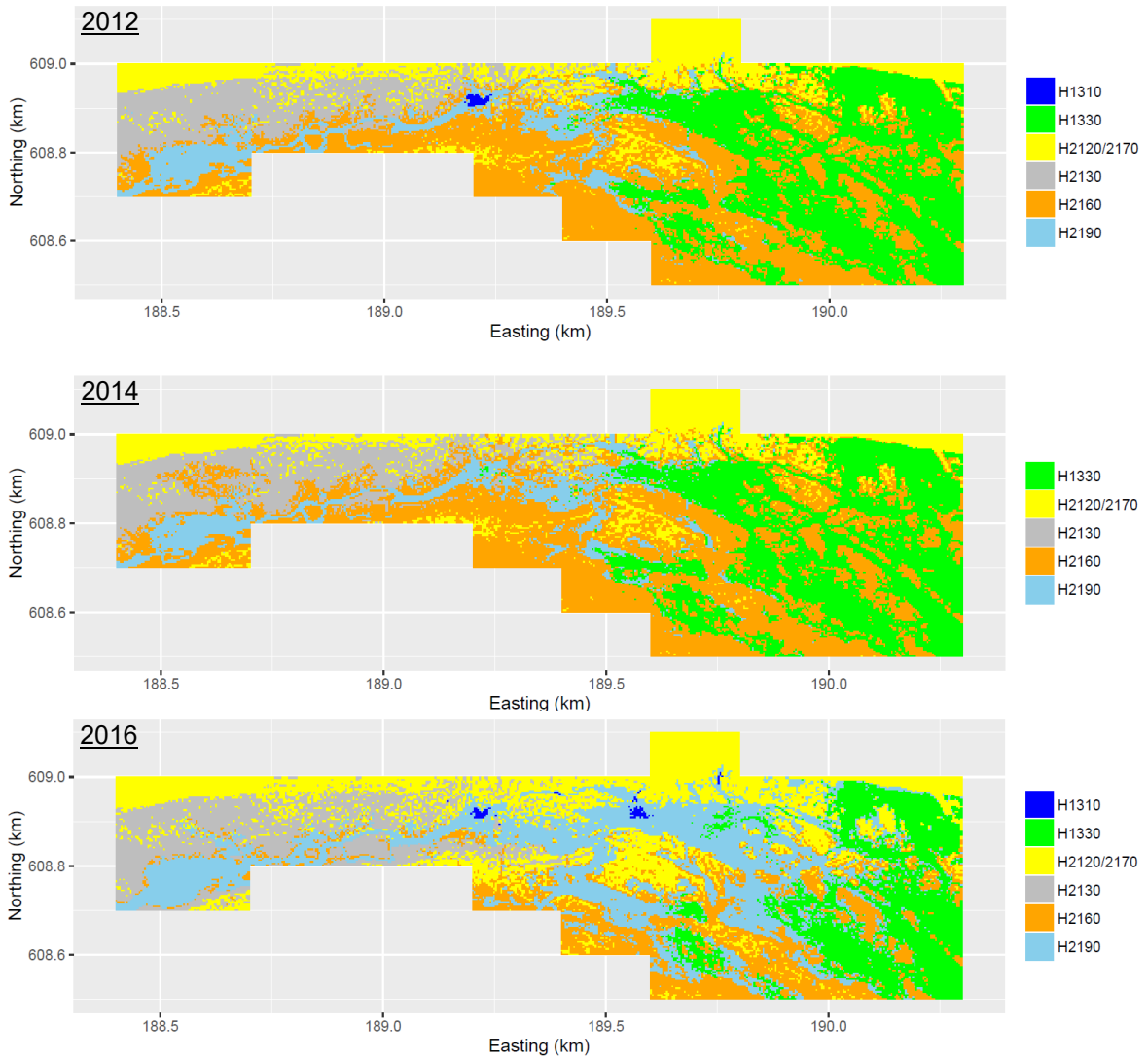
Figuur 6.52 Trends in het areaal van habitattypen in het onderzoeksgebied gebaseerd op de puntwaarnemingen van alle proefvlakken (linksboven) en van alleen de niet-geplagde proefvlakken (rechtsboven), en van de habitattypen gebaseerd op modelschattingen (linksonder).

De kansenkaarten in het ruimtelijk voorkomen van de zes habitattypen per waarnemingsjaar is weergegeven in figuur 6.53. Deze zijn in belangrijke mate gebaseerd op het lokale hoogtemodel (DEM) en de daarmee samenhangende overvloedingskansen. De verschuivingen in het ruimtelijk voorkomen komen sterk overeen met de trends gebaseerd op puntwaarnemingen (bovenste twee diagrammen in figuur 6.52). Meest opvallend zijn:

- geleidelijke uitbreiding van Natte duinvalleien (H2190), eerst aan de westzijde van het onderzoeksgebied, later ook aan de oostkant;
- sterke afname van Duindoornstruweel (H2160) in het hele gebied;
- toename van het type Witte duinen (H2120);
- tijdelijke toename van het type Zilte graslanden (H1330) aan de oostzijde, gevolgd door een geleidelijke afname;
- tijdelijke korte uitbreiding van het type Zilte pionierbegroeiingen (H1310) in 2010, gevolgd door een afname;
- gefragmenteerd raken en afname van het type Grijze duinen (H2130) na 2006 met weer een bescheiden toename gedurende de laatste jaren (2014, 2016).



Figuur 6.53 (Deel 1, zie volgende pagina voor deel 2). Habitattypenkaarten voor het onderzoeksgebied voor (van boven naar beneden) 2001, 2004, 2006, 2008 en 2010.



Figuur 6.53 (Deel 2, zie vorige pagina voor deel 1). Habitattypenkaarten voor het onderzoeksgebied voor (van boven naar beneden) 2012, 2014 en 2016.

Zoals eerder opgemerkt zijn de habitatkaarten kanskaarten. Voor iedere gridcel is steeds het habitattype afgebeeld dat de hoogste kans van voorkomen heeft in die cel. Als in een gridcel meerdere habitattypen kunnen voorkomen met een ongeveer gelijke kans, dan is de onzekerheid groter

6.7.3 Kartering bijzondere plantensoorten natte duinvalleien

6.7.3.1 Groenknolorchis

Inleiding

Naast de bescherming van speciale habitats, zijn er ook habitatsoorten die onder de Natuurbeschermingswet 1998 worden beschermd. Groenknolorchis (*Liparis loeselii*) is een van de zeer weinige Nederlandse plantensoorten die als habitatsoort is aangemerkt (Janssen & Schaminée, 2014) en voorkomt in natte duinvalleien in het bodemdalingsgebied. Daarom is na de audit van de monitoringsrapportage door de Begeleidingscommissie Monitoring Bodemdaling Ameland in 2005 opdracht verleend aan het NCA voor een jaarlijkse monitoring van voorkomen en aantalsontwikkeling van deze strikt beschermde soort.

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. De populatiegrootte is in ons land de afgelopen jaren toegenomen. Aangezien het verspreidingsgebied tegelijkertijd kleiner is geworden, groeien er nu dus meer planten per locatie. Vernatting en gericht beheer heeft aan deze verbetering bijgedragen (Habitatprofiel 2014). Elders in Europa gaan de populaties overwegend achteruit. 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 6.54). In totaal gaat het jaarlijks om enkele honderden exemplaren. Bijna alle exemplaren komen voor in Natura 2000-gebied Duinen Ameland, waarvoor een verbeter- en uitbreidingsdoelstelling (populatie) geldt. Slechts enkele exemplaren groeien in Natura 2000-gebied Noordzeekustzone (waarvoor geen instandhoudingsdoelstelling geldt). De soort duikt ook op op nieuwe locaties, zoals direct ten western 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 het plaggen van de vallei (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 stormvloeden 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 organisch 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.

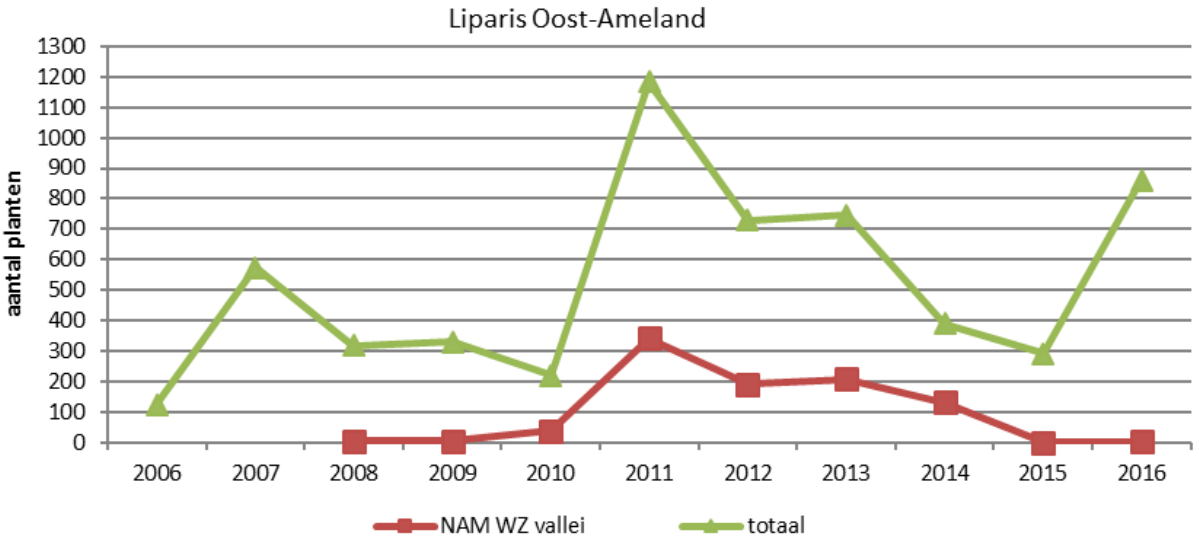
Bedreiging
Voor ons van belang is te constateren dat “veel geschikte groeiplaatsen verdwijnen door voortschrijdende successie”, verbossing, “verdroging en verzuring”. “Uit natte duinvalleien kan de soort op termijn verdwijnen, omdat de soort gebonden is aan jonge kalkrijke stadia” (Rossenaar, 2002; Janssen & 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 pioniervegetaties” (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 (zie bijlage 6A)
Waar Groenknolorchis op West-Ameland na 2006 niet meer heeft kunnen standhouden in de duinvalleien 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 latere 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. Overigens komt de soort sinds 2012 (1 exemplaar) op het Groene strand bij Ballum voor ter hoogte van paal 5,4. Deze jonge populatie is sindsdien gegroeid tot 733 exemplaren (2016).

