

VAN POLDER NAAR KWELDER

tien jaar kwelderherstel Noorderleech



In opdracht van:



Met financiële steun van:



Van Polder naar kwelder: tien jaar kwelderherstel Noorderleech

PUCCIMAR rapport 06
A&W rapport 1901

P. Esselink
D. Bos
P. Daniels
W.E. van Duin
R.M. Veeneklaas

Colofon

P. Esselink^{*)}, D. Bos^{#)}, P. Daniels^{*)}, W.E. van Duin^{§)} & R.M. Veeneklaas^{†)} 2015

Van polder naar kwelder: tien jaar kwelderherstel Noarderleech. PUCCIMAR rapport 06, PUCCIMAR Ecologisch Onderzoek & Advies, Vries. A&W rapport 1901, Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden

| | | | |
|--|--|---|--|
| ^{*)} PUCCIMAR Ecologisch Onderzoek & Advies Boermarke 35 9481 HD Vries | ^{#)} Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek BV Postbus 32 9269 ZR Feanwâlden | ^{§)} Imares Postbus 167 1790 AD Den Burg | ^{†)} Bosgroep NO Nederland Balkerweg 48a 7738 PB Witharen |
|--|--|---|--|

Onderzoek uitgevoerd in opdracht van:

It Fryske Gea

Van Harinxmaweg 17, 9246 TL Olterterp

Postbus 3, 9244 ZN Beetsterzwaag

Omslag ontwerp: Dick Visser

Foto verantwoording: Alma de Groot (omslag voor), Jaap de Vlas (omslag achter), Peter Esselink (overige)

© Foto's: De fotografen

Het onderzoek is mogelijk gemaakt door steun van het Waddenfonds (project WF 200451)

De eerste onderzoeksfase is gerealiseerd door ondersteuning van: EU (*LIFE-Nature programme*), het voormalige Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit (nu onderdeel van het Ministerie van Economische Zaken), Rijkswaterstaat, de Provincie Fryslân, het Prins Bernhard Cultuurfonds, de Rijksuniversiteit Groningen en It Fryske Gea.



Ministerie van Economische Zaken



PRINS BERNHARD
CULTUURFONDS



rijksuniversiteit
 groningen



Rijkswaterstaat
 Ministerie van Infrastructuur en Milieu

provinsje fryslân
 provincie fryslân



Inhoud

| | |
|--|----|
| VOORWOORD | 5 |
| SAMENVATTING | 7 |
| SUMMARY | 13 |
| 1 INLEIDING | 19 |
| 1.1 Achtergrond | 19 |
| 1.2 Voorgeschiedenis | 19 |
| 1.2.1 Afname kwelderareaal in de Waddenzee | 19 |
| 1.2.2 Kwelderherstel | 21 |
| 1.2.3 Proefverkweldering Noorderleech 2001 – 2005 | 21 |
| 1.2.4 Allerheiligenvloed 2006 | 24 |
| 1.3 Doel van het project | 24 |
| 1.4 Rapportage | 24 |
| 2 BESCHRIJVING STUDIEGEBIED | 25 |
| 2.1 Proefverkweldering | 25 |
| 2.2 Hoogwaterstanden en overstromingsfrequentie | 29 |
| 2.3 Het weer | 32 |
| 3 ONDERZOEKSMETHODEN | 37 |
| 3.1 Opzet monitoringprogramma abiotiek en vegetatie | 37 |
| 3.2 Abiotiek | 39 |
| 3.2.1 Ontwikkeling doorgraafopeningen | 39 |
| 3.2.2 Doorstroomprofiel kreken | 39 |
| 3.2.3 Hoogteontwikkeling maaiveld | 39 |
| 3.2.4 Sedimentatie | 42 |
| 3.2.5 Verzilting | 43 |
| 3.3 Vegetatie | 43 |
| 3.3.1 Vegetatiekartering | 43 |
| 3.3.2 Soortenkartering op permanente transecten | 44 |
| 3.3.3 Vegetatiesamenstelling permanente kwadraten | 47 |
| 3.4 Ganzen en broedvogels | 47 |
| 3.4.1 Verspreiding en begrazingsdruk Brand- en Rotganzen | 47 |
| 3.4.2 Ontwikkelingen in het habitat | 49 |
| 3.4.3 Broedvogels | 49 |
| 4 BESPREKING RESULTATEN | 53 |
| 4.1 Ontwikkeling van de aangelegde openingen in de zomerkade | 53 |
| 4.2 Kreekontwikkeling | 55 |
| 4.3 Hoogteontwikkeling | 59 |
| 4.3.1 Stabiliteit SEB-palen | 59 |
| 4.3.2 Kwelder en zomerpolder | 60 |
| 4.3.3 Proefverkweldering | 63 |
| 4.3.3.1 Hoogteontwikkeling in de transecten | 63 |
| 4.3.3.2 Invloed kreken en beweiding | 67 |
| 4.3.4 Vergelijking resultaten SEB en opslibbingsplaten | 72 |
| 4.4 De opslibbing ontleed | 74 |
| 4.5 Verzilting | 79 |
| 4.5.1 Verzilting in de Proefverkweldering | 79 |
| 4.5.2 Verzilting in de aangrenzende zomerpolders | 84 |

| | | |
|----------|--|-----|
| 4.6 | Vegetatieontwikkeling | 86 |
| 4.6.1 | Vegetatiekartering Proefverkweldering | 86 |
| 4.6.2 | Verspreiding van plantensoorten in permanente transecten | 89 |
| 4.6.3 | Vegetatiesamenstelling in permanente kwadraten | 102 |
| 4.6.4 | Discussie vegetatieontwikkeling | 108 |
| 4.7 | Ganzen | 111 |
| 4.7.1 | Aantallen Rot- en Brandganzen | 111 |
| 4.7.2 | Metingen van de begrazingsdruk | 112 |
| 4.7.3 | Ontwikkelingen in het habitat | 115 |
| 4.7.4 | Discussie: ganzen in de Proefverkweldering en in NFB | 118 |
| 4.8 | Broedvogels in NFB | 120 |
| 4.8.1 | De broedvogelbevolking van het Noarderleech en de Proefverkweldering | 124 |
| 4.8.2 | Broedvogels van de Proefverkweldering vergeleken met de kwelders en zomerpolders van NFB | 124 |
| 4.8.3 | Verkweldering: effect op drie sleutelsoorten | 127 |
| 4.8.4 | Broedvogels in relatie tot de vegetatie | 129 |
| 4.8.5 | Discussie broedvogels | 132 |
| 5 | EVALUATIE | 137 |
| 5.1 | Inleiding | 137 |
| 5.2 | Streefbeeld | 138 |
| 5.3 | Evaluatie Proefverkweldering | 140 |
| 5.4 | Randvoorwaarden voor kwelderherstel | 146 |
| 5.5 | Kennislacunes | 147 |
| 5.6 | Aanbevelingen | 148 |
| 6 | LITERATUUR | 153 |
| BIJLAGEN | | |
| I | Ontwikkeling dwarsprofielen krekten | 159 |
| II | Vergelijking doelsoortenlijst kwelderherstelprojecten | 161 |
| III | Verspreidingskaarten plantensoorten in permanente transecten | 163 |
| IV | Inventarisatiegebieden en keutelraaien van het vogelonderzoek | 202 |
| V | Areaalontwikkeling van ecotopen in Noard-Fryslân Bûtendyks | 206 |
| VI | Aantallen broedvogels in het Noarderleech | 207 |

Voorwoord

Dit rapport geeft een overzicht van de gegevens die tussen 2000 en 2012 zijn verzameld in het kader van het monitoringsonderzoek naar kwelderherstel in de zgn. *Proefverkweldering Noarderleech* in Noard-Fryslân Bûtendyks. Het rapport is een vervolg op het rapport van van Duin *et al.* (2007) dat een overzicht en evaluatie geeft van de ontwikkelingen van vóór de uitpoldering in 2001 tot vier jaar erna, *i.e.* de periode 2000–2005.

Het onderzoek is uitgevoerd in opdracht van It Fryske Gea en werd mogelijk gemaakt door financiële bijdragen van een groot aantal partijen. Het eerste deel van het onderzoek dat liep t/m 2005 kon worden gerealiseerd door financiële bijdragen van de EU (*LIFE-Nature programme*), het toenmalige Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Rijkswaterstaat, de Provincie Fryslân, het Prins Bernhard Cultuurfonds, de Rijksuniversiteit Groningen (RuG) en It Fryske Gea. Om de eventuele effecten van de Allerheiligenvloed 2006 vast te leggen kon in 2007 een groot deel van de monitoring worden herhaald dankzij financiering hiervan door het Prins Bernhard Cultuurfonds. Tenslotte kon door subsidie van het Waddenfonds de monitoring tien jaar na de uitpoldering nog eenmaal worden herhaald en werd het daarmee mogelijk om de ontwikkelingen van het tienjarig verkwelderingsexperiment in beeld te brengen en te evalueren.

Alle veldwerk is in overleg en nauwe samenwerking met It Fryske Gea uitgevoerd. De inzet van Albert Ferwerda, Jan Jelle Jongsma, Johannes Westerhof en Gerrit van de Leest waren daarbij onmisbaar. Johannes en Gerrit hielden ondermeer toezicht op het functioneren van de exclusures, ook in jaren waarbij het niet zeker was dat er nog een vervolg zou komen van het veldonderzoek. Jacob Hogendorf (RuG) zorgde er daarbij altijd voor dat de 12 Koltec-paddenstoelen werden nagekeken in de werkplaats van de universiteit en elk voorjaar weer klaarstonden voor gebruik.

Het spreekt voor zich dat in een onderzoek met zoveel verschillende deelaspecten en met een dergelijke lange looptijd vele personen in de loop der tijd een bijdrage hebben geleverd. Een aantal van hen willen we hier speciaal noemen. Aad Sleutel, Koos Zegers en Piet-Wim van Leeuwen (Imares) waren onmisbaar bij het plaatsen van de SEB-palen en bij de eerste SEB-metingen. In 2011/12 werd door Wiebert Veenstra en Axel de Meijer (Meetbureau G2) een controlemeting uitgevoerd van de NAP-hoogtes van de SEB-palen. Daarvoor werd door Johan Ensing (Op Maat Expertise) de NAP-hoogte door middel van digitale waterpassing overgebracht van de binnendijkse vaste NAP-bout te Nijezijl naar een merk op de bunker in de Proefverkweldering. Deelnemers van de door Jan Bakker georganiseerde Waddenzee-excursie waren in 2003 en 2011 zover te krijgen om de hoogteligging van de drie transecten op te nemen.

Geurt Verweij en Joanneke Bijkerk (Koeman en Bijkerk), Mineke Wolters, Yzaak de Vries, Jacob Hogendorf en Nelly Eck (RuG) en Esther Chang hebben op enig moment een belangrijke bijdrage geleverd aan het vegetatie- en bodemonderzoek. Bas Kers (RWS-CIV) gaf advies bij de classificatie van vegetatieopnamen van de permanente kwadraten door SALT2008.

Zonder al het telwerk door de Wadvogelwerkgroep van de Fryske Feriening foar Fjildbiologie zou het niet mogelijk zijn geweest om te kunnen beschikken over het overzicht van de vogelwereld van Noard-Fryslân Bûtendyks dat er nu is. Na 2005 zijn de ganzen- en broedvogeltellingen verricht door: Jaap Baalbergen, Sieds Boersma, Klaas van der Bij, Foeke Bijma, Eddie Douwma, Leo Eikhoudt, Meinte Engelmoer, Ricus Engelmoer, Wieneke Evenhuis, Harry Feenstra, Albert Ferwerda, Albert Formsma, Piter de Graaf, Douwe Greydanus, Jakob Hanenburg, Marit Heegstra, Wopke van der Heide, Lucas Hemrica, Durk Hiemstra, Henk Hiemstra, Jan Hendriksma[†], Hans Horstmann, Wijnand Jager, Sjoerdje Kars, Sjouke Kazimier, Romke Kleefstra, Anton Kraus, Gerrit Krottje, Robert Kuipers[†], Erik van der Laan, Jaap Meindertsma, Epi Mulder, Theun Oenema, Anne Oosterdijk, Sieds Prins, Teake Roosjen, Johan Taal, Jan Tuinhof, Tjibbe van der Veer, Albert Visser, Auke Visser, Keimpe de Vries, Klaas van der Wal, Tjalling Walda, Jacob Westerhuis, Johan Zoer en Meino Zondervan. Van het seizoen 2011/12 kregen we van Freek Mandema (RuG) de beschikking over zijn tellingen van ganzenkeutels op de kwelder. Verder willen we graag Hendriekus Algra, Leo Zwarts, Kees Koffijberg, Jelle Postma en Lieuwe Dijkse (SOVON) bedanken voor hun bijdrage aan het vogelonderzoek.

De begeleidingscommissie van het project t/m 2005 bestaande uit Jan Bakker (RuG), Kees Dijkema (Imares), Aante Nicolai (RWS-DNN), Jaap de Vlas (RIKZ), Sytze Braaksma (Min. LNV), Meinte Engelmoer en Niels Schotsman (Provincie Fryslân), Henk de Vries en Sietske Rintjema (It Fryske Gea) leverden een belangrijke bijdrage door het meedenken over het onderzoek. In de periode 2011–2014 bestond de begeleidingscommissie uit Henk de Vries en Chris Bakker (It Fryske Gea) en auteurs 1, 2 en 4 van dit rapport. Eerdere versies van dit rapport werden becommentarieert door Chris Bakker en Jan Bakker.

Nu zijn er nog een groot aantal personen niet genoemd die allerlei hand- en spandiensten hebben verleend, of vaak op vrijwillige basis, één of meerdere dagen enthousiast hebben meegewerkt met het veldwerk. Ook zij hebben bijgedragen aan het succes van het monitoringsonderzoek en verdienen hiervoor onze dank.

Samenvatting

In het kader van een grootschalig kwelderherstelprogramma waarin het de bedoeling is om het 1100-ha grote complex aan zomerpolders van Noard-Fryslân Bûtendyks (NFB) voor een groot deel tot kwelder om te vormen, is in 2001 een proefproject gestart. In dit project is een bijna 120-ha grote zomerpolder uit 1909 uitgepolderd en heringericht, de zgn. *Proefverkweldering*. Het proefproject is begeleid door een uitgebreid monitoringsonderzoek met na vier jaar een evaluatie (van Duin *et al.* 2007; Beintema *et al.* 2007).

Door subsidie van het Waddenfonds werd het mogelijk om het verkwelderingsexperiment tien jaar na de start opnieuw te evalueren. De doelstelling van dit rapport is drieledig:

- (a) Het geven van een overzicht en documentatie van een tien jaar lange ontwikkeling in de zgn. *Proefverkweldering* op basis van het uitgevoerde monitoringsonderzoek en eerste analyses
- (b) Het evalueren van het verkwelderingsexperiment, nu op basis van een tien jaar lange ontwikkeling inclusief het opstellen van aanbevelingen voor de uitvoering van verder kwelderherstel in NFB
- (c) Het bieden van een bouwsteen voor het uitdragen van de onderzoeksresultaten en de evaluatie van het experiment via andere kanalen.

Inrichting en uitgangssituatie

De belangrijkste beheer- en herinrichtingsmaatregelen in de uitvoering van de Proefverkweldering kunnen met de volgende vier punten worden samengevat:

- (a) het graven van drie openingen in de zomerkade
- (b) de aanleg van drie kunstmatige krekken in de Proefverkweldering, die buiten de zomerpolder aansluiting kregen op de ontwatering van de aangrenzende kwelder
- (c) het vernatten van de Proefverkweldering door het afdammen van het aanwezige greppelsysteem van parallel lopende greppels op de aansluiting met de aangelegde krekken
- (d) een voortzetting van de zomerbeweiding met paarden en runderen

Vier jaar voordat de Proefverkweldering werd uitgepolderd zijn er klepduikers opengezet, waardoor er sindsdien al in beperkte mate dagelijks zeewater het gebied kon in- en uitstromen.

Theoretisch had de Proefverkweldering een gunstige hoogteligging voor een snelle ontwikkeling van een kweldervegetatie. In NFB bereikt het jaargemiddelde hoogwater (GHW) een peil van 1.0 m +NAP. Het GHW vormt ongeveer de ondergrens vanaf waar zich een kweldervegetatie kan vestigen. De Proefverkweldering lag daar met een hoogte van 1.3 – 1.9 m +NAP ruim boven. In de eerste tien jaar na uitpoldering moeten op basis van de opgetreden waterstanden, de lage delen van de Proefverkweldering jaarlijks 50 – 100 keer door zoutwater zijn overstroomd, terwijl het gehele gebied bij een waterstand van 1.90 m +NAP of hoger gemiddeld bijna 12 keer per jaar geheel onder water moet hebben gestaan. Voor de uitpoldering gebeurde dit minder dan één keer per jaar.

Monitoringsonderzoek

In het onderzoek zijn twee benaderingen gevolgd, namelijk: (1) het volgen van de ontwikkelingen door een beschrijvende monitoring en (2) een meer experimentele aanpak door het uitvoeren van een meerjarige veldproef. In de eerste benadering zijn ontwikkelingen op het gebied van de abiotiek (krekken, verzilting en hoogte), de vegetatie en vogels (ganzen en broedvogels) gevolgd. Om de ontwikkeling ten gevolge van de ingreep goed te kunnen volgen is ook de uitgangssituatie in het jaar

voor de uitpoldering vastgelegd. De veldproef richtte zich op het uiteenrafelen van de factoren die van invloed waren op verandering in de abiotiek en de vegetatie. Door de aanleg van exclusures kon tegelijkertijd het effect van de beweiding op de abiotiek en vegetatie worden onderzocht.

Kreekontwikkeling en ontwatering

De drie gegraven gaten in de zomerkade hebben zich na uitpoldering als gevolg van erosie vergroot, vooral boven het niveau van GHW. Tegelijkertijd zijn de krekken hier minder diep geworden.

Bij aanleg van de krekken zijn verschillende ontwerpen gehanteerd. De kreek die in een min of meer rechte lijn en met een eenvoudig U-vormig profiel is aangelegd, liet de minste verandering in het dwarsprofiel zien. De randen bovenlangs deze kreek lieten de hoogste opslibbingswaarden binnen de Proefverkweldering zien. Van de twee andere krekken was na 10 jaar één bijna opgevuld tot het niveau van GHW; de andere liet een voortgaande verkleining van het dwarsprofiel zien, maar bleef wel op diepte.

De greppels van de voormalige zomerpolder zijn, nadat ze bij de herinrichting waren afgedamd, na de uitpoldering voor een groot deel dichtgeslibd.

Hoogteontwikkeling en sedimentatie

Als gevolg van de uitpoldering kon de Proefverkweldering door de hernieuwde aanvoer van sediment weer in hoogte toenemen. Voor de periode van 92 jaar dat het gebied zomerpolder was, mag worden aangenomen dat de hoogteontwikkeling er min of meer heeft stilgestaan, terwijl door de zeespiegelstijging het GHW-niveau in deze periode met 20 cm is toegenomen. In de eerste tien jaar van de Proefverkweldering is de hoogte er met gemiddeld 7 cm toegenomen. Dit betekent dat in een periode van tien jaar de opgelopen achterstand in hoogte ten opzichte van GHW voor meer dan 30% werd ingelopen. De hoogteontwikkeling van de Proefverkweldering was wel 40% lager in vergelijking tot de meer zeewaarts gelegen kwelder, waar de hoogte met ongeveer 11 mm per jaar toenam. De verwachting is dan ook dat de Proefverkweldering in de toekomst een lagere ligging ten opzichte van de kwelder zal houden.

Binnen de Proefverkweldering was de hoogteverandering in het hooggelegen deel lager dan in de laaggelegen delen. Vlak langs de krekken bereikte de hoogtetoeename over het algemeen de hoogste waarden. De hoogteverandering liet van jaar op jaar grote verschillen zien. In een tussenrapportage (Esselink & Chang 2010) is aangetoond dat de jaarlijkse hoogteverandering op zowel de kwelder als in de Proefverkweldering positief gerelateerd was met de stormactiviteit.

In twee van de drie kombergingsgebieden van de Proefverkweldering is naast de hoogteontwikkeling, ook de opslibbing gemonitord met behulp van ingegraven markeerplaten. De hoogteontwikkeling en de opslibbing lieten in de onbeweide situatie een tweemaal zo hoge waarde zien als in de beweide situatie. Dit verschil kon geheel worden verklaard met het verschil in soortelijk volume van de bodem. De sedimentatie (uitgedrukt in kg/m^2) liet over een periode van tien jaar geen verschil zien tussen de beweide en onbeweide situatie.

Het organische stofgehalte in de bodem liet een negatief verband zien met de sedimentatie. Dit vormt een indicatie voor opbouw van organische stof via ter plekke geproduceerd materiaal. In de beweide situatie was het organisch stofgehalte waarschijnlijk als gevolg van een verminderde afbraak, significant hoger dan in de onbeweide situatie.

Verzilting

De verzilting is op twee manieren gevolgd, namelijk: (a) door één keer per jaar het zoutgehalte te bepalen in de 0–5 cm top laag van de bodem en (b) door maandelijkse metingen van het elektrisch

geleidingsvermogen (EGV) van het grondwater tot een diepte van 1.2 m onder het maaiveld gedurende de eerste vier jaar na uitpoldering. Over resultaten van de EGV-metingen is verslag gedaan door van Duin *et al.* (2007) en zijn in dit rapport buiten beschouwing gebleven. Na de uitpoldering was al snel sprake van een duidelijke zoutgradiënt in de Proefverkweldering die nauw samenhang met de variatie in hoogteligging. De EGV-metingen lieten zien dat de verzilting van het grondwater een langdurig proces van meerdere jaren kan zijn. Dit zou een verklaring kunnen vormen voor waarom in vergelijking met de kwelder, in de eerste vier jaar na de uitpoldering het zoutgehalte in de Proefverkweldering op een wat lager niveau bleef. Gecorrigeerd voor de hoogteligging was er in het tiende jaar geen significant verschil meer tussen kwelder en Proefverkweldering. Doordat beweiding een verhogend effect kan hebben op het zoutgehalte van de bodem, zou dit laatste echter ook veroorzaakt kunnen zijn door de verhoogde veedichtheid in het tiende jaar. Opvallend was het optreden van een paar ecologische indicatoren (voorkomen van niet-zouttolerante plantensoorten en van regenwormen) die leken aan te geven dat er sprake was van een meer blijvende lage zoutinvloed in de hoge delen van de Proefverkweldering.

Vegetatie

Voorafgaande aan de proef, was de Proefverkweldering volledig bedekt met een vegetatietype omschreven als *niet-zilt grasland*, een vegetatie met nauwelijks of geen zouttolerante plantensoorten. In tien jaar is deze vegetatie geheel vervangen door een kweldervegetatie. Uitgaande van een verdeling naar pionier-, lage, hoge en brakke kwelder hebben zich vegetatietypen uit alle vier hoofdzones van de kwelder zich in de Proefverkweldering ontwikkeld. De pioniervegetatie met een dominantie van Klein Schorrenkruid en Zeekraal was naar oppervlakte gerekend het belangrijkste vegetatietype. Deze zogenaamde secundaire pioniervegetatie ontwikkelde zich vooral in de laaggelegen delen met een slechte afwatering en bedekte na tien jaar bijna 50% van de Proefverkweldering. In de onbeweide exclusures ontbrak deze ontwikkeling en ontwikkelde zich een vegetatie met Kweek. In de hoogste delen van de Proefverkweldering kwamen soortenrijke vegetatietypen van de hoge kwelder tot ontwikkeling.

Soortkarteringen op drie vaste transecten lieten zien dat een groot aantal zouttolerante plantensoorten al in de uitgangssituatie op beperkte schaal aanwezig was. Niet-zouttolerante plantensoorten konden zich in beperkte mate handhaven in de hooggelegen delen van de Proefverkweldering; in de lage delen was in de loop der tijd sprake van een volledige vervanging door soorten met een hogere zouttolerantie. Op basis van vegetatiekundige criteria zijn 23 plantensoorten aangemerkt als doelsoort voor kwelderherstel. Met ingang van het tweede jaar na uitpoldering werd meer dan 80% van deze soorten jaarlijks op de drie transecten aangetroffen. In jaar 10 werden hier zelfs 22 van de 23 soorten aangetroffen, terwijl de ontbrekende soort elders in de Proefverkweldering voorkwam.

Beweiding is een belangrijke factor geweest in de hier beschreven vegetatieontwikkeling. In de opgezette exclusures ontwikkelde zich een soortenarme Kweekvegetatie. Naar verwachting zal deze op termijn worden vervangen door Zeekweek. In het tiende jaar was Zeekweek aanwezig in 33% van de onbeweide permanente kwadraten.

Ganzen

De Brandgans is verreweg de talrijkste gans in NFB en bepaalde gedurende het monitoringsonderzoek meer dan 90% van de totale verblijftijd van ganzen in het gebied, waarbij de aantallen in het voorjaar ongeveer tweemaal zo hoog waren als in het najaar. In de Proefverkweldering is de bedekking van potentiële voedselplanten (overwegend grassen) na uitpoldering sterk afgenomen. Ook de benutting van de Proefverkweldering door ganzen liet aanvankelijk een sterke achteruitgang zien, maar in tiende

jaar was zowel in de herfst als in het voorjaar sprake van een zeker herstel tot hetzelfde niveau als op de aangrenzende kwelder. Dit niveau was wel belangrijk lager dan potentieel mogelijk is op een goed ontwikkelde kwelder. In de herfst foerageerden de ganzen in de Proefverkweldering met name in de secundaire pioniervegetatie, terwijl in het voorjaar vegetatietypen met een hoge grasbedekking inclusief Kweek het meest werden benut. De exclusieproeven lieten zien dat bij een slechte ontwateringstoestand beweiding een belangrijke factor is in de ontwikkeling van de secundaire vegetatie was en daarmee een belangrijke rem vormde voor de voorjaarsbenutting van de Proefverkweldering door ganzen. Bij uitbreiding van grazige vegetatietypen zal naar verwachting de betekenis van de Proefverkweldering voor ganzen toenemen.

Het gebruik van het onderzochte aangrenzende binnendijkse gebied door ganzen was gering en liet gedurende het monitoringsonderzoek geen significante toe- of afname zien. De status van NFB als belangrijke pleisterplaats voor ganzen is niet veranderd.

Broedvogels

In de broedvogelbevolking van NFB vormen de weidevogels tegenwoordig zowel wat betreft het aantal broedparen als ook het aantal soorten de belangrijkste soortgroep. Tot relatief recent kwamen ook hoge aantallen kolonievogels als Kokmeeuw en Kluut in het gebied tot broeden, maar deze zijn sterk achteruitgegaan. Deze achteruitgang had zich al enkele jaren voorafgaande aan de uitpoldering van de Proefverkweldering ingezet. De verkweldering wordt dan ook niet gezien als factor van betekenis voor de aantalsontwikkeling van de koloniebroedvogels.

De dichtheid van de niet-kolonievogels was in de zomerpolders gemiddeld aanzienlijk hoger dan op de kwelder. Op de kwelder lieten zowel de soortensamenstelling als de dichtheid van de broedvogels grote verschillen tussen vegetatietypen zien met de hoogste dichtheden in vegetatietypen met a) Kweek, b) Gewoon kweldergras en c) Zeekweek (in volgorde van afnemende dichtheid).

Vóór de uitpoldering was de dichtheid aan weidevogels in de Proefverkweldering ongeveer gelijk aan die in de zomerpolders. In de eerste tien jaar van de Proefverkweldering is de gemiddelde dichtheid van weidevogels echter afgenomen tot bijna hetzelfde niveau als gemiddeld op de kwelders van NFB. Binnen de Proefverkweldering was de dichtheid in de secundaire pioniervegetatie veel lager dan in de meeste overige vegetatietypen. Evenals als bij de voorjaarsbenutting door ganzen het geval was, had bij een slechte afwatering de beweiding dus evenmin een gunstig effect op de ontwikkeling van de broedvogelbevolking.

Evaluatie

Bij de uitvoering van de Proefverkweldering is niet van te voren een goede toetsbare doelstelling geformuleerd. De Proefverkweldering verschilt daarin niet wezenlijk van veel andere natuurherstelprojecten. Om tot een evaluatie van de Proefverkweldering te komen zijn daarom achteraf alsnog beoordelingscriteria opgesteld. Op basis van deze criteria is onderzocht in hoeverre na een tienjarige ontwikkeling de doelstelling of het streefbeeld van de Proefverkweldering is gerealiseerd (Figuur 1).

In vergelijking met andere kwelderherstelprojecten is het bijzondere aan de Proefverkweldering dat het om landwaartse uitbreiding van een bestaande kwelder gaat en als eerste stap naar herstel van een brede kwelder in NFB kan worden gezien. In vergelijking met een “normale” vastelandkwelder bestaat er op een brede kwelder een grotere kans op de ontwikkeling van gradiënten in de abiotiek, zoals een afname van het lokale hoogwaterniveau vanaf de kwelderrand in de richting van de dijk, en eenzelfde gradiënt in sedimentatie en hoogteontwikkeling. De eerstgenoemde gradiënt is niet onderzocht; voor de beide andere geldt dat de resultaten van het monitoringsonderzoek goed aansluiten bij de opbouw van een brede kwelder.

| Parameter | Kwelder (doel) |
|---------------------------------|----------------|
| Abiotiek | |
| Hoogteontwikkeling | → |
| Zoutgehalte bodem | → |
| Kreekontwikkeling / ontwatering | → |
| Verschuiving lokaal GHW | ? |
| Vegetatie | |
| Vestiging kweldervegetatie | → |
| Ontwikkeling hoofdzones | → |
| Vestiging doelsorten | → |
| Ganzen | |
| Voedselaanbod incl. trend | → |
| Gebruik najaar | → |
| Gebruik voorjaar | → |
| Broedvogels | |
| Primaire weidevogels | → |
| Kolonievogels | - |

Figuur 1 Evaluatie van de Proefverkweldering op basis van een tienjarige ontwikkeling. De lengte van de pijlen geeft aan in hoeverre de doelstelling of streefsituatie in deze periode is bereikt. Aangetekend moet worden dat de omvorming van zomerpolder naar kwelder voor veel broedvogels tot een verlaging van de dichtheden leidt. Alle beoordelingscriteria zijn achteraf opgesteld. Zie tekst voor verdere toelichting.

In hoeverre op basis van de overige in Figuur 1 opgenomen criteria de doelstelling van de Proefverkweldering is gerealiseerd is hierboven al min of meer besproken. Voor de vegetatieaspecten geldt dat in het tiende jaar na uitpoldering het gehele gebied werd bedekt door een gedifferentieerde kweldervegetatie. Voor de vestiging van kwelderplanten geldt dat alle 23 doelsoorten in het gebied werden aangetroffen. Voor deze criteria voldeed de Proefverkweldering daarmee aan de doelstelling. Het hoge aandeel van de secundaire pioniervegetatie van 50% in de vegetatie van de Proefverkweldering wordt echter als minder gunstig beoordeeld (in Figuur 1 weergegeven door een kortere pijl bij ontwikkeling van de hoofdzones).

Zoals hierboven besproken heeft de benutting van de Proefverkweldering door ganzen zich ontwikkeld naar vergelijkbaar niveau als dat op de aangrenzende kwelder. Hetzelfde geldt voor de min of meer voor de ontwikkeling van broedvogelbevolking. Zowel de benutting door ganzen als de betekenis van de Proefverkweldering voor broedvogels zijn echter aan de lage kant wanneer deze worden vergeleken met waarden die wel in andere kweldergebieden (en vroeger in NFB) zijn gevonden. Door een aanpassing van de beweiding kan de vervanging van de secundaire pioniervegetatie door een meer grazige vegetatie worden gestimuleerd. Dit zal een gunstig effect hebben op zowel de benutting door ganzen als op de broedvogelbevolking.

Eindconclusie

In zijn totaliteit kan voor de Proefverkweldering na tien jaar worden gezegd dat de ontwikkeling nog steeds een trend laat zien richting streefbeeld en daarmee als een redelijk succesvol project voor kwelderherstel kan worden beschouwd. Voor de aspecten abiotiek en vegetatie waren de ontwikkelingen gunstiger dan voor ganzen en broedvogels. Het succes van de Proefverkweldering had na tien jaar groter kunnen uitvallen als het belang van de secundaire pioniervegetatie beperkt was gebleven tot een kleiner oppervlakte.

Aanbevelingen

Op basis van de resultaten van het monitoringsonderzoek en verworven inzichten is een aantal aanbevelingen opgesteld voor de inrichtingsmaatregelen bij eventueel toekomstige uitpolderingen en het beheer. De belangrijkste worden hieronder puntsgewijs genoemd:

Inrichting

- Aanbevolen wordt als uitgangspunt te hanteren dat de inrichtingsmaatregelen erop gericht zijn dat de binnendringende getijdeweg en de daarop volgende ebstroom een zo gering mogelijke weerstand ontmoeten. Dit houdt onder andere in: eventuele verruiming van kreken of geulen in de voorliggende kwelder of wadplaten, ruime doorgravingen, het voor een belangrijk deel verwijderen of verlagen van parallel aan de kustlijn lopende zomerkades, een zodanige aanleg van bruggen dat deze geen extra weerstand opleveren voor de eb- en vloedstroom en het gebruik van duikers te minimaliseren.
- Bij optredende grondbehoefte wordt aanbevolen de oplossing te zoeken in het plaatselijk verlagings van het maaiveld zodat de variatie in terreingesteldheid belangrijk kan worden verhoogd.
- In de Proefverkwelding is door het afdammen van de greppels een actieve vernatting doorgevoerd. Aanbevolen wordt om bij een volgende uitpoldering de detailontwatering intact te laten maar daarna geen actief onderhoud meer te plegen.

Beheer

- Bij een lage ligging en slechte ontwatering wordt aanbevolen om na uitpoldering het gebied de eerste jaren niet te beweiden om vervolgens afhankelijk van de vegetatieontwikkeling over te gaan op een beheer met wisselbeweiding waarbij een jaar met beweiding wordt afgewisseld met 1 – 2 jaar zonder beweiding.
- Voor hogergelegen delen wordt aanbevolen de beweiding af te stemmen op de beheerdoelen voor het hele buitendijkse gebied. Om alle aspecten van de biodiversiteit daarbij tot hun recht te laten moeten meerdere beheerregimes naast elkaar worden ingezet.
- Vanwege de sterk negatieve effecten van paarden op broedvogels wordt aanbevolen de inzet van paarden in de beweiding te beperken en te vervangen door runderen; in elk geval in beweidingsregimes met een hoge veedichtheid.

Summary

This report gives an overview of the monitoring research that has been carried out in the scope of a salt-marsh restoration project in *Noard-Fryslân Bûtendyks* (NFB; =‘North Friesland outside the seawall’), on the Dutch mainland coast in the Wadden Sea. The restoration project was a pilot of a larger scheme where the intention was to transform a complex of about 1,100 ha of summer polders into salt marsh. The pilot project comprised the de-embankment of a summer polder of almost 120 ha in 2001. This summer polder had been converted from salt marsh into summer polder by embankment in 1909. In order to evaluate the pilot ecologically, an extensive monitor programme was carried out, which was followed by an evaluation after four years (van Duin *et al.* 2007; Beintema *et al.* 2007).

Financial support of the *Waddenfonds* permitted the extension of the monitoring and a re-evaluation of the pilot ten years after the de-embankment. The aim of this report is threefold:

- (a) To document the development of the pilot restoration during its first ten years by means of the conducted monitoring and preliminary analyses
- (b) To re-evaluate the pilot, now on the base of a 10-year period, and to give recommendations for further salt-marsh restoration in NFB
- (c) To provide a stepping stone in order to facilitate dissemination of both the monitoring results and the evaluation of the pilot through other means.

Restoration measures and starting situation

The most important engineering measures and management in the pilot area can be summarized in the following four points:

- (a) Creation of three breaches in the seaward bank of the summer polder
- (b) Excavation of three artificial creeks inside the pilot area over a total length of five kilometres. These creeks were connected to existing creeks in the adjacent salt marsh seaward of the pilot area
- (c) Strategic damming of existing ditches (field drains, 10 m apart) in order to rewet the restoration site and to prevent full drainage of the ditches into the artificial creeks
- (d) Continuation of summer grazing with cattle and horses.

Four years before the de-embankment, two tidal culverts were opened permanently allowing for a limited but regular tidal influence in the pilot polder.

Theoretically, the surface elevation of the pilot area was very favourable for salt marsh to develop. The level of mean high tide (MHT) normally forms approximately the lower boundary limit for establishment of salt marshes in the Wadden Sea. In NFB, annual MHT averaged 1.0 m above Dutch Ordnance Level (NAP) during the study period. The surface elevation of the pilot area varied between 1.3 –1.9 m +NAP, but with a western part where the average elevation was 0.2 m higher than the eastern part. Based on an analysis of the water levels from two tide gauges west and east of NFB, it was estimated that the lower part of the pilot was flooded by seawater 50 – 100 times per year during the first ten years after the de-embankment, while water levels of at least 1.9 m +NAP must have caused complete tidal inundation of the pilot area nearly 12 times per year. Before the de-embankment the latter occurred less than once per year.

Monitoring research

Two research strategies were used in this study, *viz.*: (1) monitoring various developments in the pilot area, and (2) a more experimental approach by carrying out long-term field experiments. The first strategy included data collection of abiotic variables (creek dimensions, salinity and surface elevation), vegetation and birdlife (wintering geese and breeding birds). In order to document the impact of the de-embankment, the monitoring was started one year before. The aim of the experimental approach was to unravel the factors that potentially could affect soil salinity, surface elevation and vegetation. This approach also encompassed the construction of exclosures in order to experimentally exclude the influence of livestock grazing.

Creek dimensions and drainage

Above the level of MHT, the three breaches created in the bank of the summer polder increased in size due to erosion. Below MHT, however, the initial depth of the creeks diminished.

For the excavated creeks, different designs were used. The cross-section of the creek with a more or less a straight course and which had been excavated according to a U-shaped profile, showed the smallest change over time. Along this creek, the highest increases in surface elevation within the pilot area were found. Ten years after the de-embankment, one of the other two creeks had become filled with sediment almost up to the level of MHT. The cross-section of the third creek decreased also in size, but its depth remained constant.

After the de-embankment, the former ditches rapidly filled with sediment.

Elevation change and sedimentation

As a result of the de-embankment, the supply of sediment to the pilot area by the tides was restored. Consequently, the surface elevation could increase again. Very likely, elevation change of the pilot area has been negligible during its 92-year existence as summer polder, whereas over the same period the level of MHT increased by some 20 cm as a consequence of sea-level rise. During the first ten years after the de-embankment, the average increase of the surface elevation in the pilot area was 7 cm. This implies that the 92-year standstill in elevation change relative to MHT was compensated for more than 30% in a 10-year timespan. Nevertheless, the elevation change in the pilot area was 40% lower than in the more seaward-located salt marsh, where surface elevation increased by about 11 mm per year on average. The expectation therefore is that the pilot area will retain a lower surface elevation than the adjacent salt marsh.

Elevation change was lower in the high part of the pilot area than in the low part. The highest values were found, however, along the creeks. Elevation change also varied considerably between years. In an interim report, the annual change in elevation of both salt marsh and pilot area had a positive relationship with the storm activity (Esselink & Chang 2010).

In two out of the three catchment areas of the pilot area, not only the surface elevation has been monitored, but also vertical accretion by means of buried marker plates. Both elevation change and vertical accretion reached on average one hundred percent higher values in the ungrazed exclosures compared to the grazed circumstances. This could be explained completely by the difference in bulk density between grazed and ungrazed conditions. Over the 10-year long exclosure experiments, sedimentation (expressed in kg/m²) was not significantly different between grazed and ungrazed conditions.

Organic-matter content in the soil had a negative relationship with the sedimentation rate. This indicates an accumulation of soil-organic matter originating from on-site produced organic material.

Organic-matter content was significantly higher in grazed compared to ungrazed conditions, probably because grazing retarded decomposition rates.

Salinization

The salinization of the pilot area was studied in two ways, namely: (a) by monitoring the salinity of the 0–5 cm topsoil once per year during the first 10 years after de-embankment, and (b) by monthly measurements of the electric conductivity (EC) of groundwater down to 1.2 m below the marsh surface during the first four years after de-embankment. The latter measurements have already been reported by van Duin *et al.* (2007), and are therefore not included in this report. In the pilot area, a salinity gradient developed relatively quickly. This gradient was closely related with surface elevation. The EC-measurements indicated that the recharge of the salinity of the groundwater could be a long-lasting process of several years. This might explain why during the first four years after de-embankment, the salinity in the topsoil of the pilot area was lagging behind the level in the salt marsh. In year 10 after the de-embankment, and corrected for the effect of surface elevation on salinity, no significant difference was found anymore between the pilot area and the salt marsh. Since grazing may enhance soil salinity, the latter also might have been caused by the higher stocking densities during the last couple of years.

Remarkably, some ecological parameters (occurrence of plant species with a low salt tolerance and of earthworms) indicated that the effect of salinization of the highest parts of the pilot area might remain very modest.

Vegetation development

Well before the start of the project, the whole pilot area was covered by *fresh grassland*, a plant community almost without any halophytic plant species. Within ten years, this community was completely replaced by plant communities belonging to the main salt-marsh zones: pioneer marsh, low marsh, high marsh and brackish marsh. A pioneer community dominated by Annual seablite (*Suaeda maritima*) and Glasswort (*Salicornia* spp.) reached the highest incidence, and covered 50% of the pilot area ten years after its de-embankment. This so-called secondary pioneer community developed especially in the low part of the pilot area with poor drainage conditions. In the ungrazed exclosures, this pioneer community did not develop, but instead a community with Couch grass (*Elytrigia repens*) became dominant. In the high part of the pilot area, species-rich communities of the high salt marsh developed.

Successive mapping of plant species on three permanent transects demonstrated that a considerable number of halophyte plant species were present already in a low abundance before the de-embankment. After de-embankment, glycophyte species (*i.e.* plant species with a low salt tolerance) maintained to some degree their presence in the high parts of the pilot area; in the low parts glycophytes were completely replaced by more salt-tolerant plant species. Based on phytosociological criteria, 23 plant species were assigned as target species for salt-marsh restoration. In the second year after de-embankment and the following years, more than 80% of these target species were found during each survey of the three transects. Ten years after de-embankment, the number of target species found on the transects was as high as 22 out of the 23 species, while the one species that was not recorded here, was found elsewhere in the pilot area.

Livestock grazing has been an important factor in the vegetation development of the pilot area. Inside the exclosures, relatively species-poor stands of Couch grass developed. It is expected that in the absence of grazing, Couch grass will eventually be replaced by Sea couch (*Elytrigia atherica*). In year 10, Sea couch was present in 33% of the permanent plots inside the exclosures.

Geese

In NFB, Barnacle geese outnumber all other goose species during fall and spring staging. During the monitoring research, Barnacle geese made up more than 90% of the total number of goose days in the area with spring numbers being twice as high as during fall. In the pilot area, the cover of potential food plants for geese (predominantly grasses) decreased strongly after the de-embankment. Initially, also goose utilisation of the pilot area fell sharply, but ten years after the de-embankment goose utilisation of the pilot area had recovered to a certain extent in both autumn and spring reaching the same level as recorded in the adjacent salt marsh. Values remained very modest, however, in comparison with the potential level of goose utilisation in a well-developed salt marsh. In autumn, geese in the pilot area foraged mainly on the secondary pioneer community, whereas in spring geese utilised primarily plant communities dominated by short grasses including Couch grass. The enclosure trials demonstrated that in poorly drained areas, livestock grazing played a crucial factor in the development of the secondary pioneer community, and thereby considerably impeded spring utilisation of the pilot area by geese. If the grass cover increases then also the importance of the pilot area for geese is expected to increase.

Utilisation of the agricultural hinterland by geese was relatively low, and did not show any significant change during the study period. The status of NFB as an important staging site for geese remained unchanged.

Breeding birds

Among the breeding-bird population of NFB, meadow birds nowadays are the most important species group, both in the number of breeding pairs and the number of species. Up to recently, also high numbers of colonial birds were breeding in NFB, such as Black-headed gull and Avocet, but numbers of these species have decreased strongly. This decline already began well before the de-embankment project. The salt-marsh restoration pilot therefore is not considered to have been of any importance for the development of the number of colonial birds in NFB.

The density of non-colonial birds was much higher in the summer polders than on the salt marsh of NFB. On the salt marsh, both the species composition and the density of breeding birds differed markedly between plant communities with the highest numbers in the communities of a) Couch grass, b) Seaside alkali grass (*Puccinellia maritima*) and c) Sea couch (in order of decreasing densities).

Before the de-embankment, the density of meadow birds in the pilot area was much the same as in the other summer polders. During the first ten years after the de-embankment, the density of meadow birds in the pilot area gradually decreased down to an average density as found on the salt marshes of NFB. Within the pilot area, the density was much lower in the secondary pioneer community than in most other plant communities. Analogous to the spring utilisation by geese, the conclusion is that in poorly drained conditions, livestock grazing restricted the development of the breeding-bird population of the pilot area.