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 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. De voorkeur voor jonge stadia en de aanwezigheid van optimale omstandigheden deed Groenknolorchis in de loop van dit onderzoek wel naar het westen verschuiven. In 2010 verschenen de eerste exemplaren in het in 2005 geplagde deel ten westen van paal 21,6 en sindsdien nam de soort daar toe en was er een sterke afname op het ongeplagde deel tussen het fietspad (21,6) en de NAM locatie. Opvallend is het verschijnen van een (deel)populatie in een valleitje direct ten westen van de NAM-locatie in 2008 met een climax in 2011 (343 exemplaren) en snelle afname tot 1 exemplaar in 2015 (figuur 6.54).



Figuur 6.54 Aantal planten van Groenknolorchis (Liparis loeselii) op Oost-Ameland als totaal en van valleitje direct ten westen van de NAM AME-1 locatie.

Figuur 6.55 Groenknolorchis in het onderzoeksgebied. Op deze plaats verdwijnt de soort door een overmaat stuifzand (verdroging). Foto: J. Krol (9-8-2013).

6.7.3.2 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 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). Parnassia is op de laatste Rode Lijst voor vaatplanten aangemerkt als kwetsbaar. Het landelijk voorkomen vertoont in 2012 een negatieve trend waarbij haar voorkomen sterk is teruggelopen, berekend over de periode 1950-2011 (Sparrius, 2014).

Voorkomen

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 kortgeleden 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. Maar vooral op de Waddeneilanden is zij plaatselijk nog talrijk aanwezig.

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 Grote brandnetel (*Urtica dioica*) en Duinriet (*Calamagrostis epigejos*; 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 vier groeiseizoenen geheel verdwijnt. Op de beste groeiplaats op de bovenrand van een vallei is haar standplaats overgenomen door duindoornstruweel waar een achteruitgang door voortschrijdende successie aan de orde lijkt te zijn. De meest gunstige standplaatsen voor deze aan meer zoet water gebonden soort lijken zich naar het westen te verschuiven.

Dispersie
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 (zie bijlage 6A)
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 onderzoekgebied van oost naar west, bewerkstelligd door het water als transportmiddel. Daarbij valt niet uit te sluiten dat, mocht 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 verscheen Parnassia in 2009 en nam daar vervolgens toe.

Figuur 6.56 Parnassia in het onderzoeksgebied. Foto: J. Krol (5-9-2008).

6.7.3.3 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 vroege 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. Echter, 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 bedreigd. Het landelijk voorkomen vertoont een negatieve trend waarbij haar voorkomen sterk is teruggelopen (Sparrius, 2014).

Voorkomen
De soort komt zowel in de zuidwestelijke Delta, de Hollandse vastelandsduinen en op de Waddeneilanden voor. Haar grootste voorkomen is toch wel in het Waddengebied (Weeda et al., 2000). Binnen het onderzoekgebied komt zij vooral voor in het oostelijk deel (bijlage 6A). Haar voorkomen is over de onderzoeksjaren 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. Gezien de aantallen is er sprake van een permanente vestiging. Wel is het de vraag of het hier om een potentiële grootschalige Knopbiesvegetatie zal gaan of dat het 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 slechts af en toe in beperkte aantallen voor. Op het Groene strand bij Ballum heeft zij zich (2012) gevestigd.

Habitat
Knopbies vestigt zich in de initiële vegetatieontwikkeling op 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, zoals volledige overstroming 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 H2190, anders dan Rond wintergroen (zie aldaar).

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

Dispersie
De soort vestigt zich vooral op kale bodem en lijkt ook goed te regenereren uit een zaadbank, 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 et al., 2007).

Conclusie
Het veelvuldiger optreden van inundaties zal voor Knopbies 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, Moeraswespenorchis en Groenknolorchis, mits de toestroming van oppervlakkig zoet water is gegarandeerd. Vooralsnog handhaaft Knopbies zich in het oostelijk deel en vestigt zij zich bescheiden in het geplagde westelijke deel.

Figuur 6.57 Knopbies in het onderzoeksgebied. Foto J. Krol (3-9-2008).

6.7.3.4 Moeraswespenorchis

Inleiding

Moeraswespenorchis (*Epipactis helleborine*) komt voor in kalkrijke duinvalleien en in kalkrijke schrale moerassige 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 2012 een negatieve trend waarbij sprake is van een matige afname (Sparrius, 2014).

Voorkomen

De soort heeft een belangrijk voorkomen in de duinen en wel specifiek in 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 Kruipwilg (*Salix repens*) waartussen de orchideeën groeien (figuur 6.58). In 2010 verscheen Moeraswespenorchis in de geplagde vallei en heeft zich daar uitgebreid 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 geïnventariseerde valleien, kan de soort zich vaak nog lang handhaven (Weeda et al., 1985-94). Dit is aan de orde in de noordelijke populatie dicht achter de zeereep (bijlage 6B) waar in 2014 een enorme afname zichtbaar

wordt door overwoekering met Duindoorn (*Hippophae rhamnoides*), al dan niet gestimuleerd door instuivend zand vanuit de zeereep.

In algemene zin is het habitattype van de hier geïnventariseerde duinvalleien volgens de EU Habitatrichtlijn 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 van Rond wintergroen.

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 soort 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 verdroging van de huidige groeiplaatsen door te veel ophoging met instuivend zand echter niet worden uitgesloten. In het noordelijke deel van de populatie die dicht achter de zeereep groeit is dit aan de orde (2016).

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 (bijlage 6B)
De soort heeft een belangrijk voorkomen in de duinen en wel specifiek de duinvalleien. Binnen het onderzoeksgebied zien we een verschuiving in de richting van de geplagde vallei. Daar ontstaat sinds 2010 een nieuwe populatie. De noordelijke populatie dicht achter de zeereep staat sterk onder druk door instuiving en successie van Duindoorn. Al met al zijn de aantallen sinds 2006 (13.000 exemplaren) met een factor 10 afgenomen. Ondanks deze opslag van struweelvormers, is de aanwezigheid van deze soort gegarandeerd, zij het in kleinere aantallen. Alleen ophoging door instuivend zand kan op de lange termijn een bedreiging vormen. In de geplagde vallei heeft Moeraswespenorchis zich in 2010 gevestigd en heeft zich daar uitgebreid. Ook nieuwe duinvalleiachtige vegetaties meer in het oosten van de vallei kunnen na voldoende ontzilting een mogelijke standplaats voor deze orchidee bieden, maar doen dat vooralsnog niet.

Figuur 6.58 Moeraswespenorchis in het onderzoeksgebied. Foto: J. Krol (15-7-2010).

6.7.3.5 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 2012 een negatieve trend waarbij haar voorkomen zeer sterk is teruggelopen (Van der Meijden, 2000) en in 2012 is sprake van een matige afname (Sparrius, 2014).

Rond wintergroen 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. De aanwezigheid van een dikke laag strooisel van Kruipwilg zorgt er voor dat dit vegetatietype rijk is aan bodemschimmels (zowel paddenstoelen als overige schimmels) (Weeda et al., 1985-94; Schaminée et al., 1995).

Voorkomen

Plaatselijk komt de soort vrij algemeen voor 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 Kraaihei (*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 6.59) in het onderzoeksgebied behoren niet tot het habitattype ‘Vochtige duinvalleien’ (H2190), maar tot het bijzondere, meer kleinschalige beschermde habitattype ‘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 Rond wintergroen op gaan leveren. Vooral de opslag van grotere struik- en boomvormers zal op termijn ook de ruimte voor Rond wintergroen beperken (Schaminée et al., 1995).

Van deze soort is bekend dat zij negatief reageert op verruiging en meststoffen. Ook beïnvloeding door zout water heeft negatieve invloed op deze soort (Weeda et al., 1985-94). Maar op standplaatsen waar zij samen met Moeraswespenorchis voorkomt in de geplagde vallei is soms wel 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 dichtbij of in kruipwilstruwelen voorkomt, is het voorkomen van dit struweel medebepalend voor de toekomst van 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 in stand blijven, zal ook Rond wintergroen daar een goede toekomst tegemoet gaan. In 2010 (bijlage 6B) verscheen zij in de geplagde vallei en er lijkt een tijdelijk maximum in de aantallen in 2012 te zijn geweest. Na 2012 namen de aantallen weer af.

Figuur 6.59 Rond wintergroen in het onderzoeksgebied. Foto: J. Krol (21-7-2008).