Evaluation

Prior to the de-embankment of the pilot area, a clear testable restoration target had not been formulated. The pilot shares this omission with many other ecological restoration projects. In order to evaluate the pilot on the basis of ecological criteria, these assessment criteria had to be formulated in retrospect. Subsequently, these criteria were used to examine to what extent restoration targets of the pilot had been realized during the 10-year period after the de-embankment (Figure 1).











| Criteria | Salt marsh (target) |
|--|--|
| Abiotics | |
| Surface-elevation change |  |
| Soil salinity |  |
| Creek development / drainage |  |
| Gradient of local MHT level | ? |
| Vegetation | |
| Establishment of salt-marsh vegetation |  |
| Development of main zonation |  |
| Establishment of target plant species |  |
| Staging geese | |
| Food supply |  |
| Utilisation during autumn |  |
| Utilisation during spring |  |
| Breeding-bird population | |
| Meadow birds |  |
| Colonial birds | - |

Figure 1 Ecological evaluation of the pilot area on the basis of a 10-year development since the de-embankment. The length and colour of the arrows indicate to what extent the target has been realized. It should be mentioned that the transformation from summer polder to salt marsh leads in many bird species to a lower density of breeding pairs. All assessment criteria were formulated in retrospect. See text for further explanation.

A distinctive feature of the pilot in NFB in comparison with restoration projects of coastal salt marshes elsewhere, is that it forms a landward extension of an existing salt marsh, and a first step towards the restoration of a wide salt marsh. Compared to a “normal” mainland salt marsh, a wide salt marsh provides higher chances for environmental gradients to develop, such as a landward decrease in the local level of MHT, and similar gradients in sedimentation and elevation change. The shift in local MHT has not been investigated; results of our study for the other gradients were in line with the above-mentioned expectation for a wide salt marsh.

To what extent the restoration targets in the pilot area were realized according to the criteria of Figure 1 has already been reviewed above. For the vegetation criteria it counts that ten years after the de-embankment, the pilot area was entirely covered by plant communities from different salt-marsh zones. Furthermore at the species level: all 23 target plant species were found in the pilot area ten years after de-embankment. According to these two criteria, the restoration target of the pilot was fulfilled. The dominance of the secondary pioneer community in half of the pilot area is considered, however, as less favourable (in Figure 1 represented by a shorter arrow next to the criterion ‘Development of main zones’).

Utilisation of the pilot area by staging geese, as discussed above, developed to a similar level as was found in the adjacent salt marsh. The same applies more or less to the breeding birds. Both the utilisation by geese and the density of breeding birds in the pilot area were considered to be relatively low in comparison with values which have been found in other salt marshes (and in the past also in NFB). If a grazing regime with lower stocking densities had been applied, this would have alleviated the impact of grazing, and thereby would have induced the replacement of the secondary pioneer community by more grass-rich communities. This also would have reinforced the restoration targets for both the staging geese and the breeding-bird population.

Final conclusion

On the whole, it may be concluded that the pilot area ten years after its de-embankment is still evolving towards a target state. The pilot therefore can be considered a fairly successful project for salt-marsh restoration. The assessment criteria for both abiotic and vegetation parameters showed a more encouraging development than for geese and breeding birds. After ten years, the pilot could have been even more successful if the secondary pioneer community had been confined to a smaller area.

Recommendations

Based on the results of our study and the acquired knowledge, a number of recommendations have been formulated for any further transformation of summer polders in NFB into salt marsh and for management. The most important are:

Planning

- As a basic principle of any planning, it is recommended to strive for the lowest possible resistance for both the tidal wave entering the restoration site and the subsequent ebb stream. This entails among others: enlargement of creeks and tidal channels in the adjacent seaward salt marsh and intertidal mudflats, wide breaches, removal or lowering of greater parts of the summer-polder banks that are oriented parallel to the coastline, construction of bridges which have only a minimal effect on the resistance for tidal currents, and a minimal use of culverts.
- In case of any shortage of sediment, it is recommended to look for possibilities in lowering the soil surface locally to increase the variation in marsh topography.
- In order to ‘rewet’ the pilot area, the smallest elements of the existing drainage network, *i.e.* the ditches, were strategically dammed. For future de-embankments, it is recommended to leave the small-scale elements of the drainage system intact, but to discontinue any maintenance after de-embankment. This would allow for a gradual process of filling up of part of the ditches and the widening of others.

Management

- In areas with a low surface elevation and poor drainage, it is recommended to suspend livestock grazing for the first few years after de-embankment, and depending on the vegetation development, to resume grazing with a rotational regime where grazing for one season is alternated with a fallow period of 1 – 2 years.
- For areas with a higher surface elevation, it is recommended to adjust the management according to the conservation targets at a larger scale. In order to allow all aspects of biodiversity to reach their full potential, multiple grazing regimes including a no-grazing regime must be maintained simultaneously.
- Considering the strong negative impacts of horses on breeding birds, it is recommended to restrict the usage of horses for grazing and to replace horses by cattle; at least where high stocking densities are applied.

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

In het kader van een grootschalig kwelderherstelprogramma waarin het de bedoeling is om het 1100 ha grote complex aan zomerpolders van Noard-Fryslân Bûtendyks (hierna afgekort tot NFB) voor een groot deel stapsgewijs om te vormen tot kwelders, is in 2001 een proefproject in uitvoering genomen. Hierbij is een bijna 120-ha grote zomerpolder uitgepolderd en heringericht. Het proefproject is gevolgd door een uitgebreid monitoringsonderzoek dat begon in de uitgangssituatie vóór de uitpoldering en doorliep tot en met vier jaar erna, waarna een evaluatie is uitgevoerd (van Duin *et al.* 2007; Beintema *et al.* 2007).

Door subsidie van het Waddenfonds werd het mogelijk om het verkwelderingsexperiment tien jaar na de start opnieuw te evalueren. De doelstelling van dit rapport is drieledig:

- (a) Het geven van een overzicht van een tien jaar lange ontwikkeling in de zgn. *Proefverkweldering* op basis van het uitgevoerde monitoringsonderzoek en analyses
- (b) Het evalueren van het verkwelderingsexperiment, nu op basis van een tien jaar lange ontwikkeling inclusief het opstellen van aanbevelingen voor de uitvoering van verder kwelderherstel in NFB
- (c) Het bieden van een bouwsteen voor het uitdragen van de onderzoeksresultaten en de evaluatie van het experiment via andere kanalen.

1.2 Voorgeschiedenis

1.2.1 Afname kwelderareaal in de Waddenzee

Kwelders zijn voor het behoud van biodiversiteit van groot belang. Dit komt niet doordat kwelders gekenmerkt worden door een hoge soortenrijkdom (gemeten naar aantal soorten per oppervlakte-eenheid), maar wel doordat veel soorten uitsluitend op kwelders voorkomen. Deze soorten zijn dus voor hun voortbestaan volledig afhankelijk van kweldermilieus. Daarnaast zijn kwelders van belang voor soorten die voor een deel van hun jaar- of levenscyclus op kwelders doorbrengen. De betekenis van kwelders voor het natuurbehoud en handhaving van de biodiversiteit blijkt ook uit hun opname in de EU-Habitatrichtlijn en in het EU Natura 2000 netwerk van Europese natuurgebieden (LNV 2006).

Als gevolg van inpolderingen en andere ingrepen in de kustzone staan kwelders op wereldschaal onder grote druk. De huidige Nederlandse kwelders beslaan ongeveer 12 000 ha en zijn daarmee van grote internationale betekenis. Naar historische maatstaven is het oppervlakte echter vrij gering. In de Waddenzee geldt dit vooral voor de kwelders langs het vasteland, waar ter verkrijging van nieuwe landbouwgronden vanaf het begin van de 17^e eeuw veel kwelders zijn ingepolderd. In de Nederlandse Waddenzee bijvoorbeeld is vanaf 1600 het areaal vastelandkwelders met 80% afgenomen van meer dan 14 000 ha tot ongeveer 2500 ha in 1995 en 3300 ha in 2008 (exclusief pionierkwelder; Esselink 2000; Esselink *et al.* 2009; Dijkema *et al.* 2011). De vorming van nieuwe kwelders kon het tempo van de inpolderingen niet bijhouden (Dijkema 1987; kader I). In 20^e eeuw is de achteruitgang nog versterkt doordat met het bijkomende motief van kustbescherming, enkele estuaria volledig werden afgesloten, zoals de Zuiderzee en de Lauwerszee. De recente toename is het gevolg van de

Kader I: Historie van de landaanwinning en kwelderwerken

In het begin van de achttiende eeuw, maar waarschijnlijk al eerder is de aanwas van nieuwe kwelders kunstmatig gestimuleerd door het hooggelegen wad door middel van begreppeling te ontwateren en zo de vegetatieontwikkeling te bevorderen. Door dammetjes op te werpen werd tevens het natuurlijke proces van sedimentatie bevorderd (Esselink 2000; Dijkema *et al.* 2001). In de loop van de eeuwen is de menselijke inmenging bij kweldervorming een dynamisch proces geweest, afhankelijk van de socio-economische omstandigheden. In het begin van de 20e eeuw werd deze vorm van landaanwinning volgens de zgn. boerenmethode opnieuw verlaten. Mede door de economische situatie is hierop de Nederlandse overheid in de jaren dertig van de vorige eeuw de Rijkslandaanwinningswerken begonnen, waarbij naar het voorbeeld van Duitsland begreppelde sedimentatievakken werden aangelegd om de kweldervorming te bevorderen. Iets meer dan dertig jaar (1965) later werd geconcludeerd dat de landaanwinning op deze wijze niet economisch rendabel was en werden de werken niet verder uitgebreid.

ontwikkeling van pionierkwelder naar lage kwelder en het resultaat van recent uitgevoerde herstelprojecten, waaronder de Proefverkweldering die in dit rapport centraal staat.

De hoge natuurwaarden van de uit landaanwinning voortgekomen kwelders werden steeds meer erkend, waardoor in 1980 is besloten de kwelders met landaanwinning te handhaven als natuurgebied (Esselink 2000; Dijkema *et al.* 2001). Voor het behoud van de kwelders bleef een vorm van onderhoud aan de landaanwinningswerken noodzakelijk. Deze werken kregen een nieuwe naam, nl. kwelderwerken. De kwelders en zomerpolders tot de zeeverende dijk werden opgenomen in de Planologische Kernbeslissing (PKB) Waddenzee met de doelstelling duurzame bescherming en ontwikkeling van de Waddenzee.

De huidige kwelders langs de vastelandskust in de Waddenzee zijn nagenoeg allemaal voortgekomen uit landaanwinningswerken en zijn daarmee als kunstmatig aan te merken, of als half-natuurlijk omdat de vegetatie zich er spontaan ontwikkeld heeft (Esselink *et al.* 2009). Door de historische ontwikkeling van landaanwinning en inpolderingen vormen de huidige vastelandkwelders vaak maar een smalle zone langs de buitenkant van de zeedijk. Ze worden gekenmerkt door een hoge opslibbing waardoor de ontwikkelingstijd van jonge pionierkwelder naar een “oude” kwelder relatief kort is (< 40 jaar; Esselink *et al.* 2009). Zonder een vorm van beweiding zou de kwelder spoedig gedomineerd worden door een soortenarme hoogopgaande begroeiing van Zeekweek. Deze veroudering van kwelders wordt als een bedreiging van de biodiversiteit op kwelders gezien. Zeer brede kwelders hebben een meer volledige hydrodynamische gradiënt, waardoor de landwaartse delen een veel lagere opslibbing hebben. De ontwikkeling naar Zeekweek lijkt hier langzamer te verlopen of zelfs te ontbreken. Herstel van brede kwelders (kwelders met een meer natuurlijke dimensie) kan daarmee een duurzame bijdrage leveren aan behoud van de biodiversiteit. Uitpoldering van zomerpolders in NFB vormt één van de weinige mogelijkheden in de Waddenzee om tot een zeker herstel van brede kwelders te komen.

In diverse programma's zoals het trilaterale Waddenzeeplan (1997), PKB-Waddenzee, Kaderrichtlijn Water, Natura 2000 en het Waddenfonds, is de doelstelling opgenomen om de kwelders te behouden, waar mogelijk uit te breiden en de kwaliteit te verbeteren. Daarnaast wordt in het kader van klimaatverandering aandacht gevraagd voor projecten die de klimaatbestendigheid van de Waddenzee vergroten (VROM 2010). Eén van de meest verstrekkende gevolgen van de huidige klimaatverandering is de stijging van de zeespiegel. Kwelders zijn in staat met de zee “mee te groeien” doordat ze met enige regelmaat met zeewater overstromen waarbij steeds sediment op de kwelder wordt afgezet. Zomerpolders daarentegen, zijn maar weinig klimaatbestendig. Door de aanwezigheid van zomerkades zijn de overstromingsfrequentie en aanvoer van sediment veel te laag

om de huidige zeespiegelstijging bij te kunnen houden. De mogelijke omvorming van zomerpolders tot kwelders kan daarmee bijdrage leveren aan een klimaatbestendige Waddenzee.

1.2.2 Kwelderherstel

Voorafgaande aan een definitieve inpoldering, zijn in het verleden in de Waddenzee ook stukken kwelder als zomerpolder ingepolderd. Tot voor kort ging het om ongeveer 3200 ha, waarvan meer dan de helft in Nedersaksen (Duitsland) en 1280 ha in Friesland (NFB en Peazemerlannen). Mede doordat in de laatste decennia van de vorige eeuw de landbouwkundige betekenis van de zomerpolders is afgenomen en tegelijkertijd aan natuurbehoud een steeds groter maatschappelijk belang werd toegekend, werd het mogelijk om de zomerpolders in te zetten voor kwelderherstel. Vanaf 1985 zijn daartoe in het Waddengebied in totaal 14 projecten in uitvoering genomen. Wanneer twee dijkdoorbraken met een natuurlijke oorzaak (storm) en waar de zomerkade niet (succesvol) hersteld is, worden meegerekend, is in een gebied van in totaal bijna 1000 ha de invloed van het getij gedeeltelijk of geheel hersteld (Esselink *et al.* 2009).

Ook elders in Europa is ontpolderen de afgelopen decennia steeds vaker toegepast als maatregel voor natuurontwikkeling en om kwelderherstel te realiseren (Wolters *et al.* 2005; Garbutt & Wolters 2008; Mossman *et al.* 2012ab). Onderzoek naar deze kwelderherstelprojecten leert echter dat bij veel van deze projecten de ontwikkelingen en eventuele successen slecht zijn gedocumenteerd (Wolters 2005). Wolters (2005) concludeert dat het belangrijk is dat monitoring plaatsvindt van ten minste van één jaar voor aanvang tot tien jaar na uitpoldering. Daarnaast noemt zij het belangrijk om zowel abiotische (opslibbing en overstromingsfrequentie) als biotische (vegetatie- en faunaontwikkeling) variabelen te meten om succes van het herstel te kunnen evalueren. Door middel van monitoring kan meer inzicht worden verkregen in de processen die komen kijken bij kwelderontwikkeling en kunnen het beheer en inrichting van het gebied worden aangepast. Daarnaast is een integrale benadering van belang voor het verkrijgen en behouden van draagvlak bij beheerders en bewoners/gebruikers in de regio. Hierbij kan worden gedacht aan het monitoren van de gevolgen van kwelderherstel binnen en buiten het projectgebied, zoals het meten van verzilting en verandering van ganzenpopulaties in naburige gebieden.

1.2.3 Proefverkweldering Noarderleech 2001 – 2005

Zomerpolders lijken dus een goede mogelijkheid te bieden om via natuurherstel tot een gedeeltelijk herstel van kwelderareaal te komen. In het begin van de jaren negentig van de vorige eeuw is al het idee ontstaan om ook de zomerpolders van NFB hiervoor in te zetten (Hosper & de Vlas 1994). Door het “verkwelderen” van deze zomerpolders zou bovendien één van de grootste aaneengesloten kweldergebieden van Europa kunnen ontstaan. Voor de daadwerkelijke realisatie van dit plan heeft de vereniging It Fryske Gea subsidie verworven uit het LIFE-Nature-programma van de EU en is steun verkregen vanuit het Rijk (Rijkswaterstaat en het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit) en de Provincie Fryslân.

Omdat er weinig ervaring was met een dergelijk grootschalig project en om voldoende draagvlak onder de lokale bevolking te behouden is er voor gekozen om eerst een Proefverkweldering uit te voeren en de gevolgen daarvan gedurende enkele jaren nauwgezet te laten onderzoeken. Op 14 september 2001 is daartoe de 117 ha metende zomerpolder Noarderleech heringericht en weer blootgesteld aan de getijdeninvloed door (Figuur 1.1):

- (a) Het aanbrengen drie openingen in de zomerkade



Figuur 1.1 Ligging van de Proefverkweldering in het Noorderleech. Bij de herinrichting gegraven krekken zijn in blauw aangegeven.

- (b) De aanleg van drie kreeksystemen die buiten de zomerpolder aansluiting kregen op de ontwatering van de aangrenzende voormalige landaanwinningskwelders.

In de jaren voor de uitpoldering werd de zomerpolder beweid met paarden en runderen. Dit beheer is na de uitpoldering voortgezet.

In de zogenaamde Proefverkweldering zijn in het kader van een zesjarig monitoringsprogramma, dat liep van het laatste jaar vóór uitpoldering tot en met vier jaar erna, de ontwikkeling van de krekken, de verzilting, de hoogteligging, de vegetatie, de broedvogelbevolking en het gebruik door ganzen intensief gevolgd. Door lokaal de invloed van het vee uit te sluiten is het effect van beweidingsbeheer onderzocht.

Op basis van deze monitoring werd in een evaluatie geconcludeerd dat het proefproject succesvol was verlopen (zie tekstkader II; van Duin *et al.* 2007). Het succes werd verklaard omdat in de proef werd voldaan aan een aantal essentiële randvoorwaarden die een relatief snelle ontwikkeling van een zilte kweldervegetatie mogelijk maakten, zoals de gunstige hoogteligging in het getijdenster, de beschikbaarheid van sediment, de aan- en afvoer van zout water, de ontwatering en de aanvoer van (zaad van) doelsoorten. De voortzetting van de beweiding werd daarbij gezien als een succesvolle beheermaatregel om een snelle ontwikkeling van een soortenarme Kweekvegetatie te voorkomen.

Ook werd vastgesteld dat na vier jaar nog steeds sprake was van voortgaande veranderingen ten gevolge van de uitpoldering (van Duin *et al.* 2007). De richting van de veranderingen werd daarbij als gunstig beoordeeld. Aanbevolen werd om het monitoringsprogramma op hoofdlijnen voort te zetten; in eerste instantie voor een periode van nog eens zes jaar met een opnamefrequentie van eenmaal per twee jaar. Deze ambitie kon voor een belangrijk deel worden gerealiseerd door toekenning van twee subsidies. Ten eerste werd in 2007 door het Prins Bernhard Cultuurfonds een subsidie toegekend voor

onderzoek naar mogelijke effecten van het optreden van een middelzware stormvloed op de Proefverkweldering (Esselink & Chang 2010). In 2011 is vervolgens door het Waddenfonds een subsidie toegekend om de Proefverkweldering op basis van een tienjarige ontwikkeling opnieuw te evalueren en de resultaten van het monitoringsonderzoek door middel van publicaties uit te dragen. Dit rapport vormt daartoe het basisdocument (zie ook § 1.1).

Kader II: Samenvatting van de veranderingen in de Proefverkweldering in de eerste vier jaar na uitpoldering (van Duin et al. 2007).

Van één jaar voor de uitpoldering t/m vier jaar erna zijn ontwikkelingen in de abiotiek (verziltig, kreekontwikkeling en opslibbing), vegetatie, broedvogels en het gebruik door ganzen gemonitord.

In tegenstelling tot de opgestelde hypothese bleek de verziltig van de Proefverkweldering niet een kwestie van een plotselinge omslag, maar een geleidelijk verlopend proces van meerdere jaren te zijn. In het vierde jaar na uitpoldering lag het zoutniveau in de Proefverkweldering nog steeds gemiddeld 30% onder de referentiewaarde van de aangrenzende kwelder.

De uitgegraven krekken bleken op veel locaties overgedimensioneerd. De krekken lieten hier een opvulling met sediment zien (verondieping/versmalling). In één van de drie doorgravingen is een duiker geplaatst. Deze functioneerde als een drempel, waardoor de kreek bij laagwater niet droog liep. Als gevolg hiervan trad hier erosie van de oevers op en verbreedde de kreek zich hier. Bij overspoeling van de duiker trad ook erosie op in de directe omgeving van de duiker.

De opslibbing was het hoogste in de lage delen van de Proefverkweldering. Voor de gehele Proefverkweldering werd over een periode van vier jaar een gemiddelde waarde van meer dan 6.5 mm/jaar gemeten. Op basis van deze waarde is geconcludeerd dat met het oog op uitwisselingsprocessen tussen Proefverkweldering en het voorliggende gebied sprake was van een voldoende functioneren van de doorgravingen.

In de uitgangssituatie bleek op beperkte schaal een groot aantal zouttolerante plantensoorten (halofyten) al aanwezig te zijn, dus al vóór dat de feitelijke uitdijking van het gebied gerealiseerd was. Als gevolg van de verziltig was sprake van een snelle toename van de bedekking door halofyten ten koste van de niet-zouttolerante - tot matig-zouttolerante plantensoorten. Deze vegetatieontwikkeling verliep het snelst in de laaggelegen delen. In het eerste jaar na uitdijking was hier al sprake van een kweldervegetatie gedomineerd door Klein schorrenkruid en Zeekraal; in latere jaren gecombineerd met een geleidelijke toename van Gewoon kweldergras.

Op vegetatiekundige grondslag is een lijst met 20 doelsoorten opgesteld. Tijdens soortkarteringen op drie transecten werden deze soorten vanaf het tweede jaar na uitpoldering jaarlijks bijna allemaal waargenomen.

Beweiding zorgde door de combinatie van vertrapting en korte afgegraasde vegetatie voor een iets drogere, meer compacte en zoutere bodem plus vooral op de wat hogere delen, voor een lagere opslibbing. Ook zorgde beweiding voor een hogere diversiteit aan plantensoorten. In exclusures waar de invloed van het vee ontbrak, ontwikkelde zich een soortenarme Kweekvegetatie. Tijdens de eerste vier jaar na uitpoldering was in enkele exclusures sprake van vestiging van Zeekweek. Naar verwachting zou deze soort in de exclusures Kweek op termijn vervangen. De ontwikkeling van een soortenarme Kweek- of Zeekweekvegetatie in exclusures laat zien dat voor de realisatie van de beheerdoelstellingen beweiding een essentiële beheermaatregel is.

In vergelijking met beweidde kwelders bleef het gebruik door Brand- en Rotgans van de Proefverkweldering gedurende de herfst de eerste vier jaar na uitpoldering op een zeer laag niveau. Het gebruik in het voorjaar daarentegen liet vanaf het eerste seizoen een substantiële toename zien. Naar verwachting zal door een toename van grazige vegetatie ook in het najaar het gebruik van de Proefverkweldering door ganzen toenemen.

In de Proefverkweldering werden in de eerste vier jaar na uitpoldering geen duidelijke veranderingen in broedvogelaantallen gevonden.

1.2.4 Allerheiligenvloed 2006

Het optreden van de Allerheiligenvloed op 1 november 2006 was voor It Fryske Gea aanleiding om een subsidieaanvraag in te dienen bij het Prins Bernhard Cultuurfonds om het effect van deze middelbare stormvloed op de Proefverkweldering te laten onderzoeken. Door een positief besluit konden drie kernonderdelen van het monitoringsonderzoek (de kreekontwikkeling, de hoogteligging en de vegetatieontwikkeling) in 2007 opnieuw worden vastgelegd (Esselink & Chang 2010). De hoge stormactiviteit in 2006/2007 heeft niet geresulteerd in een extra hoge opslibbing in vergelijking met andere “goede” stormjaren, noch op de kwelder, noch in de Proefverkweldering. Zes jaar na de verkweldering was nog steeds sprake van veranderingen in de kreekprofielen.

1.3 Doel van het project

De belangrijkste doelstelling van dit project is om de resultaten van het verkwelderingsexperiment in het Noorderleech te evalueren en uit te dragen. Het streefbeeld van de Proefverkweldering is om van de zomerpolder een beweidbare en gevarieerde kwelder te maken. Hierbij horen (a) de natuurlijke processen die op een kwelder plaatsvinden, zoals water- en sedimentuitwisseling, (b) structuur van een kwelder: dimensies, oeverwallen, kommen, krekken en vegetatie (van Duin *et al.* 2007). De Proefverkweldering moet tevens leiden tot meer inzicht in het verkwelderingsproces, in eventuele invloeden en gevolgen daarvan op de aangrenzende kwelders en resterende zomerpolders, en op het gebruik van het gebied door ganzen en broedvogels.

Hierop zijn voor deze evaluatie van tien jaar verkweldering de volgende nevendoeleinen geformuleerd:

- (a) Het inzicht geven in de ontwikkeling van de hoogteligging en de vegetatie in de Proefverkweldering
- (b) Het inzicht geven in de mogelijke effecten van de verkweldering op de aangrenzende kwelders en kwelderwerken
- (c) Het aangeven of eventuele effecten van de verkweldering op aangrenzende (agrarische) gebieden/ zomerpolders aanwezig zijn
- (d) Het inzicht geven in de effecten op de fauna, waarbij voornamelijk aandacht zal worden besteed aan pleisterende ganzen en broedvogels
- (e) Door de opgedane ervaring met dit type natuurontwikkeling, een advies betreffende inrichting en beheer te geven en voorspellingen te doen bij toekomstige kwelderherstelprojecten.

1.4 Rapportage

In het voorliggende eindrapport vindt de evaluatie van de Proefverkweldering plaats na tien jaar monitoring van het kwelderherstel. Net zoals de vorige rapportage van van Duin *et al.* (2007) zal ook dit rapport meer het karakter hebben van een werkdocument voor de opdrachtgever/beheerder en de onderzoekers en zal daarom een overzicht geven van alle verzamelde gegevens. Van dit eindrapport is ondertussen echter ook een op een breed publiek gerichte ingekorte versie verschenen (van der Eijk & Esselink 2014), evenals dit is gebeurd met de resultaten van het monitoringsonderzoek over de eerste zes jaar (Beintema *et al.* 2007).

2 Beschrijving studiegebied

2.1 Proefverkweldering

Hieronder wordt als belangrijkste onderzoeksterrein alleen de Proefverkweldering beschreven. Voor een beschrijving van geheel Noard-Fryslân Bûtendyks wordt verwezen naar van Duin *et al.* (2007).

Geschiedenis

De Proefverkweldering is een voormalige zomerpolder van ongeveer 120 ha¹ die in 1909 ontstaan is door inpoldering van een stuk kwelder (Schroor 2009). Deze kwelder was ontstaan door landaanwinning volgens de zgn. “boerenmethode” (Dijkema *et al.* 2001; Schroor 2009). De zomerpolder vormde een langgerekt gebied van ongeveer 300 m breed en meer dan 3 km lang, op de grens van de na 1909 ontwikkelde meer zeewaarts gelegen kwelders en een complex van zomerpolders aan de landzijde (Figuur 1.1). Na de inpoldering is de zomerpolder intensief benut als weidegrond en mogelijk voor hooiwinning. In de zomerpolders van NFB is in 1901 het gebruik van kunstmest geïntroduceerd (Mast 1994). Rond 1990 bedroeg de stikstofbemesting gemiddeld 150 kg N per ha; in laaggelegen zomerpolders 100 kg N per ha. Na inpoldering en eerste inzaai, heeft in deze polder vermoedelijk geen scheuring van het grasland of herinzaai meer plaatsgevonden.

Overgangsbeheer

In 1996 is de vennootschap ‘het Noorderleegs Buitenveld B.V.’ overgenomen door It Fryske Gea (Schroor 2009). In de periode erna tot de uitpoldering in september 2001, is in de proefpolder een overgangsbeheer gevoerd. In 1997 zijn twee nog in werking zijnde klepduikers in de noordelijke zomerkade opengezet, waardoor bijna tweemaal per dag tijdens vloed zeewater de proefpolder kon binnenkomen. De invloed van het zeewater is echter grotendeels beperkt gebleven tot de achter de zomerkade gelegen en inmiddels gedempte ‘noordsloot’ en de daarop afwaterende diepere greppels. Alleen op 5 februari 1999 is de hele polder nog een keer met zeewater overstroomd als gevolg van extreem hoogwater. Ook het uitwateringssluisje in de noordwesthoek van de Proefverkweldering is ruim voor de uitpoldering van 2001 opengezet en is ook na de start van de Proefverkweldering in 2001 open blijven staan. Het sluisje aan de oostkant is bij de herinrichtingswerkzaamheden wel afgesloten. Sinds 1997 is niet alleen de toevoer van zout water, maar ook de toevoer van zaden van kwelderplanten vrijwel zeker hoger geweest dan wanneer deze drie open verbindingen er niet waren geweest. Dit laatste geldt ook voor plantfragmenten waarbij onder gunstige omstandigheden wortelgroei kan optreden en planten zich dus door vegetatieve verspreiding kunnen vestigen.

In het lage deel van de proefpolder is in 1997 tevens de bemesting met kunstmest stopgezet; in het hoge (westelijke) deel is dat in 1998 gebeurd.

¹ Gemeten langs de binnenvoet van de zomerkades heeft de Proefverkweldering na herinrichting een netto oppervlakte van 117 ha (zie tabel 2.1). Eerder is uitgegaan van 135 ha (van Duin *et al.* 2007). Dit kan veroorzaakt zijn doordat de grens van de Proefverkweldering toen anders is gekozen: mogelijk over de kruin van de zomerkades. Ook kan een punt van de polder zijn meegerekend die bij de herinrichting bij de aangrenzende zomerpolders is getrokken. De door Esselink & Chang (2010) opgegeven grootte van 123 ha is ook gebaseerd op een iets te ruim genomen begrenzing.

Herinrichting en ontwatering

Eén jaar voor de uitpoldering is de zomerpolder opnieuw ingericht. De zuidelijke zomerkade op de grens met de overige zomerpolders is verhoogd tot 3.1 m +NAP en verbreed. De hiervoor benodigde klei was afkomstig uit drie kreken die over een totale lengte van 5 km in het gebied zijn uitgegraven. De achter de noordelijke zomerkade gelegen dijksloot is gedempt. De drie gegraven kreken zijn buiten de Proefverkweldering aangesloten op bestaande hoofduitwateringen van de kwelderwerken. Daartoe zijn op drie locaties gaten in de noordelijke zomerkade gemaakt (Foto 1 – 3). Deze gaten waren op maaiveldniveau 20 – 40 m breed; de kreken zelf kregen ter hoogte van de gaten, inclusief een glooiend talud, een breedte van 5 – 10 m. In de middelste doorgraving is een duiker geplaatst, waardoor de effectieve doorstroomopening hier niet breder is dan 2 m (Foto 2; van Duin *et al.* 2007). In de westelijke doorgraving is een voetgangersbrug geplaatst met een kleinere invloed op de effectieve doorstroomopening (Foto 1).

Door het graven van de kunstmatige kreken en de drie gaten in de zomerkade zijn even zoveel afwaterings- of kombergingsgebieden in de Proefverkweldering ontstaan. Deze laten grote verschillen in omvang zien (Tabel 2.1). Het kleinste kombergingsgebied ligt achter de westelijke doorgraving en is 26 ha; de overige twee hebben ongeveer een gelijke omvang van om en nabij de 45 ha. Vlak achter de doorgraving splitsen de kreken zich in een oostelijke – en westelijke arm. Alleen achter de middelste doorgraving zijn de kombergingsgebieden van beide kreekarmen van ongeveer gelijke omvang. Zowel achter de westelijke als de oostelijke doorgraving loopt de grootte van de kombergingsgebieden van de twee kreekarmen sterk uiteen (Tabel 2.1).

In de proefpolder zelf is vóór de uitpoldering een vernatting doorgevoerd door het afdammen van de al aanwezige greppels op de aansluiting met de uitgegraven kreken. In het laatste winterhalfjaar voor de uitpoldering (2000/2001) hebben grote delen van de proefpolder als gevolg van de herinrichtingswerkzaamheden regelmatig lange tijd onder water gestaan.

Tabel 2.1 De omvang van de kombergingsgebieden van de drie gegraven kreken in de Proefverkweldering (Zie Figuur 1.1 voor de ligging van de kreken).

| Doorgraving | Kreekarm | | Totaal (ha) |
|-------------|-----------|-----------|----------------|
| | west (ha) | oost (ha) | |
| West | 4 | 22 | 26 |
| Midden | 22 | 24 | 46 |
| Oost | 40 | 5 | 45 |

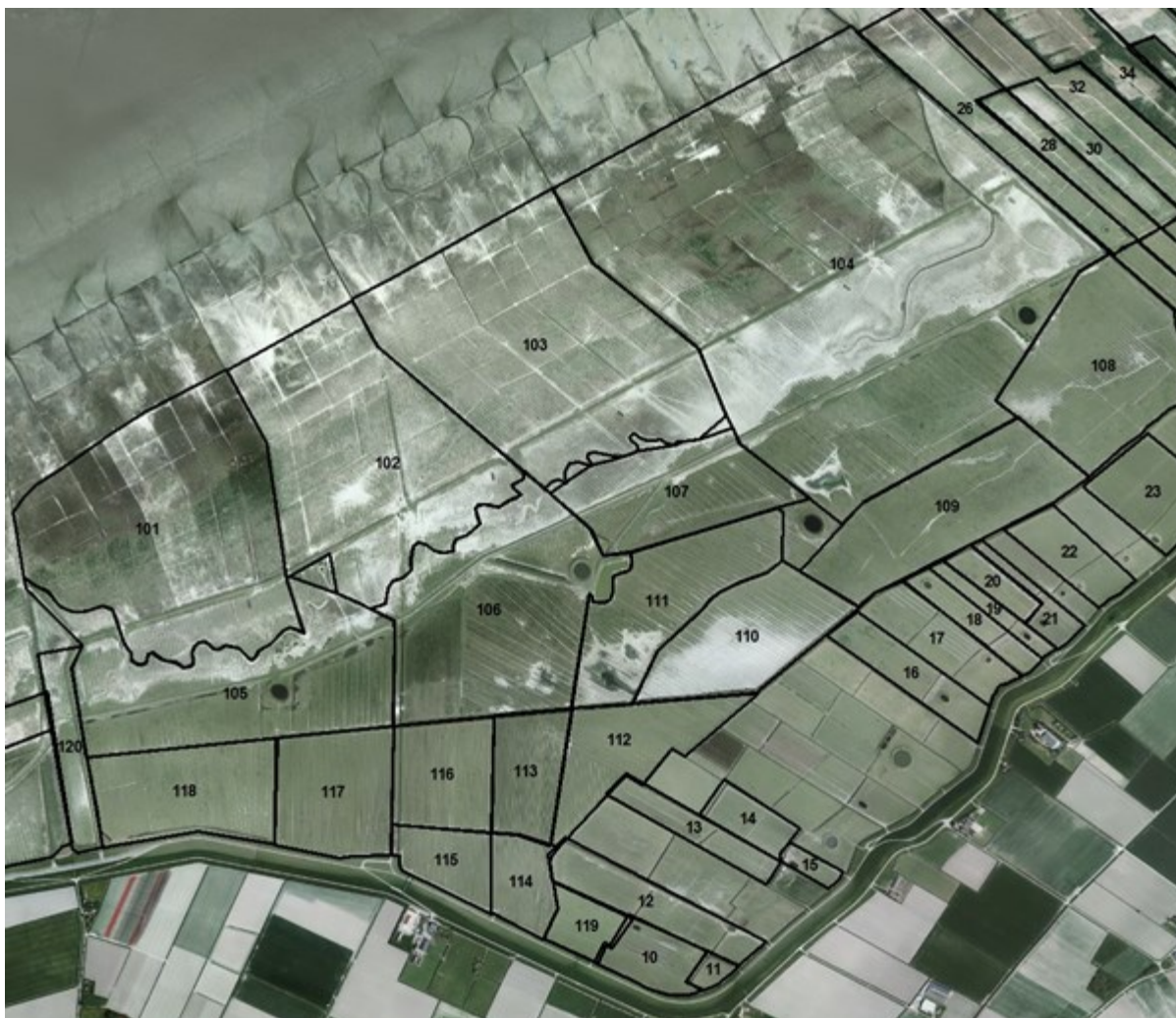
Beheer

It Fryske Gea streeft voor NFB naar een gevarieerde kweldervegetatie met zoveel mogelijk planten- en diersoorten die van nature op kwelders thuis horen (Jager & Rintjema 2003). Om dit streefbeeld te realiseren wordt seizoensbeweidings als belangrijkste beheermaatregel ingezet. In de zomerpolders en op zomerkades is sprake van aanvullend maaibeheer in verband met distelbestrijding en om ruigtevorming tegen te gaan.

De Proefverkweldering vormt niet één beheercompartiment, maar verschillende delen van de Proefverkweldering maken deel uit van verschillende beheercompartimenten, waarvan de begrenzing in de loop der tijd in sommige gevallen is gewijzigd. Figuur 2.1 geeft de situatie ongeveer halverwege de monitoringsperiode (2005). Toen vielen delen van de Proefverkweldering in totaal in zeven verschillende compartimenten (nr. 101 t/m 107), terwijl tegelijkertijd vanuit een oogpunt van veeveiligheid enkele randen langs de gegraven kreken waren uitgerasterd. Het meest oostelijk deel van de Proefverkweldering en de delen ten noorden van de gegraven kreken maakten meestal deel uit



Foto 1 – 3 De doorgraafopeningen van west naar oost met de gegraven kreek en aangelegde kunstwerken, vanaf de kwelder de Proefverkweldering inkijkend. Foto 1 (boven) toont kreek met voetgangersbrug in het westen in mei 2012. Foto 2 toont kreek met duiker in de middelste doorgraving (mei 2007). Foto 3 toont de oostelijke doorgraving zonder kunstwerken met de splitsing van de gegraven kreek vlak achter de doorgraafopening (mei 2007).



Figuur 2.1 Kaart met beheercompartmenten van It Fryske Gea in het centrale deel van NFB in 2005. Delen van de Proefverkweldering liggen in de compartimenten 101 t/m 107 (naar van der Graaf *et al.* 2006).

Tabel 2.2 Overzicht van het beheer in de Proefverkweldering sinds de uitpoldering t/m 2011. De ligging van de beheercompartmenten wordt gegeven in Figuur 2.1; die van de onderzoekslocaties en transecten T1–3 in Figuur 3.1.

| Compartiment | Onderzoekslocatie | Beweidingswijze |
|--------------|---|---|
| 105 | locaties 1 en 2; zuidelijk deel T1 | 2001 en 2002 nauwelijks beweide; t/m 2007 paarden; 2008 – 2011 runderen |
| 101 | locaties 3 en 4; noordelijk deel T1 locatie 4 | 2002 paarden; 2003 – 2011 runderen In 2006 niet beweide, in nazomer gemaaid. 2008 – 2010 extra draad langs kreek; PQ's deels onbeweid |
| 102 | locaties 5 en 6 | t/m 2007 runderbeweidingswijze; 2008 – 2011 intensieve paardenbeweidingswijze, vanaf 1 april (Foto 4) |
| 103 | locaties 7 en 8; noordelijk deel T2 | t/m 2007 runderbeweidingswijze; 2008 – 2011 intensieve paardenbeweidingswijze, vanaf 1 april |
| 107 | zuidelijk deel T2 | t/m 2007 runderbeweidingswijze; 2008 – 2011 intensieve paardenbeweidingswijze, vanaf 1 april |
| 104 | locaties 9 – 12; T3 | t/m 2007 paardenbeweidingswijze; 2008 – 2011 runderbeweidingswijze |

van beheereenheden met stukken kwelder. Delen van de Proefverkweldering ten zuiden van de gegraven kreken lagen vaak in beheercompartimenten gecombineerd met stukken zomerpolder. In de Proefverkweldering is sinds de uitpoldering elk jaar sprake geweest van zowel beweiding met paarden als met runderen. Gedurende een weideseizoen was niet altijd sprake van een constante beweiding (zgn. standweide), maar werden er dieren omgeweid. Dit houdt in dat de vegetatie vaak een rustperiode kreeg en kon uitgroeien, om daarna weer kort te worden afgevreten. In vrijwel alle delen van de Proefverkweldering hebben zich wisselingen in veebezetting voorgedaan, zowel in vee soort als het aantal dieren (Tabel 2.2).

Ten behoeve van het monitoringsonderzoek zijn twaalf onderzoekslocaties in de Proefverkweldering gekozen (§ 3.1). In het jaar van uitpoldering en het eerste jaar erna (2001 en 2002) zijn de locaties 1 en 2 gelegen in de NW-punt van compartiment 105 niet of nauwelijks beweide (van Duin *et al.* 2004). De Proefverkweldering in compartiment 101 met de onderzoekslocaties 3 en 4 is in het vijfde jaar na uitpoldering (2006) gemaaid, waarschijnlijk door een tijdelijk tekort aan vee. In 2008 werd de grens tussen de compartimenten 102 en 106 naar het zuiden opgeschoven, waardoor ter plekke de Proefverkweldering in zijn geheel binnen compartiment 102 viel. De grens tussen 103 en 107 werd dat jaar op dezelfde wijze opgeschoven. Sinds 2008 vindt in deze delen een intensieve paardenbeweiding plaats; met ingang van 2009 meestal met extra bijvoeding al vanaf 1 april.

2.2 Hoogwaterstanden en overstromingsfrequentie

Noard-Fryslân Bûtendyks ligt achter in het kombergingsgebied van het Borndiep, het zeegat tussen Terschelling en Ameland. Bij een gemiddeld tij bedraagt het tijverschil hier ongeveer 2.3 m, zowel op Ameland (Nes) als langs het vasteland (Holwerd; slotgemiddelden 1991.0; http://www.rijkswaterstaat.nl/water/waterdata_waterberichtgeving/statistieken_kengetallen).

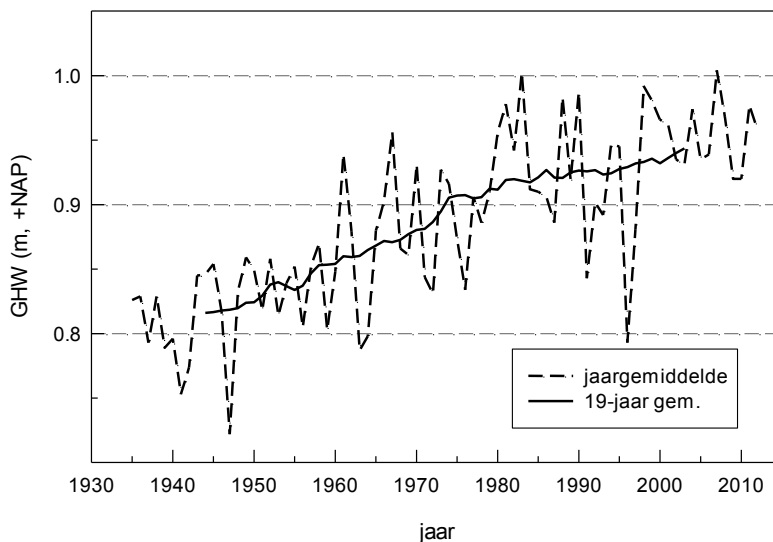
Kwelders zijn in hun ontwikkeling en voortbestaan meer afhankelijk van de overstromingsduur of -frequentie en ontwikkeling van de hoogwaterstanden dan van de gemiddelde waterstand of het gemiddeld zeeniveau.

Lange termijn ontwikkeling

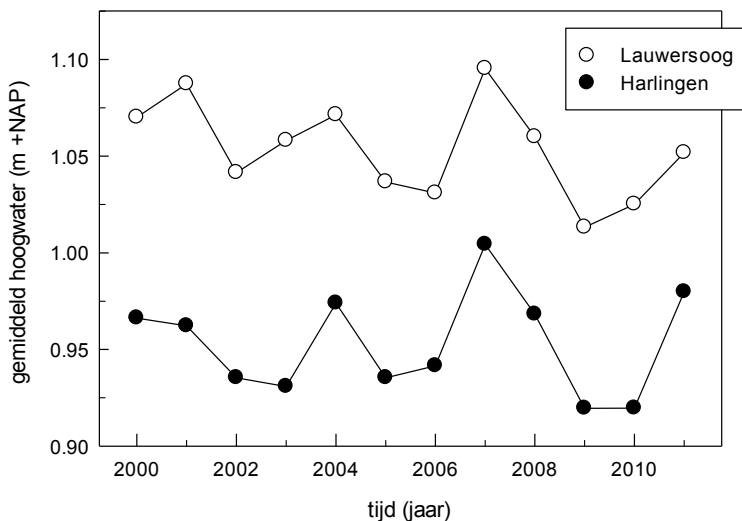
Sinds ongeveer het einde van de 19^e eeuw is in het Waddengebied en ook langs de Nederlandse kust sprake van een duidelijke stijging van de waterstanden. Op een aantal geselecteerde stations in de Duitse en Nederlandse Waddenzee liet het jaargemiddelde hoogwater (GHW) de afgelopen 50 – 100 jaar een stijging zien, variërend tussen stations, van 2 – 2.5 mm/jaar (Oost *et al.* 2009). De stijging van het gemiddeld zeeniveau bleef daarbij achter met een stijging van 1 – 2 mm/jaar. De stijging van de waterstanden wordt voor een belangrijk deel veroorzaakt door globale factoren, in het bijzonder de opwarming van het klimaat, maar ook plaatselijke en regionale factoren als luchtdrukverdeling en bodemdaling door isostasie (0.3 mm/jr) kunnen een rol van betekenis spelen (Oost *et al.* 2009).