6.7.3.6 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 bedreigd. Het landelijk voorkomen vertoont in 2000 een negatieve trend waarbij haar voorkomen sterk is teruggelopen (Van der Meijden, 2000) en in 2012 is sprake van een sterke afname (Sparrius, 2014). 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*), Zeekweek (*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. Sinds 2010 handhaaft de soort zich rond 3.300 exemplaren. De groeiplaatsen worden regelmatig overspoeld met zeewater (paragraaf 6.2.5). Op West-Ameland komt zij nog maar beperkt voor in kleine aantallen.

Habitat
Zilt torkruid groeit 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 in het onderzoeksgebied 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 de laatste jaren plaatsvindt (paragraaf 6.2.5) deren de soort hier 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 staat, is de uitbreiding van de soort naar het westen te verwachten (bijlage 6A).

Conclusie (bijlage A)
Ondanks de toegenomen invloed van zout water in de oostelijke delen van het onderzoekgebied is Zilt torkruid lang binnen een beperkt areaal gebleven. Pas in 2016 lijkt een uitbreiding in westelijke richting gaande. 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 zal het areaal zich verder naar het westen verplaatsen.

Figuur 6.60 Zilt torkruid in het onderzoeksgebied. Foto: J. Krol (3-8-2010).

6.7.3.7 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 voor het eerst 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 was 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 6.61). Sinds 2013 is dat het geval met jaarlijks 19 (2015) tot 32 (2016) exemplaren. 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 (bijlage 6A)
Dodemansvingers op Oost-Ameland is een plotselinge aangename en zeer zeldzame verschijning. Alhoewel de soort niet jaarlijks verschijnt en met beperkte aantallen voorkomt, staat zij in andere jaren volop in bloei en vormt mogelijk ook zaad. Zij handhaaft zich al ruim 10 jaar op dezelfde plaats maar of de soort uit gaat breiden of op termijn weer verdwijnt is onvoorspelbaar.

Figuur 6.61 Dodemansvingers in het onderzoeksgebied. Foto: J. Krol (19-6-2005).

6.7.3.8 Vleeskleurige orchis

Inleiding

Vleeskleurige orchis (*Dactylorhiza incarnata*) 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 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). Vleeskleurige orchis is op de laatste Rode Lijst voor vaatplanten aangemerkt als kwetsbaar. Het landelijk voorkomen vertoont in 2012 een negatieve trend waarbij haar voorkomen sterk is teruggelopen (Sparrius, 2014).

Voorkomen

Vleeskleurige orchis wordt het meest aangetroffen in jonge natte duinvalleien die onbereikbaar voor de zee zijn geworden, waarbij de grond behoorlijk ontzilt is en basenrijk grondwater vanuit de duinen toestroomt. Ze komt ook voor op drooggevallen zandplaten in afgedamde zeearmen en op natte delen van opgespoten zandvlakten. Langs brakke kreken en langs de Friese waarden (voormalige Zuiderzee) kunnen ook behoorlijke aantallen planten voorkomen. In laagveengebied staat Vleeskleurige orchis aan de randen van legakkers. In het rivierengebied is Vleeskleurige orchis te vinden in afgravingen op zandige klei in natte omstandigheden. In Pleistocene gebieden is de soort bijna verdwenen uit blauwgraslanden en langs beekdalen waar ze nog marginaal voorkomt (Weeda et al., 1985-94).

Habitat

Vleeskleurige orchis is een plant van vochtige tot natte bodems die basenrijk moeten zijn. Meestal staat zij op iets nattere plaatsen dan Moeraswespenorchis. Dat is ook in de geplagde vallei het geval. Zomerse uitdroging is funest. De soort is kenmerkend voor jonge duinvalleien en komt dan vaak samen voor met Parnassia, Groenknolorchis en Moeraswespenorchis (Weeda et al., 1985-94).

Bedreiging

Vleeskleurige orchis lijkt gevoelig voor voortschrijdende successie en verzuring. De begroeiing moet laag en open blijven. De grond hoeft niet volledig ontzilt te zijn voor vestiging maar de inundaties met zeewater doen de soort geen goed. Voor de afplagging in 2005 was de soort ten oosten van het

Spijkerpad verdwenen, vooral door successie van Riet. Na de afplagging vestigde zij zich in kleine aantallen maar leken de omstandigheden toch suboptimaal. Intussen (2016) keert Riet op dit gedeelte van de vallei vrij massaal terug en lijkt Vleeskleurige orchis een marginaal bestaan tegemoet te gaan.

Dispersie
Vleeskleurige orchis wordt het meest aangetroffen in jonge natte duinvalleien die onbereikbaar voor de zee zijn geworden, waarbij de grond behoorlijk ontzilt is en basenrijk grondwater vanuit de duinen toestroomt. Ze komt ook voor op drooggevallen zandplaten in afgedamde zeearmen en op natte delen van opgespoten zandvlakten. Langs brakke kreken en langs de Friese waarden (voormalige Zuiderzee) kunnen ook behoorlijke aantallen planten voorkomen. In laagveengebied staat Vleeskleurige orchis aan de randen van legakkers. In het rivierengebied is Vleeskleurige orchis te vinden in afgravingen op zandige klei in natte omstandigheden. In Pleistocene gebieden is de soort bijna verdwenen uit blauwgraslanden en langs beekdalen waar ze nog marginaal voorkomt (Weeda et al., 1985-94). Verspreiding van het zeer fijne zaad is geen probleem; via de wind kan het kilometers afleggen. Ook kunnen zaaddozen via instromend zeewater verder het gebied in worden getransporteerd. Kiemplanten zijn voor droogte en zout gevoelig.

Conclusie (zie bijlage 6A)
Het verspreidingsbeeld over de jaren lijkt sinds 2010 oostwaarts op te schuiven. Ook de aantallen nemen sindsdien toe van ongeveer 40 naar 80-100 stuks. Maar het voorkomen is zeer verspreid en de planten worden gevonden op nog open plaatsen in de begroeiing. Door de toch vrij regelmatige inundatie met zeewater lijkt een uitbreiding ook in de toekomst te worden voorkomen.

Figuur 6.5.31 Vleeskleurige orchis in het onderzoeksgebied. Foto: J. Krol (15-6-2017).

6.7.3.9 Discussie soortkartering

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 onderzoekgebied (De Jong et al., 2014), maar blijken ook de drivers achter de verspreiding van de gekarteerde plantensoorten. De voor de betreffende soort vereiste milieufactoren ter plekke bepalen vervolgens of deze zich kan vestigen.

Alle acht gekarteerde soorten staan op de meest recente Rode Lijst voor vaatplanten (Sparrius, 2014). Daaruit blijkt dat bijzondere omstandigheden voorkomen in het gebied. De acht 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 nergens meer in grote aantallen voorkomt, ook 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 het korte tijdsbestek 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 als gevolg van bodemdaling (paragraaf 6.2.5). 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. En het verschijnen van een nieuwe populatie (sinds 2012) op het Groene strand bij Ballum ook. De soorten Knopbies en Zilt torkruid blijven op een stabiel niveau of nemen zelfs licht toe. Moeraswespenorchis en Rond wintergroen nemen sterk af op hun beste groeiplaats vlak achter de zeereep door successie van Duindoorn en instuiving van strandzand met verdroging als gevolg. Beide soorten nemen toe in het geplagde deel van het onderzoeksgebied en kunnen daar de komende jaren nog profiteren van de betere omstandigheden. 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 12 jaar op dezelfde plaats maar het voorkomen in de toekomst is niet vanzelfsprekend, gezien het tot nu onstandvastige karakter van haar voorkomen, alhoewel de laatste jaren steeds weer uitbundig bloeiende planten worden aangetroffen.

De gekarteerde soorten zijn redelijk dynamisch en in merendeel afhankelijk van de aanwezigheid van nieuwe kiemplaatsen. Deze zijn door de combinatie van afplaggen en vernatting (mede door bodemdaling) toegenomen in een deel van het onderzoeksgebied. Bij verdere vernatting zal het handhaven van deze soorten afhangen van de beschikbaarheid van open grond op de juiste hoogte in duinvalleien, waar momenteel vaak Duindoorn domineert. Duindoorn, en ook Kruipwilg, laten in delen van de geplagde vallei een sterke successie zien en bedreigen daar de groei van de zeldzame pioniersoorten. In andere delen valt dat nog erg mee en wat dat betreft kan gesteld worden dat de afplagging ook na 12 groeiseizoenen nog aan de gestelde doelen voldoet.

6.7.3.10 Conclusies soortkartering

- 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.
- 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, Vleeskleurige orchis 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 3.000 exemplaren verreweg 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.

6.8 Conclusies en discussie

6.8.1 Meetreeks Duinen

Gradiëntanalyses van de vegetatieopnamen van zowel het begin in 1986 als het einde van de meetreeks in 2013 maken duidelijk dat bodemvocht en de hoogteligging de belangrijkste milieufactoren zijn die de ruimtelijke verschillen in de soortensamenstelling van de proefvlakken verklaarden. In 2013 is zoet–zout de andere belangrijke as waarlangs de opnamen konden worden geordend. Alle factoren samen verklaarden ruim 20% van de variatie in soortensamenstelling tussen de proefvlakken. Dat bodemvocht de belangrijkste milieufactor is maakt het aannemelijk dat bodemdaling vooral op de lagere delen invloed zal hebben op het ruimtelijk voorkomen van vegetatie- en habitattypen. Die hypothese is getoetst aan de hand van tijdreeksen van soorten en hun indicatiewaarden.