Harlingen is het meest nabije meetstation van NFB waar ook een lange tijdreeks van peilregistraties van beschikbaar is. De gemiddelde stijging van het GHW over de periode 1935 – 2012 valt hier in de hierboven genoemde range (Figuur 2.2). Opmerkelijk is dat vanaf het midden van de tachtiger jaren van de vorige eeuw er sprake lijkt van een temporisering in de toename van het GHW. Het GHW laat onder invloed van het weer, zoals wind en verschillen in luchtdruk, een grote variatie van jaar op jaar zien. Daarnaast zijn ook de periodieke relatieve bewegingen van de maan en de zon ten opzichte van de aarde van invloed op het getij (Baart *et al.* 2012). Deze cyclus wordt de Saros-cyclus genoemd en heeft een lengte van 18.6 jaar. In Figuur 2.2 is de invloed van de Saros-cyclus

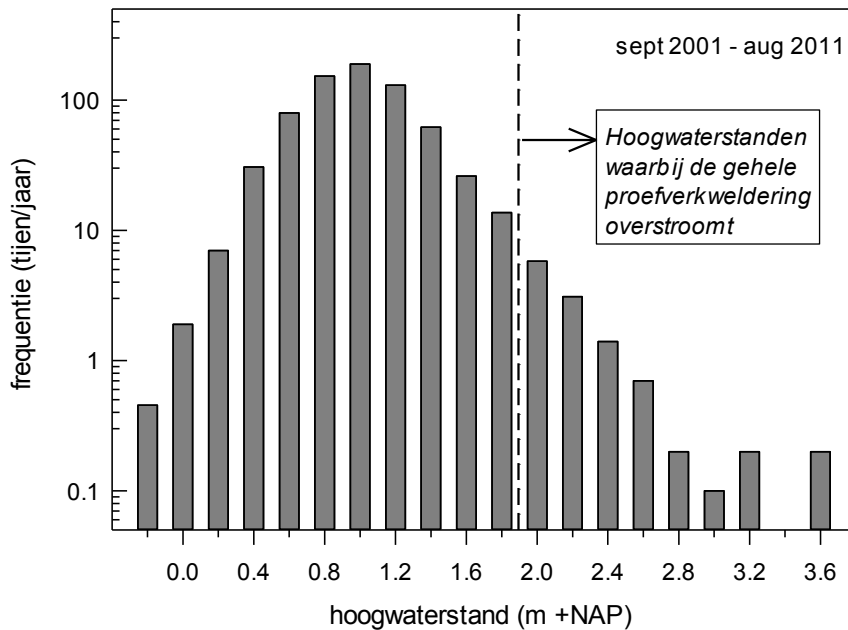
geneutraliseerd door het 19jaars-lopende gemiddelde uit te zetten. Maar ook dan blijft een langzamere stijging van het GHW zichtbaar. De lagere stijging van GHW is ook op andere meetstations in de Waddenzee waargenomen (Esselink *et al.* 2011), zodat gesproken kan worden van een regionaal verschijnsel. Wat de mogelijke verklaring van dit regionale verschijnsel is valt buiten het bestek van dit rapport.



Figuur 2.2 Ontwikkeling van het jaarlijks gemiddeld hoogwater (GHW) in Harlingen voor de periode 1935 – 2012. Tevens is het 19jaars-lopende gemiddelde uitgezet om het effect van de Saros-cyclus te neutraliseren (zie tekst). De gemiddelde stijging over de gehele periode bedraagt 2.2 mm/jaar. Vanaf het midden van jaren tachtig van de vorige eeuw lijkt er sprake van een lagere stijging van 1.0 – 1.3 mm/jaar (data Rijkswaterstaat).



Figuur 2.3 Het jaargemiddelde hoogwater in Harlingen en Lauwersoog in de periode 2000 – 2011 (data Rijkswaterstaat).



Figuur 2.4 De frequentie van de hoogwaterstanden in NFB in de eerste tien jaar na uitvoering van de Proefverkweldering (september 2001 – augustus 2011). Om visuele redenen is op de verticale as voor een logaritmische schaalverdeling gekozen. Het gemiddelde aantal hoogwaters per jaar bedroeg 706 (de hoogte van alle staafjes bij elkaar opgeteld). Tabel 2.3 geeft een specificatie van opgetreden hogere hoogwaterstanden (≥ 1.90 m +NAP) per stormjaar. Figuur is gebaseerd op de gemiddelde hoogwaterstand per getij in Harlingen en Lauwersoog.

Onderzoeksperiode 2000 – 2011

Van het station Holwerd zijn geen waterstanden beschikbaar uit de periode 1999 – 2011. Voor het beschrijven van de opgetreden hoogwaterstanden in NFB en de overstromingsfrequentie van het gebied kan daarom niet worden beschikt over waterstanden van een dichtbijgelegen meetstation. De keuze is om de waterstanden van Nes (Ameland) te gebruiken, of de gemiddelde waterstand van de stations Harlingen en Lauwersoog te berekenen (Esselink & Chang 2010). Als gevolg van de west naar oost geleidelijk oplopende hoogwaterstanden in de Nederlandse Waddenzee, is het hoogwater in Lauwersoog gemiddeld hoger dan in Harlingen. In de jaren 2000 – 2011 bedroeg het jaargemiddelde hoogwater in Harlingen 0.953 m +NAP en in Lauwersoog 1.053 m +NAP; gemiddeld een verschil van 10.0 cm (Figuur 2.3). Verder is er geen sprake van een groot verschil in getij karakteristieken tussen Harlingen en Lauwersoog. Omdat NFB ongeveer halverwege Harlingen en Lauwersoog, mag worden aangenomen dat de gemiddelde hoogwaterstand van beide stations een goede afspiegeling vormt van het hoogwater in NFB (Esselink & Chang 2010). Op basis van dit gemiddelde wordt hieronder het overstromingsregime van de Proefverkweldering beschreven.

Twee jaar na uitpoldering varieerde de hoogteligging van de Proefverkweldering tussen 1.35 m en 1.75 m +NAP met enkele uitschieters naar boven tot maximaal 2.00 m +NAP (van Duin *et al.* 2007). Hierop is door deze auteurs gekozen om bij een waterstand van 1.90 m +NAP of hoger te spreken van een complete overstroming van de Proefverkweldering. Deze drempelwaarde is ook in dit rapport aangehouden.

In de eerste tien jaar na de uitpoldering in september 2001 is de Proefverkweldering theoretisch zo 117 maal in zijn geheel met zeewater overstroomd (Tabel 2.3); *i.e.* gemiddeld bijna 12 keer per jaar. In Tabel 2.3 is er voor gekozen om het optreden van hogere vloed (≥ 1.90 m +NAP per stormjaar te presenteren. Een stormjaar is hierbij gedefinieerd als de periode 1 september t/m 31 augustus een jaar

later. Een dergelijke periode sluit beter aan op de monitoring van de opslibbing dan het gebruik van een kalenderjaar (Esselink & Chang 2010).

Het aantal keer dat het hoogwater gedurende de monitoringsperiode ten minste het niveau van 1.90 m +NAP bereikte verschilde sterk per stormjaar (Tabel 2.3). In 2008/09 gebeurde dit slechts drie keer; in 2007/08 22 keer. In het stormjaar 2006/07 met de Allerheiligenvloed van 1 november 2006 werd het niveau van 1.90 m +NAP 18 keer bereikt en daarmee kwam dat jaar in de monitoringsperiode uit op de derde plaats.

De aanvoer van sediment naar een kwelder wordt in grote mate bepaald door sterk verhoogde waterstanden bij storm. Kwelderontwikkeling, met name sedimentatie, wordt daarom wel omschreven als een gebeurtenis-gestuurd (*event-driven*) proces (Stumpf 1983; van Duin *et al.* 1997). Voor de Proefverkweldering hebben Esselink & Chang (2010) daarom de cumulatieve waterstand boven het referentievlak van 1.90 m +NAP per stormjaar berekend als index voor de stormactiviteit per stormjaar. Een stormvloed met een extreme hoogwaterstand heeft daarin een veel groter gewicht dan een verhoogde waterstand bij een “normale” storm. De hoogteontwikkeling van de Proefverkweldering liet inderdaad een duidelijke relatie zien met deze index (Esselink & Chang 2010). Op basis van deze index was 2006/07 het stormjaar met de hoogste stormactiviteit met 2007/08 op de tweede plaats (Tabel 2.3). Het stormjaar 2008/09 was het jaar met de laagste stormactiviteit.

Tabel 2.3 De frequentie van hoogwaterstanden ≥ 1.90 m +NAP in NFB per stormjaar (periode 1 sept t/m 31 aug) in de eerste tien jaar na uitvoering van de Proefverkweldering. De tabel geeft een specificatie van de rechterstaart van de frequentieverdeling in Figuur 2.4. De onderste regel geeft per stormjaar de som van alle waterstanden boven het niveau van 1.90 m +NAP uitgedrukt in hoogte van de waterkolom boven dit referentiepeil.

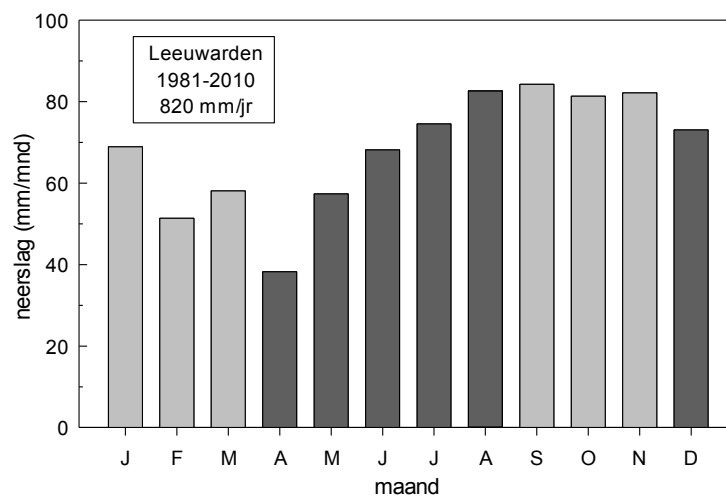
| Hoogwater (m +NAP) | Frequentie per stormjaar | | | | | | | | | | Totaal |
|-------------------------------|--------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|
| | 01/02 | 02/03 | 03/04 | 04/05 | 05/06 | 06/07 | 07/08 | 08/09 | 09/10 | 10/11 | |
| 2.0 | 9 | 5 | 7 | 11 | 1 | 6 | 11 | 2 | 3 | 3 | 58 |
| 2.2 | 1 | 2 | 6 | 6 | 3 | 5 | 6 | | 1 | 1 | 31 |
| 2.4 | 1 | | | 4 | | 3 | 3 | 1 | | 2 | 14 |
| 2.6 | 2 | | 2 | | 1 | 1 | | | 1 | | 7 |
| 2.8 | | 1 | 1 | | | | | | | | 2 |
| 3.0 | | | | | | 1 | | | | | 1 |
| 3.2 | | | | | | 1 | 1 | | | | 2 |
| 3.6 | | | | | | 1 | 1 | | | | 2 |
| Totaal | 13 | 8 | 16 | 21 | 5 | 18 | 22 | 3 | 5 | 6 | 117 |
| Cumulatieve waterstand (m) | 3.1 | 2.0 | 4.8 | 4.9 | 1.7 | 8.4 | 7.4 | 0.7 | 1.3 | 1.6 | |

2.3 Het weer

Naast de overstromingsduur en -frequentie, is de neerslag mede bepalend voor het vocht- en zoutgehalte van de bodem en daarmee ook voor de soortensamenstelling van de vegetatie (de Leeuw *et al.* 1990). Behalve jaar-op-jaar fluctuaties, kunnen daarbij ook trendmatige veranderingen een rol spelen. Zo is in Nederland de afgelopen honderd jaar de neerslag met 25% toegenomen (Buishand *et al.* 2011). Op het vliegveld Leeuwarden is de langjarige gemiddelde neerslag toegenomen van 767 mm per jaar over de periode 1971 – 2000 (van Duin *et al.* 2007) tot 820 mm per jaar in de periode 1981 – 2010 (Figuur 2.5). Op basis van de neerslagcijfers uit de periode 1975 – 2010 van de

nabijgelegen vliegbasis Leeuwarden lijkt de neerslag in de zomerperiode sneller te zijn toegenomen dan gemiddeld over het hele jaar (1.3% *versus* 0.8% op basis van een regressieanalyse van natuurlijke logaritme (ln) tegen de tijd; Figuur 2.6). De getoonde lineaire regressie in deze figuur komt overeen met een toename van de neerslag van 42 mm per 10 jaar over de maanden april t/m augustus. De hier genoemde veranderingen in neerslag sluiten goed aan bij het patroon van neerslagveranderingen in Nederland beschreven door Buishand *et al.* (2011) voor de periode 1910 – 2009. Deze auteurs laten zien dat de gemiddelde neerslag in Nederland na 1951 sterker is gestegen dan ervoor en dan met name in het zomerhalfjaar langs de kust.

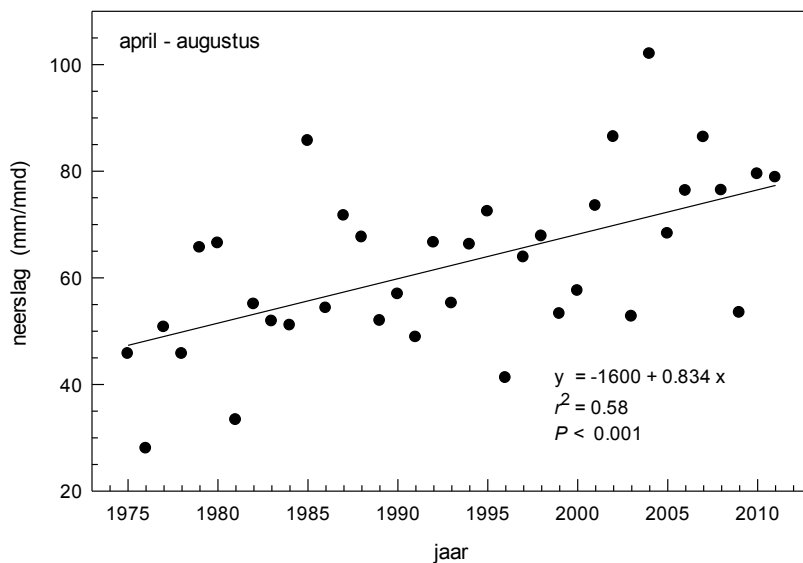
In Figuur 2.6 is ervoor gekozen om de ontwikkeling van de neerslag in de maanden april t/m augustus te laten zien, omdat deze maanden de beste aansluiting geven bij het verrichte veldwerk en de belangrijkste maanden vormen voor de plantengroei. Omdat in de jaren 2000 t/m 2005 en 2011 omstreeks eind augustus bodemonsters zijn genomen om het zoutgehalte in de bodem te meten, is de maand september buiten beschouwing gelaten.



Figuur 2.5 De gemiddelde verdeling van de neerslag per maand op de vliegbasis Leeuwarden over de periode 1981 – 2010 (gegevens KNMI). De met donkergrijs aangegeven maanden april t/m augustus zijn gebruikt voor het beschrijven van het weer in de monitoringsperiode.

In de periode 1981 – 2010 viel er in de maanden april t/m augustus gemiddeld iets minder neerslag dan de rest van het jaar (64 mm/mnd tegenover 71 mm/mnd; Figuur 2.5). Door de voortgaande stijging van de neerslag, waren de jaren van het monitoringsonderzoek natter dan normaal. In de jaren 2000 – 2011 viel in maanden april t/m augustus gemiddeld 16% meer neerslag dan in de periode 1981 – 2010 (Tabel 2.4). Binnen de elfjarige onderzoeksperiode was de voorjaars- en zomerperiode van bijna alle jaren natter dan normaal met als meest extreme jaar 2004 met een neerslag van 102 mm per maand (59% boven gemiddeld). Alleen in de jaren 2000, 2003 en 2009 lag de neerslag onder het langjarige gemiddelde (Tabel 2.4).

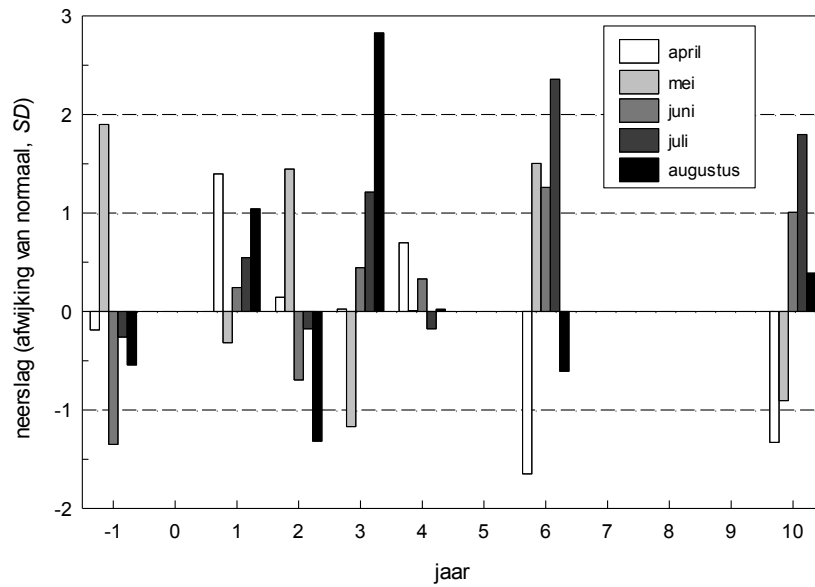
Alleen wanneer wordt gekeken naar de variatie in neerslag per maand, blijkt dat er in de monitoringsperiode bijna jaarlijks sprake is van één of meerdere droogteperiodes (Figuur 2.7). In de figuur zijn alleen de jaren opgenomen waarin vegetatieonderzoek en/of bodemonderzoek is verricht. Vijf maanden, waarin de neerslag meer dan $1 \times$ de standaardafwijking onder het langjarige gemiddelde lag, kunnen als droog worden aangemerkt: juni 2000, augustus 2003, mei 2004, april 2007 en april 2011. Van de zeven geselecteerde jaren, week alleen in 2005 de hoeveelheid neerslag in de voorjaars- en zomerperiode weinig af van de normale waarde.



Figuur 2.6 Ontwikkeling van de gemiddelde neerslag in de maanden april t/m augustus (mm/mnd) op vliegbasis Leeuwarden over de periode 1975 – 2011 (gegevens KNMI).

Tabel 2.4 De gemiddelde neerslag op de vliegbasis Leeuwarden in de maanden april t/m augustus in het laatste jaar vóór en de eerste tien jaren na uitpoldering (KNMI maandoverzichten). De laatste kolom geeft de afwijking ten opzichte van de normaal van 64 mm/maand (het gemiddelde over de jaren 1981 – 2010; zie Figuur 2.5).

| Jaar | Jaar na uitpoldering | Neerslag apr-aug (mm/mnd) | Afwijking van normaal (%) |
|----------------------|----------------------|---------------------------|---------------------------|
| 2000 | -1 | 58 | -10 |
| 2001 | 0 | 73 | 14 |
| 2002 | 1 | 86 | 35 |
| 2003 | 2 | 53 | -18 |
| 2004 | 3 | 102 | 59 |
| 2005 | 4 | 68 | 6 |
| 2006 | 5 | 76 | 19 |
| 2007 | 6 | 86 | 34 |
| 2008 | 7 | 76 | 19 |
| 2009 | 8 | 53 | -17 |
| 2010 | 9 | 79 | 24 |
| 2011 | 10 | 79 | 23 |
| Gemiddelde 2000–2011 | | 74 | 16 |



Figuur 2.7 De maandelijkse hoeveelheid neerslag op de vliegbasis Leeuwarden in de maanden april t/m augustus van de onderzoeksjaren 2000 (jaar = -1) t/m 2005 (jaar = 4), 2007 (jaar= 6) en 2011 (jaar= 10). De hoeveelheid neerslag is uitgedrukt als afwijking in standaarddeviatie-eenheden ten opzichte van het gemiddelde over het tijdvak 1981–2010 (zie ook Figuur 2.5). Ten behoeve van de uniformiteit van de verschillende grafieken is de tijd langs de horizontale as uitgedrukt ten opzichte van het moment van uitpoldering (september 2001).



Foto 4 Intensieve paardenbeweiding met bijvoeding in beheercompartment 102 (Figuur 2.1) in juni 2012. Rechts op de foto is de enclosure van Locatie 5 gedeeltelijk zichtbaar.