In een deel van de proefvlakken trad vernatting op, met name langs het meest oostelijk gelegen raai VII waar ook de sterkste bodemdaling optrad (groep 6). Deze vernatting, afgemeten aan de indicatiewaarden van soorten in de vegetatie en de gemiddelde minimum zomergrondwaterstanden, trad niet op bij groepen aan de rand van de bodemdalingsschotel aan de westkant. Neerslaggegevens van een aantal weerstations in de regio (De Kooy op Texel, Hoorn op Terschelling en Lauwersoog) maken duidelijk dat er geen langjarige trend is in de (netto) neerslag. De zeespiegelstijging van 4,7 cm over de meetperiode 1986-2015 verklaart slechts een deel van de vernatting. Verder zijn er geen aanwijzingen dat de zandsuppleties ter hoogte van het onderzoeksgebied hebben geleid tot vernatting van achterliggende duinvalleien. Een en ander maakt duidelijk dat vooral bodemdaling heeft geresulteerd in vernatting van de laagst gelegen valleien. Dit heeft er mede toe geleid dat de valleien aan de oostzijde in de loop van de tijd aanzienlijk langer geïnundeerd zijn gedurende het winterhalfjaar (paragraaf 6.2.5).

De afgelopen jaren trad als gevolg van stormvloeden periodiek verzilting gevolgd door ontzilting op. De 27-jarige monitoringsreeks laat zien dat het vooral dit soort gebeurtenissen zijn die een grote impact hebben op de vegetatiedynamiek. De tijdelijke verzilting in 1992 van de laagste delen van de duinvallei aan de westkant van het fietspad was het gevolg van een tijdelijke overvloeding met zeewater als gevolg van een uitzonderlijk hoge waterstand. De sterke verzilting in 2008 was het gevolg van een stormvloed in het voorjaar van 2007 met instroom van veel zout water in de duinvalleien, gevolgd door een lange periode zonder neerslag. Hierdoor trad een sterke verzilting op van de bovenste bodemlaag met het afsterven van de vegetatie als resultaat, gevolgd door de vestiging van met name kweldersoorten (paragraaf 6.2). In de daaropvolgende jaren vond weer geleidelijk ontzilting plaats. Bodemdaling heeft afgelopen jaren nauwelijks geleid tot een toename van de overstromingsfrequentie, wel tot een langere overstromingsduur van de laagstgelegen duinvalleien (paragraaf 6.2.5). Mocht een terugkeer naar meer hoge waterstanden in de winter weer plaatsvinden, dan zullen zilte begroeiingstypen (H1310 en H1330) zich beter kunnen handhaven dan wel uitbreiden dan andere begroeiingstypen als Grijze duinen (H2130) en Duindoornstruwelen (H2160).

De gemiddelde soortendiversiteit in de proefvlakken nam gedurende de waarnemingsperiode met ca. 20% af ($p < 0{,}001$), maar binnen de afzonderlijke groepen was deze afname nergens significant. Ook de natuurbehoudswaarde van de begroeiingen binnen de plots nam in de tijd af. Deze afname was significant binnen vrijwel alle groepen.

Tussen 1986 en 2013 traden een aantal trendmatige ontwikkelingen op. Naast vernatting in de laagst gelegen duinvalleien, was vooral sprake van verruiging van de vegetatie, met name op plekken zonder bodemdaling. De verruiging, samengaand met de afname in voorkomen van diverse specifieke duingraslandsoorten, werd vrijwel zeker veroorzaakt door een aanvoer van stikstof via de lucht, mogelijk versterkt door een afnemende invloed van konijnen op de vegetatie. Op andere Waddeneilanden (Everts et al., 2013), maar ook in de vastelandsduinen is deze ontwikkeling al een tijd gaande (Kooijman et al., 2009; Remke, 2010). De depositie op Ameland-Oost bedraagt 1.089 mol/ha/jaar en specifiek op het habitattype Grijze duinen 1.113 mol/ha/jaar (meetjaar 2015; PAS-Gebiedsrapportage 2016). De verwachting is dat dit de komende jaren slechts langzaam afneemt maar nog vele jaren ruim boven de kritische depositiewaarde van het type Grijze duinen, kalkarm (714 mol/ha/jaar) zal blijven. Verruiging van de droge duingraslandbegroeiingen zal daardoor zonder verdere beheeringrepen voortschrijden.

6.8.2 Meetreeks Duinvalleien

Sinds de start van de meetreeks in 2001 zijn er aanzienlijke veranderingen opgetreden in het ruimtelijk voorkomen van habitattypen. Het globale beeld is er een van aanzienlijke dynamiek. De overwegende trend is vooral vernatting resulterend in een geleidelijke uitbreiding van het habitattype Natte duinvalleien. Tijdreeksanalyses van peilbuizen in het gebied (paragraaf 6.5.1) hebben duidelijk gemaakt dat dit niet het gevolg is van trendmatige toename in de netto neerslag. Deze fluctueerde sterk van jaar tot jaar, maar er was geen sprake van een trendmatige verandering over de meetperiode. Gedurende de monitoringsperiode (2001-2016) bedroeg de verhoging van de grondwaterstand op sommige plekken ruim 20 cm. Vooral op de lagere gelegen plekken heeft dit tot vernatting geleid. Zoals eerder opgemerkt voor de meetreeks 'Duinen' is de vernatting voor een beperkt deel toe te schrijven aan zeespiegelstijging (2,9 cm voor de periode 2001-2016 op basis van een gemiddelde stijging van 1,9 mm per jaar). Het overgrote deel moet derhalve worden toegeschreven aan bodemdaling. Daarmee samenhangend is vooral de overstromingsduur met zeewater uit de Waddenzee in de laag gelegen valleien over de jaren toegenomen (paragraaf 6.2.5). Ook speelt een rol dat in 2005 door It Fryske Gea herstelmaatregelen zijn uitgevoerd aan de westkant van het onderzoeksgebied, waarbij een deel van duinvallei is geplagd, waardoor het maaiveld is verlaagd (met soms meer dan 40 cm). Toen is ook een tweetal drempels in de vallei verwijderd, waardoor instromend zeewater vrije toegang kreeg tot een groter deel van de vallei. Aangezien bij het plaggen vooral verruigde en verstruweelde duinvallei- en duingraslandbegroeiingen zijn geplagd is in ieder geval een deel van de afname van het habitattype 'Grijze duinen' in 2006 hiermee te verklaren. Dit blijkt duidelijk uit een vergelijking van de areaaltrends zonder en met geplagde plots (figuur 6.52). Bodemvocht en daarmee ook hoogte van het maaiveld bleken de belangrijkste factoren die het verschil in vegetatiesamenstelling tussen de proefvlakken verklaarden. Daarmee heeft bodemdaling effect op het ruimtelijk voorkomen van habitattypen.

De hoge vloeden van 2006 en 2007 en de daaropvolgende lange droge periode in 2007 heeft geresulteerd in een sterke uitbreiding van zilte begroeiingen in 2008 (met name van H1330), in de westelijk gelegen duinvallei (aan de westkant van het fietspad), maar vooral aan de oostkant. Het slechten van een tweetal drempels in 2005 heeft bijgedragen aan de toestroom van zout water bij deze hoge vloeden aan de westkant van het onderzoeksgebied. Vanaf dat moment raakte dit deel van de vallei gemiddeld eenmaal per jaar geïnundeerd met zeewater (paragraaf 6.2.5). Hoge vloeden hebben ook aan de oostzijde van het gebied geresulteerd in een tijdelijke uitbreiding van zilte begroeiingen. In de jaren daarna nam deze verzilting weer geleidelijk af door uitspoeling met regenwater. Deze tijdelijke verzilting heeft op veel plekken geleid tot een afname van het type Grijze duinen (H2130) en van Duindoornstruwelen (H2160). Deze ontwikkelingen onderstrepen het belang van 'events' (stochastisch optredende extreme weersinvloeden) voor de dynamiek van duinvalleivegetaties. De sterke afname van Duindoornstruwelen na 2014 lijkt een gevolg van de afname in vestiging van nieuwe individuen, een proces dat al sinds 2004 gaande lijkt.

De serie habitat(kans)kaarten over de periode 2001-2016 illustreren op gedetailleerde wijze de dynamiek in duinvalleivegetaties. Ze moeten echter vooral vergelijkenderwijs worden geïnterpreteerd en maken trends in ruimte én tijd zichtbaar. De kaarten zijn berekend op basis van puntwaarnemingen in het voorkomen van habitattypen, waarbij interpolatiefouten mogelijk zijn. De hulpvariabelen die zijn gebruikt zijn grotendeels gebaseerd op de digitale hoogtemodellen van het onderzoeksgebied (DEM). Deze zijn grotendeels gebaseerd op een digitaal hoogtebestand (AHN), aangevuld en gekalibreerd met de jaarlijkse hoogtemetingen van de 140 proefvlakken. Onzekerheden spelen echter altijd een rol. Het is zinvol te onderzoeken in hoeverre het hoogtemodel de komende jaren kan worden verbeterd door het aantal exacte hoogtemetingen sterk uit te breiden. Overwogen kan worden om daarbij eenmalig met een drone te vliegen. Dit zal de nauwkeurigheid van de habitatkaarten verder kunnen verbeteren. Ook de hulpvariabele 'flood' (overstromingskans) is gebleken belangrijk te zijn voor de kansschattingen in het voorkomen van habitattypen. De door het NCA in het veld bepaalde overstromingsdagen (inundatiefrequentie en -duur met zeewater) zijn daarbij van belang.

Bij aanvang van de meetreeks in 2001 zijn bij de opnamepunten bodemmonsters genomen. Dit is in 2004 nogmaals herhaald. Deze monsters zijn geanalyseerd op kalkgehalte (koolzure kalk), lutumgehalte en chloridegehalte. Vooralsnog heeft geen herhaling plaatsgevonden van deze bodemchemische bepalingen. Het verdient aanbeveling deze bepalingen nog eens te herhalen, waarbij ook het organisch stofgehalte (op volumebasis), stikstofgehalte en beschikbaar fosfaat zou moeten worden meegenomen in de analyses, aangezien dit belangrijke bodemchemische factoren zijn die de vegetatieontwikkelingen mede kunnen verklaren.

6.8.3 Bijzondere plantensoorten natte duinvalleien

Groenknolorchis handhaaft zich op een stabiel niveau met jaarlijks enkele honderden exemplaren maar neemt af in het gebied oost van paal 21,6 en neemt toe in de geplagde vallei ten westen van paal 21,6. Zilt torkruid handhaaft zich in hetzelfde gebied in behoorlijke aantallen die nergens anders op Ameland gevonden worden en heeft zich in 2016 westwaarts uitgebreid. Parnassia verdwijnt in het oostelijke deel van het gebied en verschijnt in het westelijke deel in de afgeplagde vallei. Moeraswespenorchis en Rond wintergroen gaan sterk achteruit op hun beste groeiplaats door instuiving van strandzand maar vinden tegelijkertijd een nieuwe groeiplaats in het afgeplagde westelijke deel van het gebied. Vleeskleurige orchis verschijnt na het plaggen voor het eerst weer in 2010 met een beperkt aantal in het westelijke deel van de vallei. Knopbies breidt iets uit naar het westen in de afgeplagde vallei. Het zeer zeldzame Dodemansvingers handhaaft zich op dezelfde plaats en laat de laatste jaren goed bloeiende planten zien. De verspreiding van bijzondere plantensoorten is, ecologisch gezien, gedurende een vrij korte periode (10 jaar) gemonitord. In deze vrij korte periode blijken de soorten zich toch duidelijk te ontwikkelen in hun verspreiding. Deze soorten zijn op West-Ameland bijna of helemaal verdwenen, waarschijnlijk door vegetatiesuccessie, bodemvorming en verzuring vanwege gebrek aan dynamische omstandigheden. De natte omstandigheden, regelmatige inundaties met zeewater maar ook instuiving van vers zand zorgen er op Oost-Ameland voor dat de habitateisen van de gekarteerde zeldzame soorten behouden blijven. In dit licht bezien draagt bodemdaling waarschijnlijk in positieve zin bij aan het voorkomen van de gekarteerde acht plantensoorten.

6.9 Literatuur

Adema, E. B. (2002). Alternative stable states in dune slack succession. PhD thesis, Rijksuniversiteit Groningen.

Adema, E.B., J.H.A. van de Koppel, H. Meijer & A.P. Grootjans (2005). Enhanced nitrogen loss may explain alternative stable states in dune slack succession. Oikos 109: 374-386.

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.

Bal, D. (2001). Handboek natuurdoeltypen. Wageningen, Expertisecentrum LNV.

Berendse, F., E.J. Lammerts & H. Olff (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.

Bouman, F., D. Boesewinkel, R. Bregman, N. Devente & G. Oostermeijer (2000). Verspreiding van zaden. KNNV Uitgeverij, Utrecht. 240 p.

Brus, D.J., P.A. Slim, A.H. Heidema & H.F. van Dobben (2014). Trend monitoring of the areal extent of habitats in a subsiding coastal area by spatial probability sampling. Ecological Indicators 45: 313-319.

Brus, D.J., P.A. Slim, G. Gort, A.H. Heidema & H. van Dobben (2016). Monitoring habitat types by the mixed multinomial logit model using panel data. Ecological Indicators 67: 108-116.

Clarke, D. & S. Sanitwong Na Ayuthaya (2010). Predicted effects of climate change, vegetation and tree cover on dune slack habitats at Ainsdale on the Sefton Coast, UK. Journal of Coastal Conservation 14: 115-126.

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.

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: 681-707.

Davy, A.J., A.P. Grootjans, K. Hiscock & J. Petersen (2006). Eco-hydrological guidelines for dune habitats in England. Report English Nature. 66 p.

De Jong, B, P.A. Slim, M. Riksen & J. Krol (2011). Ontwikkeling van de zeereep onder dynamisch kustbeheer op Oost-Ameland. Onderzoek naar de bijdrage van kustbeheer op de kustveiligheid. Alterra rapport 2152. Wageningen. 78 p.

De Jong, B., J.G.S. Keijsers, M.J.P.M. Riksen, J. Krol & P.A. Slim (2014). Soft engineering vs. a dynamic approach in coastal dune management: a case study on the North Sea barrier island of Ameland, The Netherlands Journal of Coastal Research 30: 670–684.

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

De Vlas, J. (2011). Monitoring effecten van bodemdaling op Ameland-Oost; Evaluatie na 23 jaar gaswinning. Begeleidingscommissie Monitoring Bodemdaling Ameland. Assen, 2011.

Dirkse, G.M. (1998). The validity of general purpose flora-based classification of vegetation. IBN Scientific Contributions 14. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, IBN-DLO, Wageningen.

EC (2007). Interpretation Manual of European Union Habitats. European Commission, DG Environment, Nature & Biodiversity, Brussels.

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

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

Everts, F.H., N.P.J. de Vries, M.J. Tolman, M. Jongman, D.P. Pranger, E.J. Lammerts, A.P. Grootjans & A.M. Kooijman (2013). Vegetatietrends van N-depositie gevoelige duinhabitats op de Waddeneilanden. Analyse door EGG-Consult onder begeleiding van het OBN-deskundigenteam Duin- en Kustlandschap. Rapport nr. 2013/OBN180-DK, Den Haag.

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.PA.G. Schouwenberg (2000). Monitoring effecten van bodemdaling op Ameland-Oost; evaluatie na 13 jaar gaswinning. Begeleidingscommissie Monitoring Bodemdaling Ameland, Assen. 217 p. + 7 bijlagen.

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

Grootjans, A. P., E.J. Lammerts & F. van Beusekom (1995). Kalkrijke duinvalleien op de Waddeneilanden: Ecologie en regeneratiemogelijkheden. Stichting Uitgeverij van de Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht.

Grootjans, A.P., E.B. Adema, R.M. Bekker & E.J. Lammerts (2004): Why coastal dune slacks sustain a high biodiversity. In. Martinez, M.L. and N.P. Psuty (2004): Coastal Dunes; Ecology and Conservation. Ecological Studies 117: pp. 85-101, Springer Verlag.

Grootjans, A.P., E. Adema, C. Aggenbach & A. Jansen (2007). Restauratie van duinvalleien. De Levende Natuur 108(3): 77-82.

Hennekens, S.M. & J.H.J. Schaminée (2001). TURBOVEG, a comprehensive database management system for vegetation data. Journal of Vegetation Science 12: 589-591.

Hertog, A.J. & M. Rijken (1996). Geautomatiseerde bepaling van natuurbehoudswaarde in vegetatieopnamen. 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. 90 p.

Huggett, R. J. (1998). Soil chronosequences, soil development, and soil evolution: A critical review. Catena 32: 155-172.

Janssen, J.A.M. & J.H.J. Schaminée (2004). Europese Natuur in Nederland; Soorten van de Habitatrichtlijn. KNNV Uitgeverij, Utrecht.

Jones, M. L. M., A. Sowerby, D.L. Williams & R.E. Jones (2008). Factors controlling soil development in sand dunes: Evidence from a coastal dune soil chronosequence. Plant and Soil 307: 219-234.

Jongman, R.H.G., C.J.F. ter Braak & O.F.R. van Tongeren (1995). Data analysis in community and landscape ecology. Cambridge University Press.

Kindlmann, P. & Z. Balounová (2001). Irregular flowering patterns in terrestrial orchids: theories vs empirical data. Web Ecology 2: 75-82.

Kooijman, A. M., H. Noordijk, A. van Hinsberg & C. Cusell (2009). Stikstofdepositie in de duinen - een analyse van N-depositie, kritische niveaus, erfenissen uit het verleden en stikstofefficiëntie in verschillende duinzones. Universiteit van Amsterdam & Planbureau voor de Leefomgeving. 56 p.

Kreutz, C.A.J. & H. Dekker (2000). De orchideeën van Nederland; ecologie – verspreiding – bedreiging – beheer. Seckel & Kreutz, Raalte & Landgraaf.

Krol, J. (2011). Monitoring van inundatie in duinvalleien op Oost-Ameland 2001-2011. In: Begeleidingscommissie Monitoring Bodemdaling Ameland. Monitoring effecten van bodemdaling op Ameland-Oost. Deel 2: 169-207.

Lam, N. 't, (2006). Klimaatverandering en biodiversiteitspatronen in Nederlandse duinecosystemen. Wetenschapswinkel biologie, Universiteit Utrecht.

Lammerts, E.J. & A.P. Grootjans (1998). Key environmental variables determining the occurrence and live span of basiphilous dune slack vegetation. Acta Botanica Neerlandica 47: 369-392.

Odé, B. & A. Bolier (2003). Groenknolorchis op de kaart. Gorteria 29 (1/2): 33-37.

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.

Remke, E.S. (2010). Impact of atmospheric nitrogen deposition on lichen-rich, coastal dune grasslands. Thesis Radboud University Nijmegen. 165 p.

Riksen, M.J.P.M., D. Goossens, H.P.J. Huiskes, J. Krol & P.A. Slim (2016). Constructing nodges in foredunes: Effect on sediment dynamics in the dune hinterland. Geomorphology 253: 340-352.

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). De Vegetatie van Nederland. Deel 4: Plantengemeenschappen van de kust en van binnenlandse pioniermilieus. Opulus Press. 346 p.

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

Shahrudin, R.B. (2014). Do we really need management to preserve pioneer stages in wet dune slacks? Proefschrift Rijksuniversiteit Groningen. 104 p.