3 Onderzoeksmethoden

3.1 Opzet monitoringprogramma abiotiek en vegetatie

Vóór de start van het pilotproject was de verwachting dat na uitpoldering er niet alleen veranderingen zouden plaatsvinden in de abiotiek en levensgemeenschappen van de Proefverkweldering, maar mogelijk ook er buiten. Om inzicht te verkrijgen in welke factoren een belangrijke invloed hebben op de hoogte- en de vegetatieontwikkeling in de Proefverkweldering, is in het opgezette monitoringsonderzoek gekozen voor een gedeeltelijke experimentele benadering (van Duin *et al.* 2007). Door deze benadering zijn in de Proefverkweldering locaties voor onderzoek niet volgens toeval (*random*) gekozen, maar op een gestratificeerde manier waarbij rekening is gehouden met een aantal factoren of parameters die van belang zouden kunnen zijn voor de hoogte- en vegetatieontwikkeling in het gebied. In de opzet van het onderzoek is rekening gehouden met de volgende vier factoren:

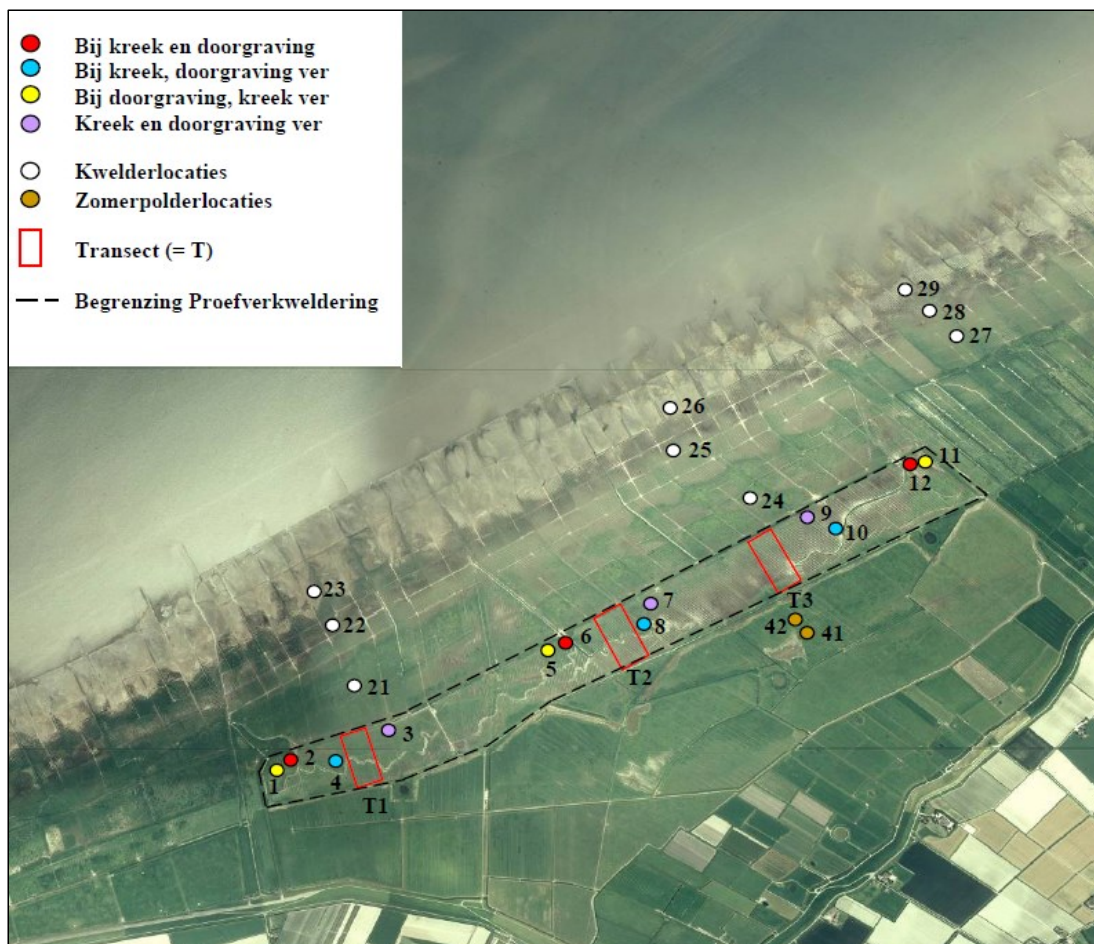
- a) *Hoogteligging* (vergelijking tussen westelijke en oostelijke deel van de Proefverkweldering),
- b) *Afstand tot (gegraven) kreek* (vergelijking dichtbij en op grotere afstand),
- c) *Afstand tot de doorgraving* in de zomerkade (vergelijking dichtbij en op grotere afstand),
- d) *Beweiding* (vergelijking binnen en buiten exclusures).

Ten einde de mogelijke interacties tussen de verschillende factoren te kunnen onderzoeken, zijn de factoren waar mogelijk, ook in combinatie met elkaar onderzocht. Bij elk van de drie gegraven kwelderkreeken zijn op een vergelijkbare manier vier locaties geselecteerd. Om de invloed van de factoren (b) en (c) te onderzoeken zijn in de uitgangssituatie in het jaar vóór de uitpoldering bij elke doorgraving een locatie vlak naast de gegraven kreek en op grotere afstand van de kreek gekozen en op dezelfde wijze op grote afstand van de doorgraving. Dit resulteerde in vier locaties per kreek, 12 locaties in totaal (Figuur 3.1). De invloed van de factor (a) hoogteligging is onderzocht door het vergelijken van het hogere westelijke deel van de Proefverkweldering met het lagere oostelijke deel van de polder (locaties 5 t/m 12). De invloed van de beweiding (d) is onderzocht door op elke locatie hoogteverandering en de vegetatieontwikkeling binnen en buiten een exclusure te volgen.

Op elke locatie zijn per situatie (beweid/onbeweid) steeds drie meetpunten aangelegd. Dat wil zeggen dat voor de vegetatieontwikkeling op een locatie zes permanente kwadraten (PQ's) zijn aangelegd en gemonitord: drie buiten de exclusure en drie erbinnen. In de Proefverkweldering resulteerde dit in een totaal van 72 PQ's. Aan elk PQ was een meetpunt gekoppeld om de hoogteontwikkeling te monitoren.

Vanuit de statistiek gezien zijn op elke locatie de drie beweidde en de drie onbeweidde meetpunten per set van drie niet onafhankelijk van elkaar en vormen ze zgn. pseudo-replica's (van Wingerden *et al.* 1997). Vanuit logistiek oogpunt zou het een onmogelijke opgave zijn geweest om tot aanleg en onderhoud van 36 exclusures te komen.

Kreeken vervullen niet alleen door hun rol in de wateraan- en afvoer, maar ook als transportroute voor sedimentaanvoer naar de kwelder een belangrijke functie in kwelders (Reed *et al.* 1999; Allen 2000). Om de ontwikkeling en de rol van de gegraven kwelderkreeken te kunnen evalueren zijn op alle zes locaties die naast een kreek liggen op vaste meetpunten doorstroomprofielen gemonitord.



Figuur 3.1 Proefverkweldering met de onderzoekslocaties en een kleurschema van de proefopzet. Luchtfoto Provincie Fryslân.

Naast de PQ's zijn in de Proefverkweldering ook nog drie 100 m brede transecten uitgezet om een meer gebiedsdekkend beeld van de vegetatieontwikkeling te verkrijgen (Figuur 3.1). In de transecten zijn ook meetpunten aangelegd om de hoogteontwikkeling te monitoren.

Om de effecten en het succes van de Proefverkweldering vast te stellen, is in de aangrenzende nog niet uitgepolderde zomerpolders ten zuiden van de Proefverkweldering en op de kwelder ten noorden van de Proefverkweldering een beperkt aantal onderzoekslocaties gekozen en gemonitord. Op deze locaties zijn geen exclusures opgericht en is dus enkel de beweide situatie gevolgd. Per locatie zijn hier eveneens drie meetpunten gemonitord (drie PQ's met daar aangekoppeld drie meetpunten voor de hoogteontwikkeling). In de zomerpolder gaat het hierbij om één relatief laaggelegen locatie en één hogergelegen locatie (respectievelijk locaties 41 en 42 in Figuur 3.1). Op de kwelder (= streefsituatie van de Proefverkweldering) zijn negen locaties verdeeld over drie raaien van elk drie locaties (locaties 21 t/m 29). De raaien liggen loodrecht op de zomerkade en lopen min of meer van een hoge kwelder via lage kwelder tot in de pionierzone. De kwelderlocaties zijn zó gekozen dat ze in de meetvakken van Rijkswaterstaat liggen (van Duin *et al.* 2007).

3.2 Abiotiek

3.2.1 Ontwikkeling doorgraafopeningen

Ten einde vast te stellen of – en in hoeverre de drie doorgraafopeningen in de tienjarige geschiedenis van de Proefverkweldering door erosie zijn vergroot, zijn in 2011 de profielen van de doorgravingen opgenomen met als doel deze te vergelijken met de opname van de uitgangssituatie in 2001. De metingen in augustus 2011 zijn verricht door het Meetbureau G2 met een “Total Station” (Leica TCRP). Begin- en eindpunt van de profielen lagen op de kruin van de doorgegraven zomerkade. Een opname van de uitgangssituatie bleek achteraf niet te zijn gemaakt of niet vindbaar en is teruggevallen op ontwerptekeningen van de openingen, beschikbaar gesteld door It Fryske Gea.

3.2.2 Doorstroomprofiel krekken

Om te onderzoeken hoe de gegraven krekken zich ontwikkelen is in de Proefverkweldering bij vijf langs een kreek gelegen locaties (nr. 2, 4, 8, 10 en 12) op twee vaste punten het doorstroomprofiel gemeten; bij één locatie (nr. 6) op drie meetpunten. De metingen van het doorstroomprofiel zijn in eerste instantie uitgevoerd met behulp van een digitaal waterpasinstrument, de zgn. ZIPlevel, eerder bekend onder de naam Stanley Compulevel (van Duin *et al.* 2007). Hierbij wordt vanaf een dicht bij de kreek staande paal met bekende hoogte in een loodrecht op de kreek staande lijn om de 0.5 m het hoogteverschil gemeten met het maaiveld op beide oevers en met het profiel van de tussenliggende kreek. Met behulp van de bekende paalhoogte ten opzichte van NAP is de hoogteligging van de kreek ten opzichte van NAP berekend. De ZIPlevel heeft een afleesnauwkeurigheid van 0.5 cm.

Bij brede krekken die door aanwezigheid van een dikke laag zacht sediment moeilijk waren over te steken is later overgestapt op de zgn. waslijnmethode (van Duin *et al.* 2007). In 2011 zijn deze profielen opgenomen door Meetbureau G2 met een Total Station zonder prisma waarbij op basis van de reflectie de hoogte van de drooggevallede kreekbodem vanaf de kant is ingemeten. De kleinere kreekprofielen zijn evenals in de voorgaande jaren met behulp van de ZIPlevel opgenomen.

De omvang van een dwarsprofiel is berekend als de oppervlakte van de dwarsdoorsnede van de kreek onder het maaiveld (Esselink & Chang 2010).

De profielen zijn in de eerste onderzoeksjaren enkele keren per jaar gemeten; later is overgestapt naar één jaarlijkse meting in augustus/september. In 2011 zijn de metingen op in de laatste week van augustus uitgevoerd. In dit rapport wordt alleen ingegaan op de nazomermetingen gebaseerde profielontwikkeling.

3.2.3 Hoogteontwikkeling maaiveld

In het monitoringsonderzoek is de hoogteontwikkeling op drie verschillende manieren gemonitord, namelijk door middel van (a) waterpassingen binnen de drie transecten, (b) sediment-erosie-balk (SEB) metingen, en (c) metingen aan de diepte van obslibbingsplaten. SEB-metingen zijn breed toegepast (op alle onderzoekslocaties van 1 t/m 42 en in de drie transecten). Het gebruik van obslibbingsplaten daarentegen was als *pilot* bedoeld en is beperkt gebleven tot de locaties 1 t/m 8.

Maaiveldhoogte in de permanente transecten

Om tot een min of meer gebiedsdekkend beeld te komen van de hoogteontwikkeling binnen de Proefverkweldering is de hoogteligging van de drie permanente vegetatietransecten twee en tien jaar na uitpoldering ingemeten. De eerste meetronde is uitgevoerd in de nazomer van 2003; de tweede

meetronde in september 2011, maar deze kon toen niet worden voltooid. De tweede meting van grote delen van de transecten T2 en T3 is daardoor verplaatst naar april 2012. De transecten bestaan uit een groot aantal vakken van 10 m × 10 m (zie § 3.3.2). Van elk vak is op gestratificeerde wijze (d.w.z. niet random) de hoogte bepaald door van 4 – 6 metingen verspreid over de vlakke delen van het vak tussen de greppels. Daarnaast is per vak de ondergrens van de hoogte vastgelegd door de greppels apart op te nemen (minimaal twee metingen per vak). De metingen zijn uitgevoerd met behulp van een theodoliet (2003) en een laserwaterpasinstrument (2003 en 2011/12). Met behulp van de bekende NAP-hoogtes van de binnen elk transect geplaatste SEB-palen zijn alle hoogtes omgerekend naar hoogte ten opzichte van NAP.

SEB-metingen

Een SEB-meetpunt bestaat uit twee kunststofpalen (Ø 7.5 cm) die op een onderlinge afstand van precies 2.0 m in de grond zijn geplaatst. Bij plaatsing van de meetpunten is er op toegezien dat de koppen van beide palen waterpas waren. Tijdens een SEB-meting wordt bovenop de kunststofpalen de sedimentatie-erosie balk geplaatst, een 2 m lange aluminium balk met 17 gaten met een onderlinge afstand van tien cm (Figuur 3.2). Op deze 17 vaste punten wordt met behulp van een meetstok met een nauwkeurigheid van 1 mm, de afstand gemeten tussen de bovenkant van de balk en het maaiveld. Met behulp van de NAP-hoogte van de SEB-palen, is vervolgens de NAP-hoogte van het maaiveld berekend.

Bij alle 105 PQ's voor vegetatieonderzoek is een SEB-meetpunt aangelegd, terwijl in de drie vegetatietransecten van de Proefverkweldering per transect nog eens vijf SEB-meetpunten verdeeld van zuid naar noord zijn aangelegd. Daarnaast zijn in de Proefverkweldering aan een kreek gelegen locaties, extra SEB-meetpunten aangelegd op twee 6 m lange miniraaian loodrecht op de kreek (één raai binnen de enclosure; één erbuiten; vgl. van Duin *et al.* 2007).

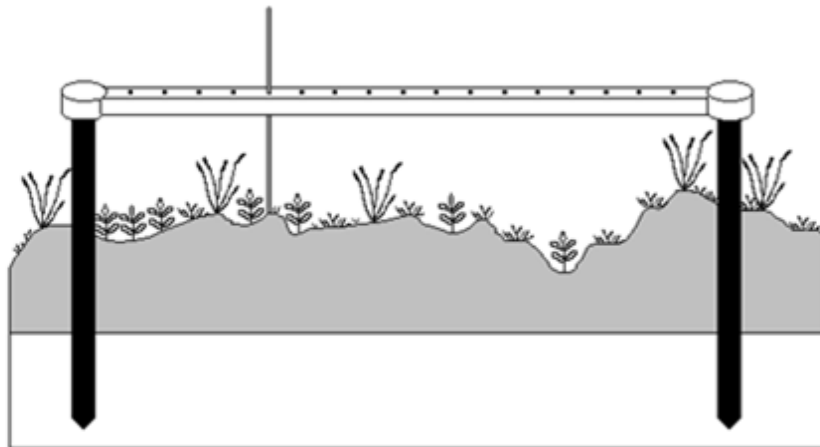
Gedurende de monitoringperiode t/m 2005 zijn verschillende SEB-palen tijdens werkzaamheden per ongeluk kapot gereden of door vee vertrapt. Deze afgebroken palen zijn aanvankelijk zoveel mogelijk vervangen. Bij later in de tijd gesneuvelde palen is dit niet meer altijd gebeurd, waardoor er meetpunten zijn vervallen. Mede hierdoor zijn in 2007 en 2011 de hierboven genoemde miniraaian van 6 m dwars op de kreek niet meer opgenomen, maar is op deze meetpunten enkel de standaard SEB-meting naast een PQ is uitgevoerd.

Op sommige SEB-meetpunten in de Proefverkweldering was de opslibbing zó hoog, dat in 2007 SEB-palen onder het zich ophogende maaiveld dreigden te verdwijnen. Op deze meetpunten zijn in 2008 nieuwe SEB-palen bijgeplaatst. Tegelijkertijd is een aantal andere SEB-meetpunten in de Proefverkweldering hersteld.

De eerste SEB-meting is uitgevoerd in december 2000; ongeveer negen maanden vóór de uitpoldering. De tweede SEB-meting is één jaar later uitgevoerd in december 2001 (drie maand na de uitpoldering). In de jaren 2002 – 2005 zijn de metingen drie keer per jaar verricht, namelijk voorjaar (mrt), nazomer (aug) en einde herfst (nov/dec). Omdat het doel van het onderzoek meer ligt op de meerjarige ontwikkeling en minder op de studie naar seizoensfluctuaties, is in 2007 en 2011 volstaan met een enkele meetronde in de nazomer (verspreid over meerdere dagen in de maanden augustus en september).

Om alle hoogtemetingen om te kunnen zetten naar hoogte ten opzichte van NAP, zijn de hoogtes van de SEB-palen als referentiehoogte gebruikt. De NAP-hoogtes van de SEB-palen zijn met behulp van een analoge theodoliet voor het eerst ingemeten in 2001, en vervolgens gecontroleerd in 2003 en 2005. De NAP-punten (L-steen) van Rijkswaterstaat in de kweldervakken 71-2 en 87-1 hebben hierbij

als ijkpunten gediend. In 2005 is ook gebruik gemaakt van een tijdelijk ijkpunt op de bunker in de Proefverkweldering (van Duin *et al.* 2007). In april 2012 is op de bunker een messing hoogtebout aangebracht. De NAP-hoogte van de bout is met behulp van een digitaal waterpasinstrument (Leica DNA03) ingemeten ten opzichte van het dichtsbijzijnde vaste NAP peilmerk binnendijs (Peilmerk 005F0088 met RD-coördinaten 177, 593). De hoogte van de bout op de bunker is ingemeten op 2.771 m +NAP met een sluitfout van 0.7 mm. Hieraan voorafgaand waren in 2011 de hoogtes van de SEB-palen door Meetbureau G2 met behulp van een Total Station (Leica TCRP 1203) of RTK GPS (Magellan Z Max) al ingemeten ten opzichte van een tijdelijk aangebracht ijkpunt. In 2012 zijn nog extra controlemetingen van de SEB-palen uitgevoerd waarbij de bout op de bunker opnieuw als ijkpunt is gebruikt.



Figuur 3.2 Sedimentatie-erosie balk (van Duin *et al.* 2007).

Opslibbingsplaten

Om de hoogteontwikkeling in de Proefverkweldering te kunnen volgen en daarbij processen als inklink en zwel in de diepere bodemlagen volledig te kunnen uitsluiten, zijn in een pilotstudie en in aanvulling op de SEB-metingen op een beperkt aantal locaties opslibbingsplaten ondiep ingegraven. De diepte van de opslibbingsplaten is parallel met de SEB-metingen gemonitord, waardoor een directe vergelijking tussen de twee methoden mogelijk werd (Esselink & Chang 2010).

De gebruikte markeer- of opslibbingsplaten waren van roestvrijstaal, 30 cm x 30 cm groot en 3 mm dik. Met het oog op eventuele ontwatering van het bodemvolume boven de ingegraven plaat was in het midden van de platen een gat (\varnothing 8 mm) aangebracht. In de Proefverkweldering zijn op de locaties 1 t/m 8 in totaal 56 platen ingegraven, namelijk: op elke locatie drie in de exclusie en vier in de beweide situatie (één extra als reserve meetpunt). De platen zijn op relatief korte afstand van de SEB-meetpunten op ca. 10 cm diepte ingegraven. Tijdens het ingraven is er naar gestreefd om de zode zoveel mogelijk intact te laten en deze na het aanbrengen van de plaat in zijn oorspronkelijke positie terug te plaatsen. Met behulp van een waterpas is erop toegezien om de platen zoveel mogelijk horizontaal te plaatsen. De positie van de platen is ingemeten ten opzichte van SEB-palen of markeerpalen van PQ's én met behulp van een GPS (Garmin 12XL of – 76). Daarnaast was de positie van de platen in de exclusies gemarkeerd door middel van kunststofpaaltjes. In de beweide situatie werd, om eventuele aantrekkingskracht op runderen of paarden te voorkomen, van een in het maaiveld verborgen markering van RVS-pennen gebruik gemaakt. Meetpunten konden hierdoor eenvoudig met behulp van een metaaldetector worden teruggevonden.

De platen zijn in december 2001, bijna drie maanden na uitpoldering, in het veld ingegraven. De eerste meting is uitgevoerd op 7 april 2002. Daarna is de diepte van de platen t/m augustus 2005 drie keer per jaar opgenomen, namelijk omstreeks eind augustus, half december en in maart. Evenals bij de SEB-metingen is met ingang van 2007 dit programma ingeperkt tot één meetronde in de nazomer, meestal gespreid over enkele meetdagen in de maanden augustus – september. Behalve in 2007 en 2011, is de plaatdiepte ook in 2010 en 2012 gemeten. Het meten van de diepte van een plaat gebeurde door deze negen maal loodrecht met een dunne ijzeren pen aan te prikken om vervolgens de lengte van het in de bodem verdwenen deel van de pen langs een liniaal tot op één millimeter nauwkeurig te meten. Het aanprikken van een plaat werd steeds in een vast rasterpatroon uitgevoerd zodat bij opeenvolgende meetrondes, de plaatdiepte steeds op ongeveer dezelfde posities van de plaat werd gemeten.

In van Duin *et al.* (2007) is de gemeten diepte in april 2002 als uitgangsdiepte van de platen genomen. Om de ontwikkeling op jaarbasis te kunnen evalueren, is in dit rapport er echter voor gekozen om de diepte in augustus 2002 als uitgangssituatie te nemen. Dat tijdstip is dus precies één jaar na de uitdijking van de Proefverkweldering.

3.2.4 Sedimentatie

Om de vraag te beantwoorden of de vastgestelde snellere ophoging in de exclusures een effect is van meer sedimentatie of dat de verklaring meer gezocht moet worden buiten de exclusures in een hogere compactheid van de bodem als gevolg van vertrapping door het vee is in 2012 het gewicht van de afgezette sedimentlaag bovenop de opslibbingsplaten bepaald. Nadat de diepte van de platen op standaardwijze was gemeten (zie hierboven), is in oktober 2012 met een zgn. zodeboor (\varnothing 8.0 cm) een monster genomen van de gehele sedimentkolom boven de plaat. De gehele sedimentkolom is verzameld en meegenomen naar het laboratorium. Zowel het gewicht van het verse monster is bepaald als het drooggewicht na droging bij 105°C gedurende ten minste 4×24 uur. In 2001 is het soortelijk volume bepaald in de lagen van 0 – 5 cm en 10 – 15 cm (van Duin *et al.* 2007), zodat aan de hand van de dieptemeting van de platen in april 2002, het gewicht van de sedimentlaag boven de plaat in de uitgangssituatie berekend kon worden. Het verschil in beide metingen geeft het gewicht aan sediment dat in tien jaar tijd boven een plaat is afgezet.

Ook het wortelvolume kan bijdragen aan het verschil in hoogteontwikkeling binnen en buiten exclusures. Om deze reden zijn in de in 2012 verzamelde monsters ook de totale lengte en het volume van rizomen en hoofdwortels bepaald. De wortellengte is geschat met behulp van de grid- of lijn-interceptie methode (Reddingius *et al.* 1983). Volgens deze methode kan de lengte van een wortelfragment, nadat dit op een ruitjespapier of een ander grid is gelegd, worden geschat met de volgende formule:

$$L = \frac{1}{4}\pi dN$$

Waarbij:

- L de lengte van het wortelfragment is
- d staat voor de grootte van een ruitje of een gridcel (in ons geval 0.5 cm)
- N het aantal keer is dat het wortelfragment een gridlijn kruist

Chemische analyses

Voor beantwoording van de vraag of er onder invloed van beweiding een verschil in opbouw en kwaliteit van organische stof in de bodem is ontstaan, is met behulp van een gutsboor in het veld

tegelijkertijd een bodemonster boven elke plaat gestoken voor bepaling van het totaal stikstofgehalte, het gehalte aan organische koolstof en de C/N verhouding. Deze bepalingen zijn uitgevoerd door het bedrijfslaboratorium BLGG AGROXPERTUS in Wageningen.