Sival, F.P. (1997). Dune soil acidification threatening rare plant species. Proefschrift Rijksuniversiteit Groningen. 150 p.

Slim, P.A. (1997). Vooronderzoek duindoornsterfte duingebied Oost-Ameland. Rapport 307. DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen. 61 p.

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].

Smolders, A.J.P., L.P.M. Lamers, E.C.H.E.T. Lucassen, G. van der Velde & J.G.M. Roelofs (2006). Internal eutrophication: 'How it works and what to do about it', a review. Chemistry and Ecology 22: 93-111.

Sparrius, L.B., Odé, B. & Beringen, R. (2014). Basisrapport Rode Lijst Vaatplanten 2012 volgens Nederlandse en IUCN-criteria. FLORON Rapport 57. FLORON, Nijmegen.

Stevens, P. R. & T.W. Walker (1970). Chronosequence concept and soil formation. Quarterly Review of Biology 45: 333-350.

TAW (2002). Leidraad Zandige Kust. Technische Adviescommissie voor de Waterkeringen.

Ter Braak, C.J.F. & P. Šmilauer (2002). CANOCO reference manual and CANODRAW for Windows users' guide: software for canonical community ordination. Microcomputer Power, Ithaca. 500 p.

Van den Dool, R. (2016). MSc Thesis, Wageningen University. Population dynamics of the shrub Sea-buckthorn on eastern Ameland, the Netherlands, as indicator of the impact of gas extraction and future climate change. Wageningen.

Van der Meijden, R. (2000). Bedreigde en kwetsbare vaatplanten in Nederland: basisrapport met voorstel voor de Rode Lijst. Leiden [etc.], Nationaal Herbarium Nederland [etc.].

Van Dobben, H. & P. Slim (2005). Evaluation of changes in permanent plots in the dunes and upper salt marsh at Ameland East; Ecological effects of gas extraction: pp 1-36. In: Monitoring effecten van

bodemdaling op Ameland-Oost; evaluatie na 18 jaar gaswinning. Begeleidingscommissie Monitoring Bodemdaling Ameland, Assen.

Van Dobben, H.F. & P.A. Slim (2012). Past and future plant diversity of a coastal wetland driven by soil subsidence and climate change. Climatic Change 110: 597-618.

Van Dobben, H., R. Bobbink, D. Bal & A. van Hinsberg (2014). Overview of critical loads for nitrogen deposition of Natura 2000 habitat types occurring in The Netherlands. Alterra report 2488, Alterra, Wageningen UR, The Netherlands.

Van Dobben, H.F., M. Posch, G.W.W. Wamelink, J-P. Hettelingh & W. de Vries (2015). Plant species diversity indicators for use in the computation of critical loads and dynamic risk assessments. In W. de Vries, J-P. Hettelingh & M. Posch (eds) Critical Loads and Dynamic Risk Assessments: Nitrogen, Acidity and Metals in Terrestrial and Aquatic Ecosystems. Springer, Dordrecht, Netherlands: 59-81.

Van Steijn, T., W.J. Zaadnoordijk & M. de Haan (2012). T1 rapportage. Hydrologische situatie Ameland 1 jaar na zandsuppletie werkzaamheden 2010/2011. Rapport Rijkswaterstaat, Waterdienst. 34 p.

Van Tongeren, O., N. Gremmen & S.M. Hennekens (2008). Assignment of relevés to pre-defined classes by supervised clustering of plant communities using a new composite index. Journal of Vegetation Science 19: 525-536.

Visser, H., S. Dangendorf & A.C. Petersen (2015). A review of trend models applied to sea level data with reference to the "acceleration-deceleration debate". Journal of Geophysical Research: Oceans 120, 3873-3895.

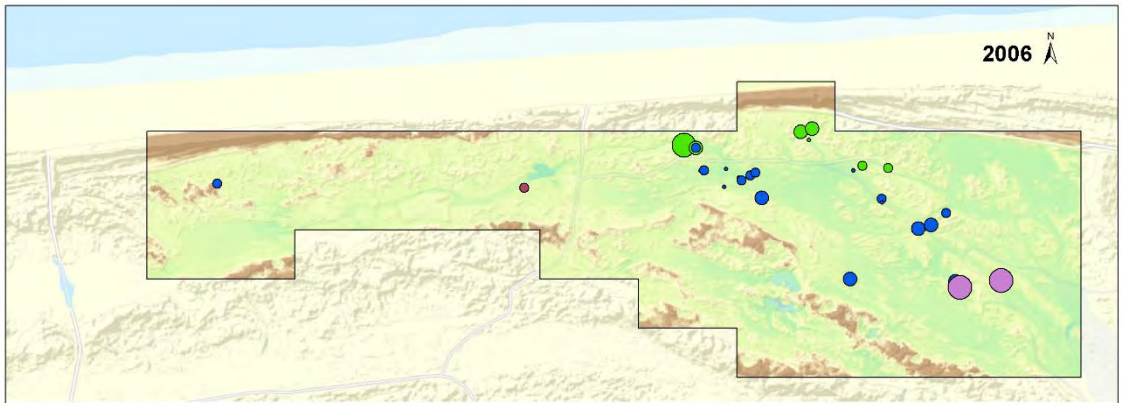
Walker, L. R. & R. del Moral (2003). Primary succession and ecosystem rehabilitation. Cambridge: University Press.

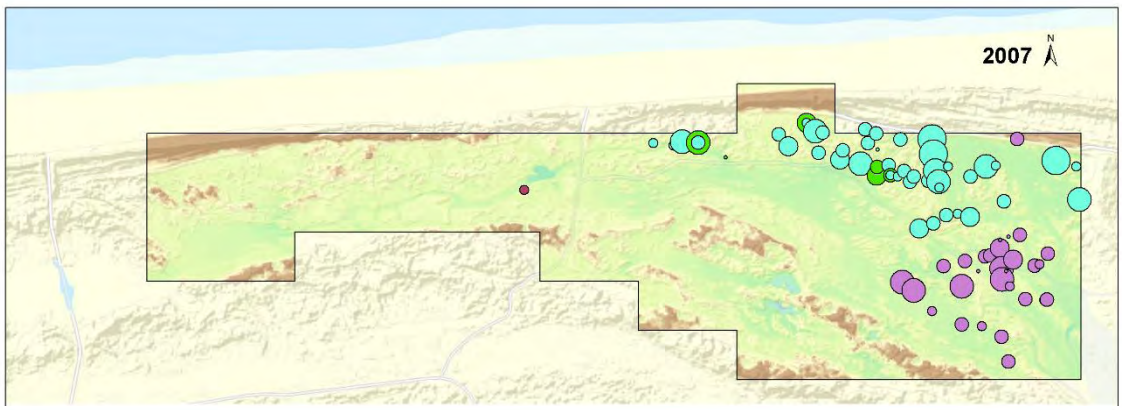
Weeda, E.J., R. Westra, C. Westra & T. Westra (1985-1994). De Nederlandse Oecologische Flora, Vol. 1 - 5. KNNV Uitgeverij, Utrecht.

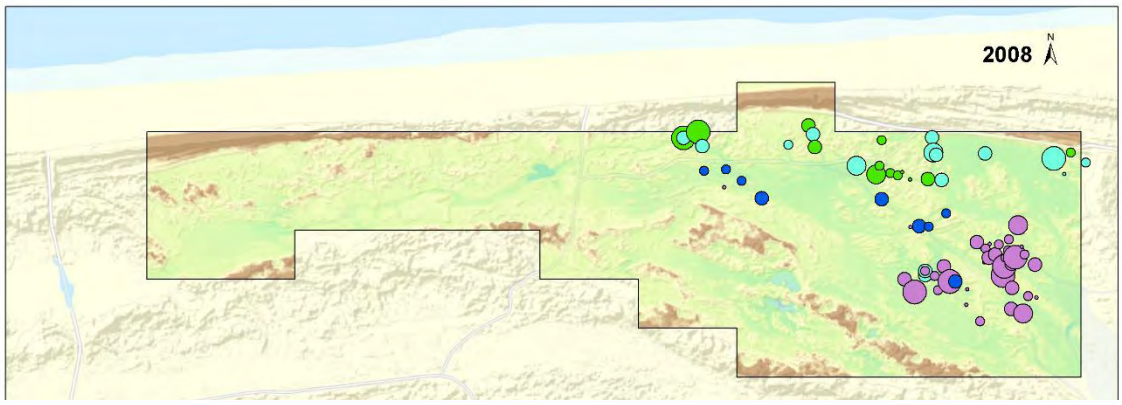
Wiertz, J. (1992). De grondwaterkwaliteit in enkele duinvalleien op Oost-Ameland in 1990-1991. IBN-DLO, Wageningen.

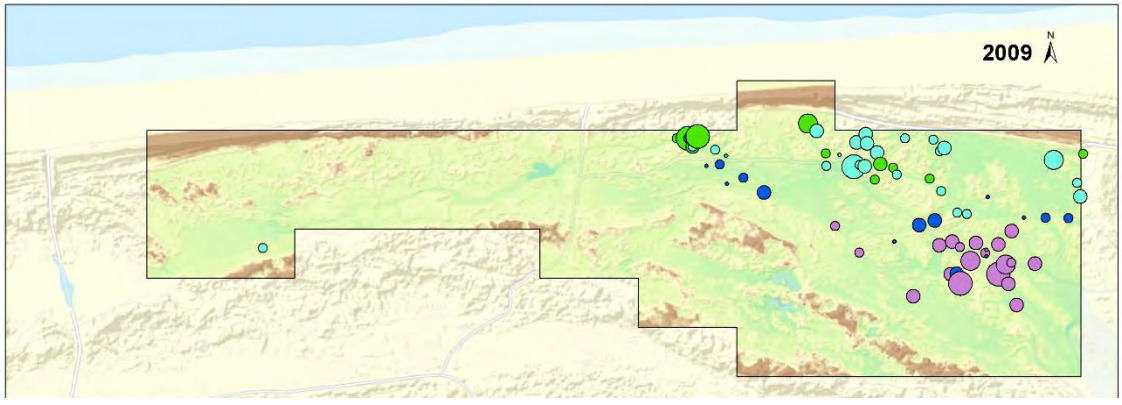
Woudwijk, W. (2011). The effect of soil subsidence on the accumulation rate of organic matter in wet dune slacks. Master thesis Centre for Energy and Environmental Studies. EES 2011-120M. 50 p.