Het organisch stofgehalte is in kleibodems lastig te meten omdat via het traditionele verhitten van monsters ook gewichtsverliezen optreden door het in de lucht verdwijnen van andere stoffen (o.a. Hofstee 1983; Vanhoof & Tirez 2003). Om deze reden is niet het organische stofgehalte bepaald, maar is via chemische weg als parameter voor de organische stof het organisch koolstof gehalte in droge grond bepaald in de in 2012 verzamelde monsters van de bodemkolom boven de opslibbingsplaten.

3.2.5 Verzilting

Ten behoeve van het onderzoek naar de effecten van verzilting op de vegetatie-ontwikkeling in de Proefverkweldering en de eventuele verzilting in de aangrenzende zomerpolders is eenmaal per jaar het zoutgehalte in de bodem bepaald. Hiertoe is in de jaren 2000 en 2002 t/m 2005 steeds in de laatste decade van augustus in elk PQ een grondmonster verzameld uit de bovenste 5 cm van de bodem. Om referentiewaarden te verkrijgen zijn ook in alle kwelder-PQ's grondmonsters verzameld. In 2007 zijn geen monsters genomen. Omdat in 2005 het zoutgehalte of saliniteit in de Proefverkweldering nog steeds onder het niveau van de kwelder leek te liggen, is de bemonstering op 1 september 2011 nog een keer herhaald. De monsters van 2000 t/m 2005 zijn elk jaar geanalyseerd door het chemisch laboratorium van de *Community and Conservation Ecology group* van de Rijksuniversiteit Groningen; de monsters van 2011 door het bedrijfslaboratorium BLGG AGROXPERTUS in Wageningen.

De monsters zijn geanalyseerd op bodemvocht en zoutgehalte (zgn. A-, B- en C-cijfer; resp. gram water per 100 gram stoofdroge grond, gram NaCl per 100 stoofdroge grond en gram NaCl per liter bodemvocht; zie voor analysemethode Hofstee (1983).

Omdat de analysemethode van het zout is gebaseerd op de bepaling van het chloride-ion, is in dit rapport gekozen om de resultaten van het B- en C-cijfer uit te drukken in resp. gram Cl^- per 100 stoofdroge grond en gram Cl^- per liter bodemvocht.

3.3 Vegetatie

3.3.1 Vegetatiekartering

Om de vegetatieontwikkeling in de Proefverkweldering naar tien jaar gebiedsdekkend te kunnen beschrijven is gebruik gemaakt van bestaande vegetatiekaarten van Rijkswaterstaat en is door ons aanvullend daarop in 2011 een extra kartering uitgevoerd. In het kader van programma *Monitoring Waterstaatkundige Toestand des Lands* (MWTL) van Rijkswaterstaat worden alle Nederlandse kwelders gemonitord door middel van vegetatiekarteringen die elke zes jaar worden herhaald. Sinds de start van de Proefverkweldering in 2001, zijn de Friese vastelandkwelders tweemaal gekarteerd, namelijk in 2002 en 2008. De Proefverkweldering is hierin meegenomen. In tegenstelling tot de karteringen van 2002 en 2008, zijn tijdens de MWTL-kartering van 1987 ook de zomerpolders van NFB gekarteerd. Deze kartering uit 1987 is gebruikt om de uitgangssituatie van de Proefverkweldering te beschrijven.

Voor het goed kunnen vergelijken van verschillende vegetatiekaarten van hetzelfde gebied is het van groot belang dat de vegetatie is beschreven volgens een vast stelsel van standaard vegetatietypes. Voor de Nederlandse kwelders is hiervoor de SALT-typologie ontwikkeld (SALT97, de Jong *et al.*

1998). In 2008 is de SALT-typologie geactualiseerd (SALT2008, Kers 2008). Om kwelders in de Internationale Waddenzee van Nederland, Duitsland en Denemarken met elkaar te kunnen vergelijken is de op SALT gebaseerde, meer eenvoudige TMAP-typologie opgesteld (Bakker *et al.* 2005; Esselink *et al.* 2009). Voor het beschrijven van de vegetatieontwikkeling in de Proefverkweldering is in dit rapport gebruik gemaakt van de TMAP-typologie.

In de kartering van 2011 is met behulp van een vegetatiesleutel eveneens gebruik gemaakt van de TMAP-typologie. Tijdens de kartering is gebruik gemaakt van de zgn. “oude grenzenmethode” (Janssen & van Gennip 2000; Janssen 2001), waarbij de vegetatiegrenzen van de Rijkswaterstaat kartering uit 2008 als basis zijn gebruikt. Tijdens het veldwerk kon deze kartering in een GIS op een handheld-GPS (Trimble GEOXT) worden gecontroleerd op een ondergrond van in 2011 genomen luchtfoto's van Bing. Vegetatiegrenzen konden in het veld op de GPS worden aangepast en nieuwe kaartvlakken konden worden ingetekend. De kartering is uitgevoerd in de periode 9 – 16 september 2011.

Met behulp van de luchtfoto's, vegetatieopnames (26) en de TMAP-typologie is een definitieve inhoud aan de vegetatievlakken gegeven (definitieve interpretatie). Na koppeling van de inhoudelijke vegetatiegegevens aan de ruimtelijke vlakken, is het Arc/Info bestand van de Vegetatiekartering Proefverkweldering Noard-Fryslân Bûtendyks 2011 aangemaakt.

In de analyse van de vegetatieontwikkeling op basis van de beschikbare vegetatiekaarten is de voet van de zomerkades als eenduidige begrenzing van de Proefverkweldering gekozen.

3.3.2 Soortenkartering op permanente transecten

Om tot een min of meer gebiedsdekkend beeld van de vegetatieontwikkeling in de Proefverkweldering te komen zijn drie 100 m brede transecten uitgezet, loodrecht op de kustlijn. Eén transect lag in het hogergelegen westelijke deel van de Proefverkweldering; de andere twee in het lagergelegen midden- en oostelijk deel (Figuur 3.1). De transecten zijn gekarteerd in het laatste jaar vóór, en in de eerste vier jaar, in het zesde en in het tiende jaar na uitpoldering van de Proefverkweldering (de jaren 2000, 2002 t/m 2005, 2007 en 2011).

De transecten zijn opgedeeld in vakken van 10 m x 10 m en per vak is het voorkomen van bijna 40 geselecteerde soorten of soortgroepen opgenomen volgens een vijfdelige abundantieschaal (Tabel 3.1).

De lijst van gekarteerde soorten bestond uit verschillende, voor een deel overlappende, categorieën en had ten dele een *ad hoc* samenstelling. In de lijst kunnen de volgende drie categorieën worden onderscheiden (Tabel 3.2):

- (1) *Uitgangssoorten*. Selectie van soorten die dominant of karakteristiek waren in de uitgangssituatie opgenomen in het laatste jaar voor uitpoldering.
- (2) *Plantensoorten met een verhoogde zouttolerantie*. Tot deze categorie zijn alle waargenomen soorten met een verhoogde zouttolerantie gerekend, dat wil zeggen soorten die volgens de literatuur (Scherfose 1987) een zouttolerantie zouden hebben van ten minste 6 g Cl⁻ per liter. Omdat Scherfose (1987) in zijn bespreking bij veel soorten rekening houdt met de mogelijkheid van een hogere zouttolerantie van kustecotypen, is een bewuste keuze gemaakt deze publicatie te volgen boven de veel bekendere Ellenberg-getallen (Ellenberg *et al.* 2001). De categorie omvat zowel echte halofyten (kwelderplanten met een hoge zouttolerantie) als ook zgn. brakke soorten met een intermediaire zouttolerantie (bijv. Fioringras en Aardbeiklaver). De soorten zijn primair gekozen om de vegetatieontwikkeling te monitoren en niet omdat ze als doelsoort omschreven zouden kunnen worden.

- (3) *Overige soorten*. Selectie van plantensoorten van de (beweide) hoge kwelder en kwelderzoom (en niet vallend onder categorie (2)). Fraai duizendguldenkruid kan als vertegenwoordiger uit deze groep worden genoemd.

Uit efficiency overwegingen zijn drie paar niet snel met een oppervlakkige waarneming te onderscheiden soorten in vier soortgroepen ondergebracht, namelijk: (a) Fioringras en Geknikte vossenstaart, (b) Greppelrus en Zilte greppelrus, (c) melkdistels en (d) Kortarige – en Langarige zeekraal.

Naar aanleiding van vestiging van een nieuwe soort is de lijst van te karteren soorten in de loop van het onderzoek enkele malen aangepast. Zo is in het vierde jaar na uitpoldering Fraai duizendguldenkruid aan de lijst toegevoegd en in het tiende jaar Zeegerst en Zilte zegge.

Om het succes van kwelderherstel in de Proefverkweldering te evalueren is op basis van de resultaten van de soortenkartering de vestiging van doelsoorten geanalyseerd. Een soort met een verhoogde zouttolerantie is daarbij niet automatisch aangemerkt als doelsoort, maar is de vegetatiekundige benadering van Wolters *et al.* (2005) gevolgd. Met betrekking tot kwelderherstelprojecten hebben deze auteurs een plantensoort als doelsoort geclassificeerd wanneer deze in 61% of meer van het totaal aantal vegetatieopnamen per bestaande kweldergemeenschap voorkomt. Voor bestaande kweldergemeenschappen hebben de auteurs zich gebaseerd op de vegetatietypologie van Schaminée *et al.* (1998). Wolters *et al.* (2005) komen voor de Nederlandse situatie op basis van 22 kweldergemeenschappen tot een lijst van 39 doelsoorten. Voor de Proefverkweldering is deze lijst ingekort tot 23 soorten (Tabel 3.2). Op de vastelandkwelders van de Waddenzee, of in NFB in het bijzonder, zullen door beperkingen van de abiotiek namelijk niet alle door Schaminée *et al.* (1998) omschreven kweldergemeenschappen tot ontwikkeling komen. Ten opzichte van het eerste evaluatierapport (van Duin *et al.* 2007) zijn Rode ogentroost, Zeegerst en Riet toegevoegd aan de lijst van doelsoorten voor de Proefverkweldering. In Bijlage II wordt een volledige vergelijking gegeven tussen de lijst van doelsoorten van Wolters *et al.* (2005) en voor de Proefverkweldering gebruikte lijst.

Tabel 3.1 De vijfdelige abundantieschaal die gebruikt is bij de kartering van geselecteerde plantensoorten op de drie permanente transecten.

| Schaaldeel | Bedekking | Aantal exemplaren |
|------------|-----------|-------------------|
| r | < 10 % | 1 – 20 |
| p | < 10 % | 21 – 100 |
| m | < 10 % | > 100 |
| 1 | 10 – 50 % | |
| 2 | > 50 % | |

Tabel 3.2 Overzicht van de op de permanente transecten gekarteerde soorten of soortcombinaties. Het zoutgetal geeft de zouttolerantie van soorten volgens Scherfose (1987), waarbij een 7-delige schaal is vereenvoudigd tot een 3-delige schaal: 0 = zoet (< 6 g Cl⁻/l), 1 = brak (< 13 g Cl⁻/l), 2 = zout (≥ 13 g Cl⁻/l) (Tabel 3.3). Voor enkele soorten die niet in de lijst van Scherfose (1987) voorkomen, is ons zoutgetal afgeleid uit Hill *et al.* (2004). De soortcategorie geeft de reden van selectie om de soort op te nemen in de lijst van te karteren soorten. In de meest rechter kolom wordt aangegeven of een soort op basis van fyto-sociologische benadering als doelsoort in de Proefverkweldering is aan te merken; zie tekst voor verdere uitleg.

| Soort | | Zoutgetal | Soortcategorie | | | Doelsoort |
|----------------------------------|---|-----------|----------------|----------------|--------|-----------|
| | | | Uitgangsoort | Zouttolerantie | Overig | |
| Akkerdistel | <i>Cirsium arvense</i> | 0 | x | | | |
| Speerdistel | <i>Cirsium vulgare</i> | 0 | x | | | |
| Rode ogentroost s.l. | <i>Odontites vernus</i> | 0 | | | x | x |
| Grote weegbree s.l. | <i>Plantago major</i> | 0 | x | | | |
| Varkensgras | <i>Polygonum aviculare</i> | 0 | x | | | |
| Krulzuring | <i>Rumex crispus</i> | 0 | x | | | |
| Melkdistel | <i>Sonchus</i> spp. | 0 | x | | | |
| Witte klaver | <i>Trifolium repens</i> | 0 | x | | | |
| Zachte dravik s.l. | <i>Bromus hordeaceus</i> | 0 | x | | | |
| Veldgerst | <i>Hordeum secalinum</i> | 0 | x | | | |
| Greppelrus/Zilte greppelrus | <i>Juncus bufonius</i> / <i>Juncus ambiguus</i> | 0 | | | x | |
| Engels raai gras | <i>Lolium perenne</i> | 0 | x | | | |
| Fraai duizendguldenkruid | <i>Centaureum pulchellum</i> | 1 | | x | | |
| Vertakte leeuwentand | <i>Leontodon autumnalis</i> | 1 | x | x | | |
| Reukeloze kamille | <i>Tripleurospermum maritimum</i> | 1 | x | x | | |
| Zilver schoon | <i>Potentilla anserina</i> | 1 | x | x | | x |
| Aardbeiklaver | <i>Trifolium fragiferum</i> | 1 | | x | | x |
| Fioringras/Geknikte vossenstaart | <i>Agrostis stolonifera</i> / <i>Alopecurus geniculatus</i> ^{*)} | 1 | x | x | | x |
| Heen | <i>Bolboschoenus maritimus</i> | 1 | | x | | |
| Zilte zegge | <i>Carex distans</i> | 1 | | x | | |
| Kweek | <i>Elytrigia repens</i> | 1 | x | x | | |
| Zeekweek | <i>Elytrigia atherica</i> | 1 | | x | | x |
| Zeegerst | <i>Hordeum marinum</i> | 1 | | x | | x |
| Riet | <i>Phragmites australis</i> | 1 | | | x | x |
| Stomp Kweldergras | <i>Puccinellia distans</i> | 1 | | x | | x |
| Zeealsem | <i>Artemisia maritima</i> | 2 | | x | | x |
| Zulte | <i>Aster tripolium</i> | 2 | | x | | x |
| Strandmelde | <i>Atriplex littoralis</i> | 2 | | x | | |
| Gewone zoutmelde | <i>Atriplex portulacoides</i> | 2 | | x | | x |
| Spiesmelde | <i>Atriplex prostrata</i> | 2 | | x | | x |
| Melkkruid | <i>Glaux maritima</i> | 2 | | x | | x |
| Zeeweegbree | <i>Plantago maritima</i> | 2 | | x | | x |
| Zeekraal | <i>Salicornia</i> spp. | 2 | | x | | x |
| Gerande schijnspurrie | <i>Spergularia media</i> | 2 | | x | | x |
| Zilte schijnspurrie | <i>Spergularia salina</i> | 2 | | x | | x |
| Klein Schorrenkruid | <i>Suaeda maritima</i> | 2 | | x | | x |
| Rood zwenkgras s.l. | <i>Festuca rubra</i> | 2 | | x | | x |
| Zilte rus | <i>Juncus gerardi</i> | 2 | | x | | x |
| Gewoon kweldergras | <i>Puccinellia maritima</i> | 2 | | x | | x |
| Engels slijkgras | <i>Spartina anglica</i> | 2 | | x | | x |
| Schorrenzoutgras | <i>Triglochin maritima</i> | 2 | | x | | x |

^{*)} Fioringras en Geknikte vossenstaart hebben een verschillend zoutgetal (resp. 1 en 0); de hoogste waarde is aangehouden voor de combinatie van beide soorten.

Tabel 3.3 De door Scherfose (1987) opgestelde schaal van toenemende zouttolerantie van plantensoorten vergeleken met de in dit rapport toegepaste vereenvoudiging tot drie klassen. De eerste kolom geeft de bovengrens van de chlorideconcentratie in de omgeving die een plant nog zou tolereren.

| Maximum Chlorideconcentratie (g Cl ⁻ /l) | Zoutgetal | |
|--|------------------|-------------|
| | Scherfose (1987) | Dit rapport |
| 3 | I | 0 |
| 6 | II | 0 |
| 9.5 | III | 1 |
| 13 | III-IV | 1 |
| 16 | IV | 2 |
| 23 | V | 2 |
| > 23 | VI | 2 |

3.3.3 Vegetatiesamenstelling permanente kwadraten

In het laatste jaar voor uitpoldering van de Proefverkweldering zijn in het kader van het monitoringsonderzoek 105 PQ's uitgezet in NFB (zie § 3.1): 72 in de Proefverkweldering zelf, 27 op de aangrenzende kwelder en zes PQ's in de aan de Proefverkweldering grenzende zomerpolder. De PQ's hadden een afmeting van 4 m x 4 m.

De PQ's zijn opgenomen in de uitgangssituatie één jaar vóór de uitpoldering en vervolgens in de eerste vier jaar, in het zesde en het tiende jaar erna (resp. de jaren 2000, 2002 t/m 2005, 2007 en 2011). Hierbij is gebruik gemaakt van de decimale schaal (Londo 1976). Het veldwerk is steeds verricht in de periode juli – begin september. In 2004 konden in de zomerpolder drie PQ's niet worden opgenomen omdat deze door hun lage ligging en slechte ontwatering in het veldseizoen permanent onder water stonden (van Duin *et al.* 2007).

De opnames zijn ingevoerd in de computer met het programma TURBOVEG (programmapakket voor invoer, beheer en bewerking van vegetatieopnames; Hennekens 1995).

3.4 Ganzen en broedvogels

Het veldonderzoek aan ganzen en broedvogels is vormgegeven in nauwe samenwerking met de Wadvogelwerkgroep van de Fryske Feriening foar Fjildbiology (F.F.F). Deze Wadvogelwerkgroep inventariseert al sinds het begin van de jaren negentig de broedvogels op de buitendijkse gronden, en is al veel langere tijd de organisator van de wadvogeltellingen langs de Friese kust.

3.4.1 Verspreiding en begrazingsdruk Brand- en Rotganzen

Ganzentellingen

De ontwikkeling van de ganzenaantallen in NFB is in de seizoenen van 1996/97, 1997/98 en 1998/99 vastgelegd door middel van regelmatige tellingen over het gehele gebied (Engelmoer & Wymenga 2000), inclusief aangrenzende telgebieden binnendijs. Deze drie seizoenen zijn de basis geweest voor het vaststellen van de functie van het gebied voor ganzen vóórdat grote veranderingen in de terreininrichting zouden gaan optreden. In de winters 1999/2000 en 2000/2001 heeft geen regelmatige monitoring plaats gevonden vanwege te geringe veranderingen in terreinbeheer. De monitoring is in het winterseizoen 2001/02 hervat en daarna tot nu toe niet meer onderbroken. Tot 2004/05 werd daarbij dezelfde methodiek en gebiedsindeling gevolgd als in de voorgaande jaren (van Duin *et al.*

2007). In de jaren 2006 tot 2011 zijn de gegevens maandelijks verzameld op het niveau van SOVON-telgebieden (Bijlage IV). De basisgegevens worden door SOVON beheerd. Omdat de tellingen (of beter: de groepen ganzen) sindsdien ten dele worden ingetekend op kaart, is het mogelijk om een speciale focus op de Proefverkweldering te leggen. De ganztellingen zijn onder andere omgezet in de eenheid ‘gansdagen’. Een gansdag is een gecombineerde maat van het aantal ganzen en de verblijfsduur en geeft daardoor de benutting door ganzen weer. Bijvoorbeeld: ‘100 gansdagen’, kan betekenen 10 ganzen die 10 dagen in het gebied blijven, of 2 ganzen die 50 dagen in het gebied verblijven. In beide gevallen heeft er lokaal een graasdruk plaatsgevonden van 100 gansdagen.

Begrazingsdruk

Om de effecten van de verkweldering voor de ganzen nauwkeuriger vast te leggen dan met de tellingen mogelijk is, is de begrazingsdruk ook gemeten met behulp van keuteltellingen op grasland in zomerpolders, kwelder en Proefverkweldering (zogenaamde ecotopen) op het Noarderleech. Binnen de categorie ‘zomerpolder’ is onderscheid gemaakt tussen ‘oud grasland’ en ‘grasland sinds 1996’. Dit laatste ecotoop omvat een voormalige akkerzone in het noorden van de zomerpolder van het Noarderleech, welke in 1996 is omgezet naar grasland.

De begrazingsdruk is in de winterseizoenen 1998/99 2001/02, 2002/03, 2003/04 en 2004/05 gemeten op zogenaamde ‘keutelplots’. Het ging in totaal om 105 plots, verdeeld over 21 raaien van 5 plots, met een minimum van vier raaien voor een gegeven ecotoop (Bijlage IV). De plots waren steeds 4 m² groot. Er is geen onderscheid gemaakt tussen keutels van de verschillende ganzensoorten. Wel zijn smientenkeutels apart geteld. Keutels van de Smient overlappen voor een klein deel in grootte met die van ganzen, maar zijn gemiddeld kleiner dan 3.5 cm (eigen data). Als op grond van overige aanwijzingen (locatie, aanwezigheid van duidelijke smientenkeutels of Smienten, vorm, inhoud en kleur van de keutel) twijfel bestond of het mogelijk om smientenkeutels zou gaan, is deze grootte als criterium gebruikt. In het winterseizoen 2011/12 zijn de raaien E en D niet geteld, maar is gebruik gemaakt van een serie van keutelplots in 16 proefvlakken die aansluiten bij de sinds enige jaren lopende begrazingsproef op de kwelder (Mandema *et al.* 2014). Er zijn twee raaien in de Proefverkweldering bijgekomen, de raaien AA en Y (zie Figuur IV.3 in Bijlage IV).

De keuteltellingen hebben betrekking op wekelijkse tellingen, maar soms was het interval tussen twee tellingen langer. Gegevens die betrekking hebben op een interval langer dan 10 dagen zijn niet benut. Ook wanneer de telling als onbetrouwbaar werd beoordeeld door overstroming zijn de gegevens niet in de analyse betrokken. De methode van werken is in detail weergegeven in Engelmoer & Wymenga (2000). De getallen zijn beperkt tot de periodes najaar (november-december) en voorjaar (april-mei) op het Noarderleech, en benut om te bepalen wat de begrazingsdruk was per ecotoop, periode en seizoen.