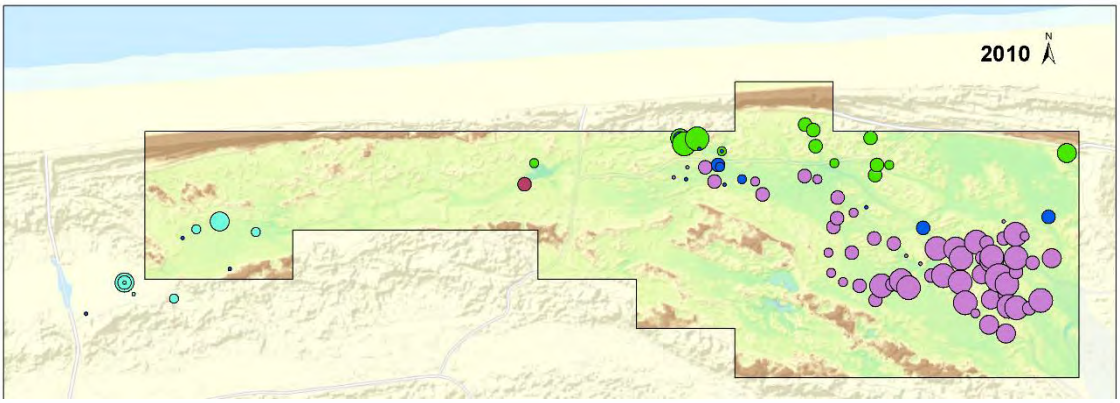
Bijlage 6A. Grafische weergaven van groeiplaatsen 2006-2016 van Dodemansvingers, Groenknolorchis, Parnassia, Knopbies en Zilt torkruid

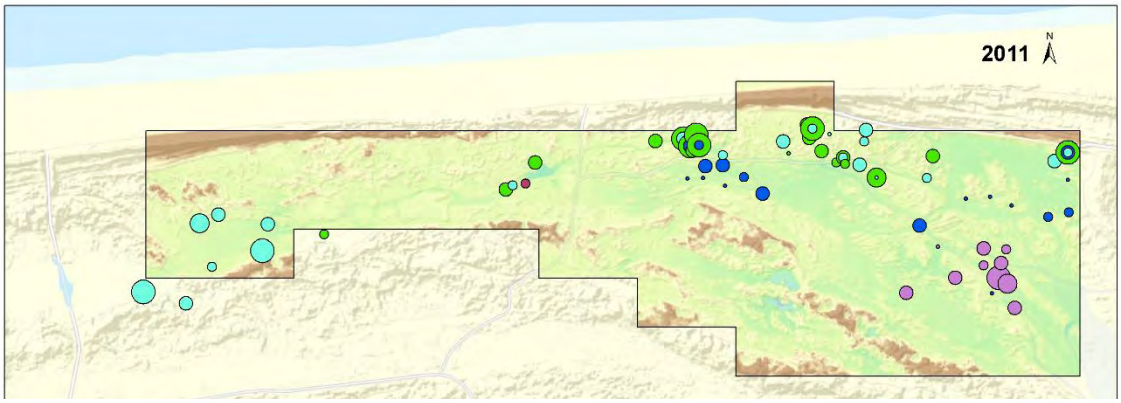


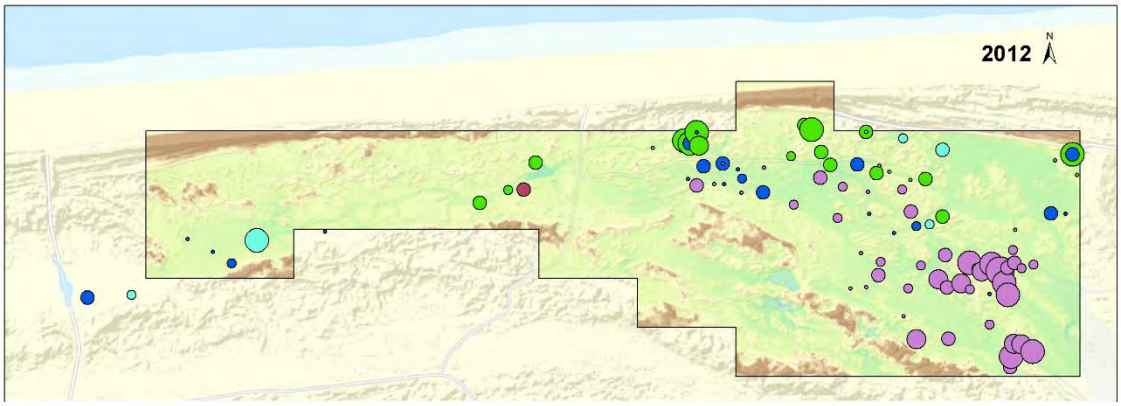


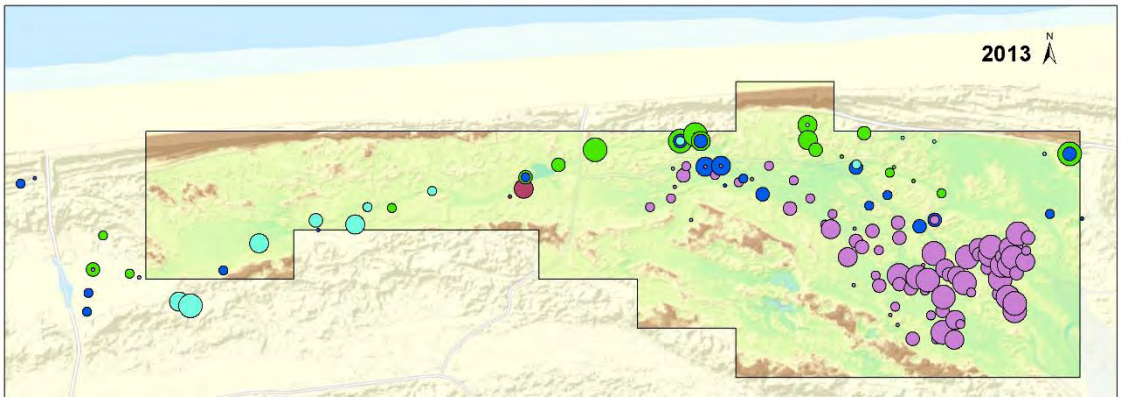


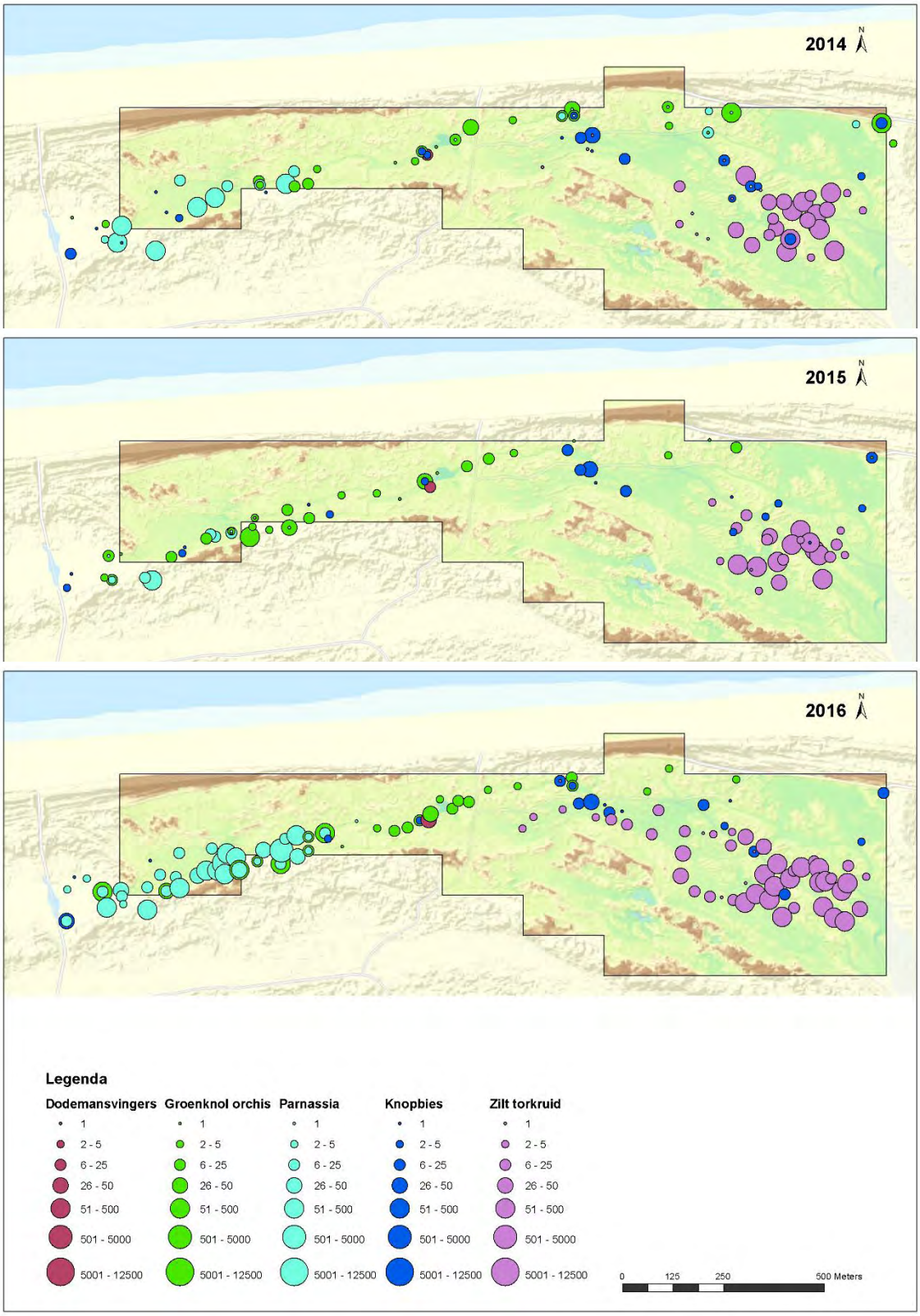



2010
N

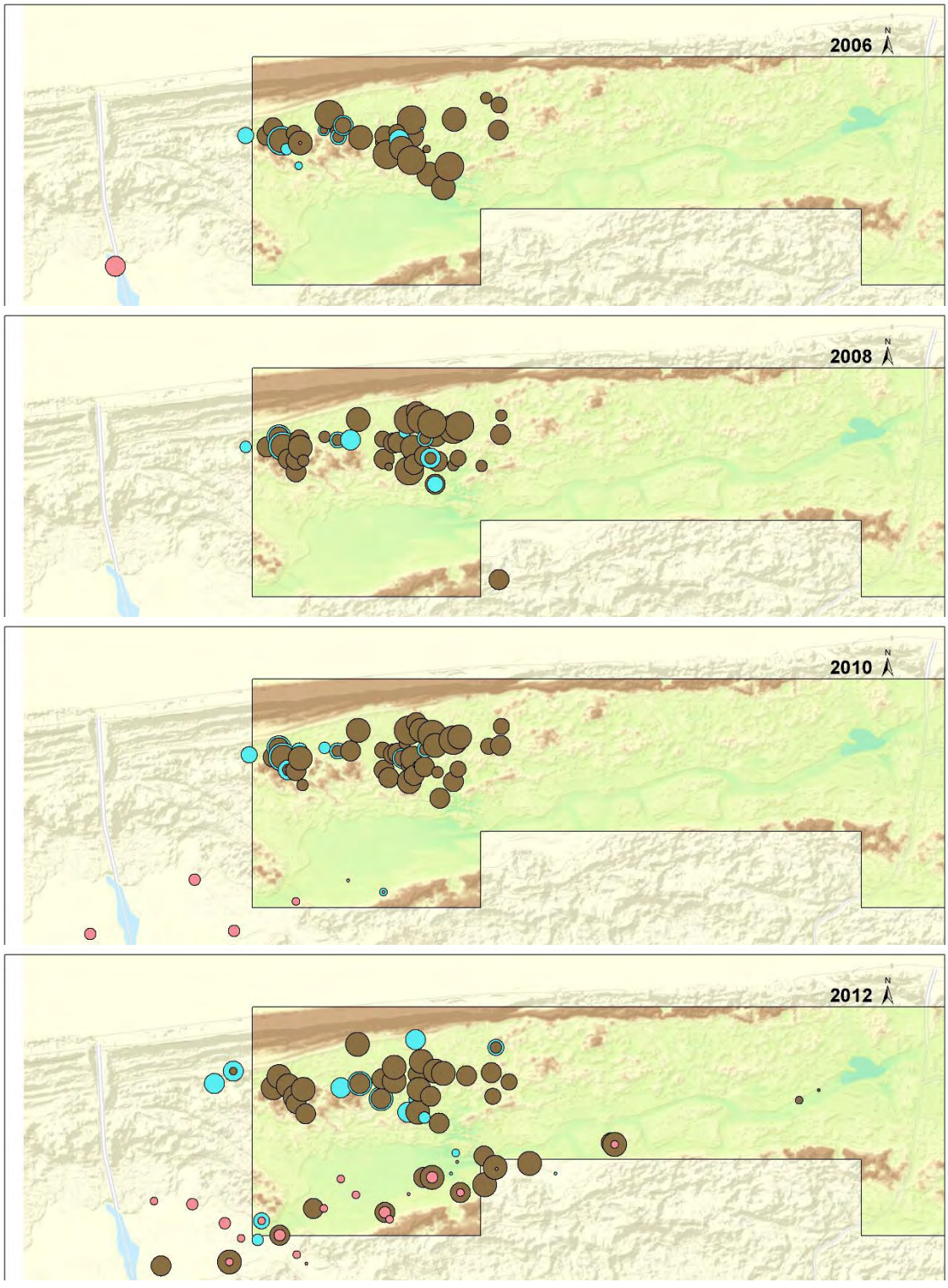

2011
N

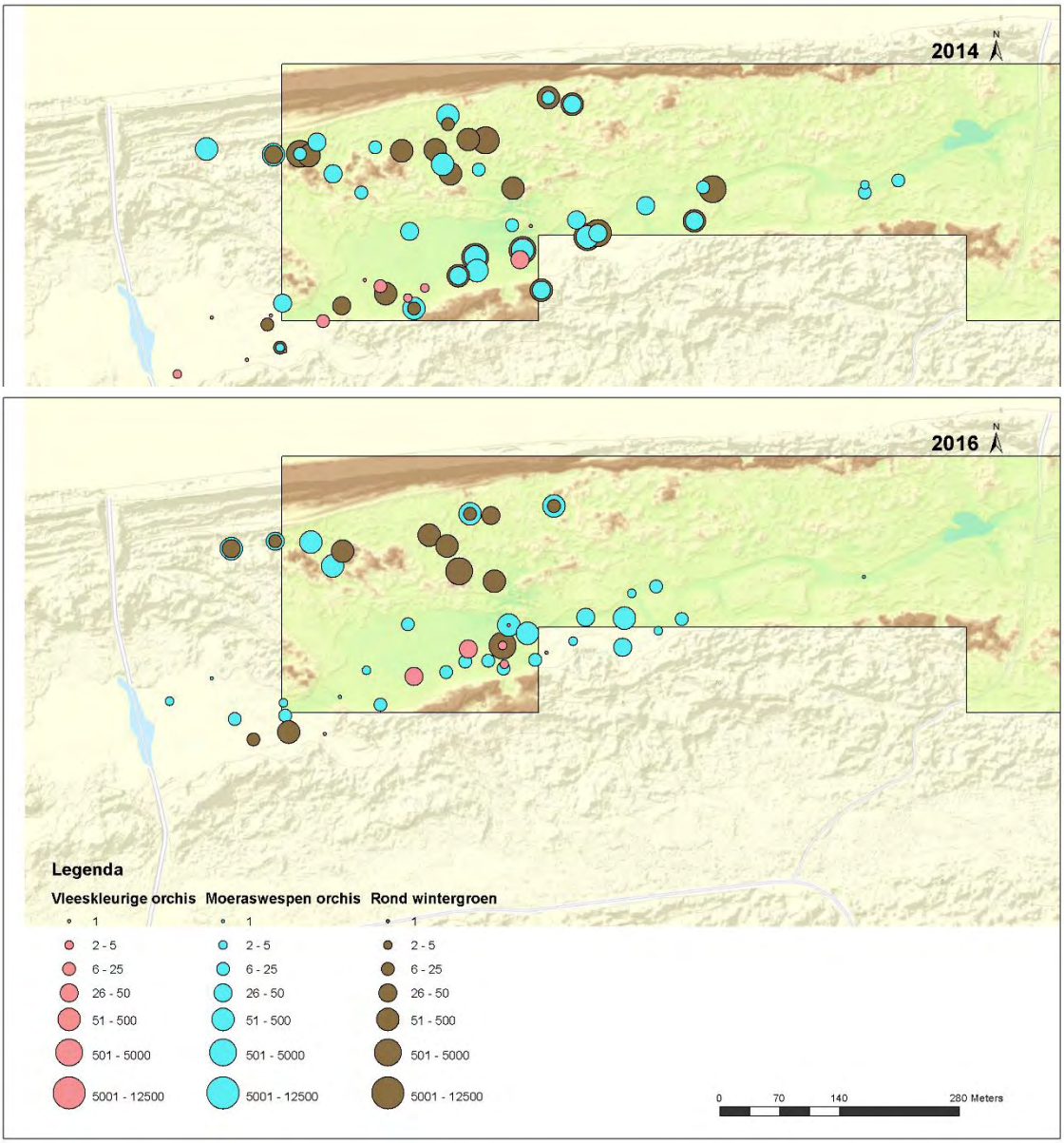

2012
N


2013
N


2014
2015
2016
Legenda
Dodemansvingers
Groenknol orchis
Parnassia
Knopbies
Zilt torkruid
1
2 - 5
6 - 25
26 - 50
51 - 500
501 - 5000
5001 - 12500
0
125
250
500 Meters

Bijlage 6B. Grafische weergaven van groeiplaatsen 2006-2016 van Vleeskleurige orchis, Moeraswespenorchis en Rond wintergroen.




2014
N
2016
N
Legenda
Vleeskleurige orchis
Moeraswespen orchis
Rond wintergroen
1
2 - 5
6 - 25
26 - 50
51 - 500
501 - 5000
5001 - 12500
0
70
140
280 Meters