Statistische toetsing

Voor het seizoen van 2011/12 is getoetst in hoeverre de verschillen in begrazingsdruk samenhangen met de periode in het jaar (voorjaar of najaar), ecotype en de interactie daartussen. Dit is gedaan met een Generalized Linear Model met log-link functie (in SPSS versie 20). Hierbij is een model toegepast dat de metingen per plot en per ronde benut als herhaalde metingen van elke raai. Van iedere raai in de Proefverkweldering is vastgesteld welk TMAP-vegetatietype er in 2011 aan was toegekend. Analoog aan hetgeen hierboven is beschreven is getoetst of er verschil bestaat in begrazingsdruk tussen de vegetatietypen in de Proefverkweldering met een Generalized Linear Model met log-link functie. Er is bij de berekening van begrazingsdruk per ecotoop aangenomen dat de

bemonsterde raaien een representatieve steekproef vormen van de betreffende ecotopen en er heeft daarom geen weging plaatsgevonden naar bemonsterde en beschikbare oppervlakte van de te onderscheiden vegetatietypes.

Begrazingsdruk in relatie tot maaiveld en beweiding in de Proefverkweldering

Begin mei 2011 is een éénmalige telling van keutels uitgevoerd, nabij en in de exclusures in de Proefverkweldering op de locaties 1 t/m 4 en 9 t/m 12 (Figuur 3.1), in 48 plotjes van 4 m². Het ging hierbij om het aantal keutels dat over een onbepaalde tijdsperiode was geaccumuleerd tegen het einde van de voorjaarsperiode met hoge aantallen ganzen in het gebied. De plotjes lagen in het midden van de PQ's van het vegetatieonderzoek. De locaties 5 t/m 8 zijn niet onderzocht omdat hier vanaf 1 april al paarden liepen en risico was voor vertrapping van keutels door de paarden. Ten tijde van deze éénmalige keuteltelling waren de exclusures reeds van schrikdraad voorzien, maar ganzen kunnen daar gewoon onderdoor lopen.

De variatie in deze keuteldichtheid is geanalyseerd in relatie tot beweidingsstatus, hoogte van het maaiveld, afstand tot de doorgraving in de zomerkade en afstand tot de kreek. Hiertoe is een univariate ANOVA uitgevoerd op de ongetransformeerde data, waarbij alle interacties zijn meegenomen.

3.4.2 Ontwikkelingen in het habitat

In de maanden november en juni van het merendeel van de studieseizoenen tussen 1998 tot 2011 zijn vegetatiehoogtemetingen uitgevoerd op de keutelplots. De vegetatiehoogte biedt informatie over de vegetatiestructuur en hangt samen met ganzenbenutting in homogene graslandvegetaties (Riddington *et al.* 1997). Het aspect van verruiging komt hiermee mede tot uiting. De metingen zijn steeds in drievoud uitgevoerd binnen de keutelplots met een polystyreen schijf met een diameter van 20 cm en een gewicht van 24 gram. De gemiddelde hoogte per plot is vervolgens gebruikt om de ontwikkeling samen te vatten per ecotoop en per periode. Om de voedselbeschikbaarheid nauwkeuriger te beschrijven is naast de vegetatiestructuur ook de vegetatiesamenstelling van belang. Het aandeel aan voedselplanten geeft informatie over de geschiktheid van een gebied voor ganzen. Daarom zijn in juni 1998, 2002, 2003, 2005 en 2012 vegetatieopnames gemaakt op dezelfde locaties als waar de keuteltellingen zijn verricht. Op basis van dieetonderzoek aan ganzen door van der Wal *et al.* (2000) en Aerts *et al.* (1996) zijn de volgende soorten als voedselplanten gedefinieerd: Fioringras, Geknikte vossenstaart, Kweek, Rood zwenkgras, Engels raaigras, Ruw beemdgras, Veldbeemdgras, Zeeweegbree, Gewoon kweldergras en Schorrenzoutgras. De gemiddelde bedekking van deze voedselplanten over de raaien is berekend per ecotoop, omdat dit zo nauw mogelijk aansluit bij de metingen van de begrazingsdruk.

3.4.3 Broedvogels

De broedvogelaantallen van NFB zijn vanaf het broedseizoen 1991 jaarlijks vastgesteld. Engelmoer *et al.* (2001) geven voor de periode 1991 – 2000 het aantal broedparen per soort per onderscheiden deelgebied. Vanaf het broedseizoen 2001 is vervolgens een nieuwe reeks is gestart (Feddema 2002, 2003, 2004, 2005). In het kader van de monitoring van de Proefverkweldering is speciale aandacht besteed aan de aantallen broedvogels in en om de Proefverkweldering in de broedseizoenen 1997 tot 2012. De gebieden, waarvan de gegevens in dit rapport worden besproken zijn weergegeven in Bijlage IV. Het broedseizoen van 2002 was het eerste broedseizoen na uitpoldering van de Proefverkweldering.

De zomerpolders zijn volgens de BMP-methode geteld, op basis van vijf bezoekerondes zoals gebruikelijk bij BMP-inventarisaties van weidevogelgebieden. Op de kwelders begint het broedseizoen later en is er daarom ook later aan de inventarisaties begonnen, namelijk in de eerste helft van mei, waarna in totaal minimaal drie rondes zijn gemaakt. In broedkolonies van Kluten werden de nesten in de laatste week van mei of de eerste week van juni geteld.

Bij de resultaten worden de broedvogels gegroepeerd in vier soortgroepen, nl.: (a) primaire weidevogels (Beintema *et al.* 1995), (b) kolonievogels (Laurson *et al.* 2009), (c) roofvogels en (d) een restgroep. De trends in ontwikkeling van dichtheden van de kolonievogels en van de primaire weidevogels in de Proefverkweldering is vergeleken met die op de kwelders en zomerpolders van heel NFB. De trendlijnen zijn gefit (aangepast) met het programma Trendspotter (Visser & Molenaar 1995). Er is geen duidelijk omschreven groep van typische kweldervogels. Wel is het zo dat kwelders voor verschillende soorten tot de belangrijkste broedbiotopen in NW-Europa behoren. Binnen het Subsidiestelsel Natuur en Landschap (van Beek *et al.* 2014) worden de volgende soorten onderkend als ‘kwaliteitssoorten’ voor het beheertype ‘kwelder’: Bergeend, Blauwe kiekendief, Grutto, Kluut, Lepelaar, Scholekster, Tureluur en Visdief. Langs de Friese kust horen Blauwe kiekendief en Lepelaar niet tot de typische broedvogels (Engelmoer *et al.* 2001).

Om het gevolg van ‘verkweldering’ nader te kunnen beoordelen gaan we specifiek in op de ontwikkeling van drie broedvogelsoorten op de kwelder, de zomerpolders en een drietal verkwelderingen van NFB. We hebben hierbij gekozen voor de Tureluur, de Kluut en de Scholekster omdat die tot de bovengenoemde groep van ‘kwaliteitssoorten’ van de kwelder behoren (Subsidieregeling Natuur & Landschap), en in aanzienlijke aantallen op de kwelders en in de zomerpolders voorkomen. Het zijn vogels die bij laag water op het (aangrenzende) wad voedsel zoeken en daarom op de nabijgelegen broedplekken een hoge dichtheid kunnen halen. Als zodanig zijn het hiervoor zeer geschikte soorten om de invloed van ‘verkweldering’ nader te kunnen beoordelen.

Voor deze drie soorten hebben we de aantalsontwikkeling over de periode 1991 – 2012 voor verschillende deelgebieden van NFB samengevat. Een complicerende factor was dat in deze periode de oppervlakte van verschillende deelgebieden niet constant was. De veranderingen in oppervlakte van deze deelgebieden over deze periode zijn gereconstrueerd op basis van digitaal beschikbare vegetatiekaarten. Over de periode 1960-2008 waren tien kaarten beschikbaar. Voor zover de informatie op de kaarten dit toeliet werd de omvang van de kwelders bepaald door het oppervlak aan begroeide delen (vegetatiebedekking meer dan > 5%). Een natuurlijke kwelder is altijd aan verandering onderhevig: of er is aangroei of er vindt afslag plaats. De vegetatiekaarten suggereren dat er tussen 1991 en 2012 een aanzienlijke aangroei van de kwelders in NFB heeft plaatsgevonden. Dit komt echter doordat op de vegetatiekaart van 1992 een willekeurige begrenzing van de kwelders aan de landzijde is gekozen, waardoor op deze kaart een deel van de kwelders ontbreekt (Dijkema *et al.* 2013). Wanneer de vegetatiekaarten van 1982 en 1987 worden vergeleken met de vegetatiekaarten van 2002 en 2008 blijkt dat de omvang van de kwelders in NFB over de periode 1982 – 2012 slechts een geringe toename liet zien (van Wesenbeeck *et al.* 2014). Wel is in deze periode door successie de vegetatiesamenstelling aanzienlijk veranderd.

Twee deelgebieden die in deze analyse betrokken zijn, Holwerd-Oost en Holwerd-West zijn reeds voor 1991 al min of meer verkwelderd. Bij Holwerd-Oost (37 ha) zijn in 1989 drie klepduikers opgezet en vervolgens is in 1995 een doorgraving in de zomerkade gemaakt (Esselink *et al.* 2003). Bij Holwerd-West (51 ha) is de zomerkade door stormschade geleidelijk in verval geraakt. Vaak wordt 1992 als jaartal van doorbraak gehanteerd, maar feitelijk was de zomerkade al vóór 1992 niet meer functioneel. (Jaap Feddema, pers. meded.). De ontwikkeling in dichtheden van territoria van de

drie soorten is berekend voor deze ‘verkwelderde’ gebieden (n=2), de kwelders (n=6), de zomerpolders (n=5) en afgezet tegen de ontwikkeling in het Noorderleech. Hierbij is voor de kweldergebieden steeds dezelfde grootte gehanteerd, namelijk het oppervlakte volgens de RWS vegetatiekaart van 2008. De verschillen in ontwikkeling van de dichtheden in de zomerpolders, op de kwelders en in de verkwelderde gebieden zijn getoetst. Dit is gedaan door op basis van een lineaire regressieanalyse te beoordelen of de verhouding in dichtheden in de te vergelijken gebieden in de loop der tijd is veranderd.

Broedvogels in relatie tot de vegetatie

Om de relatie tussen broedvogels en vegetatie te onderzoeken is bepaald in welk vegetatietype de territoria lagen. Dit is gedaan door de stippen op de vegetatiekaart van RWS uit 2008 te projecteren. De vegetatietypen van de vegetatiekaart van RWS zijn hiervoor omgezet naar de TMAP-typologie (Esselink *et al.* 2009). Over geheel NFB van Zwarte Haan tot Holwerd zijn die gebieden geselecteerd waarin de territoria met eenzelfde methodiek zijn vastgesteld en ingetekend. Hierdoor zijn alleen gegevens van 2010 en 2011 gebruikt, met uitzondering van de telgebieden Holwerd-Oost en Ferwerd.

Vervolgens is de mate van voorkeur van vogels onderzocht door de of selectiviteitsindex S per vegetatietype te berekenen (naar Jacobs 1974):

$$S = (b-a)/(b+a)$$

hierbij staat

- a voor het oppervlaktepercentage van een vegetatietype en
- b voor het percentage van het aantal territoria in hetzelfde vegetatietype.

De selectiviteitsindex S varieert tussen -1 en +1, waarbij waarden tussen -1 en 0 aangeven dat een vegetatietype door vogels wordt gemeden (negatieve selectie) en waarden tussen 0 en +1 aangeven dat vogels een voorkeur hebben voor vegetatietype om er te broeden. Op dezelfde wijze is voor dezelfde jaren de dichtheid van het aantal broedpaar per TMAP-vegetatietype in de Proefverkweldering berekend.



Foto 5 – 6 Vergelijking tussen een enclosure in het hoge westelijke deel (Locatie 3 september 2010) en een enclosure in lagergelegen oostelijke deel (Locatie 7, september 2012) van de Proefverkweldering. De bovenste foto (hoge deel) toont een dominantie van Kweek, binnen de enclosure gecombineerd met relatief veel Akkerdistel. De onderste foto toont Kweek met Zeeaster binnen de enclosure en een vegetatie van Klein schorrenkruid met Zeekraal erbuiten.

4 Bespreking resultaten

4.1 Ontwikkeling van de aangelegde openingen in de zomerkade

Op basis van indrukken in het veld was bij alle drie doorgraafopeningingen in de zomerkade sprake van enige erosie. Ervan uitgaande dat de uitgangssituatie bij oplevering was gedocumenteerd, is in 2011 het profiel van de openingen ingemeten (Figuur 4.1; Tabel 4.1). Achteraf bleek echter dat de uitgangssituatie niet was vastgelegd. Met het nodige voorbehoud kan wel een voorzichtige vergelijking worden gemaakt met de bij de aanleg gebruikte bestektekeningen. Ook kunnen de drie openingen onderling worden vergeleken.

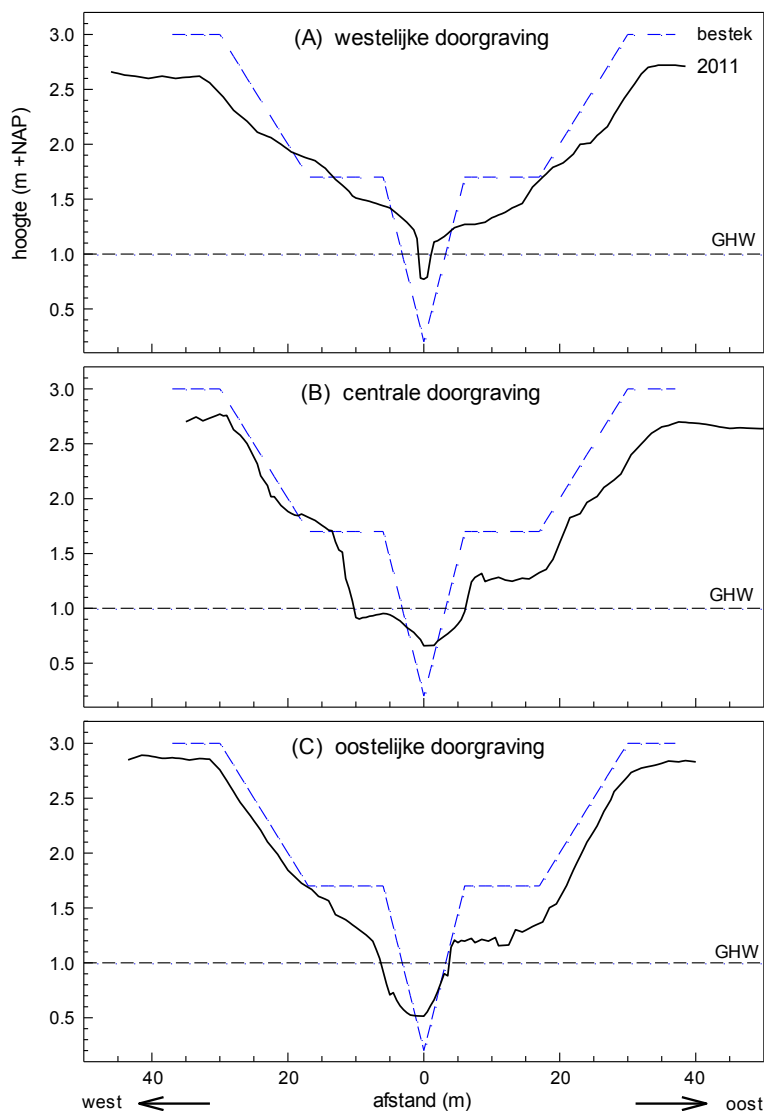
In het bestek was bij alle drie openingen sprake van hetzelfde ontwerp. In dit ontwerp is sprake van een 60 m brede opening; een kruinhoogte van de zomerkade van 3.0 m +NAP, en een diepte van 0.2 m +NAP in het midden van de opening (Figuur 4.1). Het eerste deel van de opening zou onder een hoek van 1:10 flauw aflopen naar een vlak stuk met een hoogte 1.7 m +NAP, terwijl de aan te leggen kreek een talud zou krijgen van 1:4.

Bij de westelijke opening is ten behoeve van wandelaars een voetgangersbrug geplaatst (Foto 1). Door erosie rond de steunen van de brug werd de brug in de loop van de tijd bij hoogwater steeds lastiger bereikbaar voor wandelaars. Om de brug ook bij hoogwater bereikbaar te houden voor wandelaars is in 2010 aan beide zijden van de brug een verhoogd aanlooppad aangelegd door het neerleggen van *ca.* 1 m brede betonnen platen (Foto 1). Door deze maatregel werd de effectieve doorstroomopening verkleind. Een complicerende factor is dat een deel van het zeewater ook via de vlakbij gelegen oude duiker in de voormalige zomerkade in de uiterste NW-hoek van het gebied de Proefverkweldering kan in- en uitstromen, wat ten koste gaat van de functie van de aangelegde kreek.

De kreekbodem is als gevolg van opslibbing waarschijnlijk omhoog gekomen en lag in het tiende jaar na uitpoldering op een hoogte van 0.8 m +NAP (of 0.2 m onder het niveau van GHW). Bij gemiddeld hoogwater voerde de kreek dan ook nog maar een geringe hoeveelheid water. Buiten de kreek is in de doorgraving waarschijnlijk sprake geweest van erosie rond de steunen van de voetgangersbrug als gevolg van omspoeling bij hogere waterstanden (Foto 1; van Duin *et al.* 2007; Esselink & Chang 2010); in het profiel van figuur 4.1A tussen GHW en een hoogte van *ca.* 1.7 m +NAP.

Bij de centrale doorgraving worden de vloed- en ebstream sterk beïnvloed door de geplaatste duiker op enkele meters ten noorden van het opgenomen profiel (Foto 2). Tegelijkertijd vormde de bodem van de duiker een drempel voor de ebstream. De hoogte van de kreekbodem en ontwikkeling van het kreekprofiel zijn hierdoor sterk beïnvloed. In het profiel van de doorgraving lag het laagste punt in de kreek in 2011 op 0.66 m +NAP (Tabel 4.1). In het lage deel van de doorgraving maar buiten de kreek is door omspoeling van de duiker sprake geweest van erosie (zie ook foto 5.1 in van Duin *et al.* 2007). In figuur 4.1B wordt dit mogelijk aangegeven door het grote gat tussen het bestek en het gemeten profiel ten oosten van de kreek tot een hoogte van 1.7 m +NAP.

De ontwikkeling van de oostelijke doorgraving is niet door de aanwezigheid van kunstwerken beïnvloed. De steilranden van de kreek in foto 3 wijzen erop dat de kreek zich in de loop van de tijd waarschijnlijk heeft verwijfd. Van de drie doorgravingen had de kreek in de oostelijke doorgraving in 2011 de grootste omvang en diepte (Tabel 4.1), terwijl het kombergingsgebied ongeveer even groot was als van de kreek in de centrale doorgraving (Tabel 2.1).



Figuur 4.1 De dimensie van de drie aangelegde gaten in de zomerkade na 10 jaar (2011) vergeleken met de bestekken voor aanleg. De horizontale as geeft de afstand in westelijke en oostelijke richting vanaf het diepste punt in de kreek. De hoogte (verticale as) is gemeten in een rechte lijn over de kruin van de zomerkade.

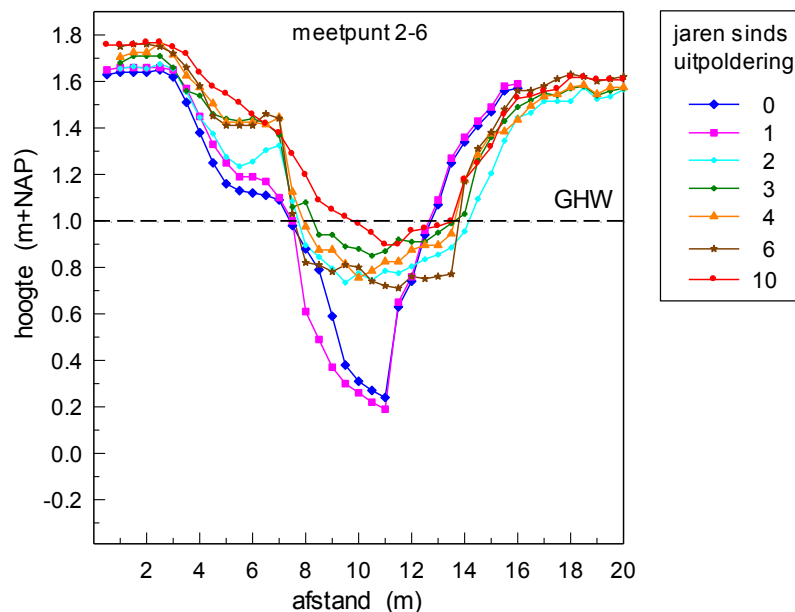
Tabel 4.1 Een vergelijking van de drie doorgraafopeningen op basis van de situatie in het tiende jaar na uitpoldering (2011). De kadehoogte geeft de gemiddelde kruinhoogte vlak ten westen en oosten de drie openingen, de kreekdiepte het laagste gemeten punt van de kreekbodem. Voor vier verschillende niveaus geeft de tabel de omvang van de opening als oppervlakte van het dwarsprofiel. Zelfde gegevens als Figuur 4.1.

| Dimensie | Doorgraving | | |
|--|-------------|--------|------|
| | West | Midden | Oost |
| kadehoogte (m +NAP) | 2.65 | 2.68 | 2.84 |
| kreekdiepte (m +NAP) | 0.77 | 0.66 | 0.51 |
| doorsnede kreekprofiel (< GHW, m ²) | 0.3 | 2.7 | 3.3 |
| doorsnede profiel (<1.5 m +NAP, m ²) | 5.2 | 14.2 | 13.5 |
| doorsnede profiel (<1.9 m +NAP, m ²) | 17.7 | 28.5 | 28.7 |
| doorsnede profiel (<2.6 m +NAP, m ²) | 55.2 | 65.3 | 63.7 |

4.2 Kreekontwikkeling

In de drie gegraven kreek is in de eerste jaren na de uitpoldering op veel plaatsen veel sediment afgezet, waardoor kreek minder diep zijn geworden (Figuur 4.2; van Duin *et al.* 2007). Dit proces is verklaard vanuit een zgn. overdimensionering van de kreek, dat wil zeggen dat de kreek breder en dieper waren uitgegraven dan nodig was voor de water afvoerende functie voor hun afwaterings- of kombergingsgebied. In 2007 veranderde het beeld en werd het duidelijk dat de drie aangelegde kreekssystemen zich verschillend ontwikkelden (Esselink & Chang 2010).

Om deze reden worden de opgetreden veranderingen hieronder per kreek besproken. In Bijlage I worden de resultaten van alle in het kader van de monitoring gemeten dwarsprofielen naar het voorbeeld van Figuur 4.2 grafisch gepresenteerd.

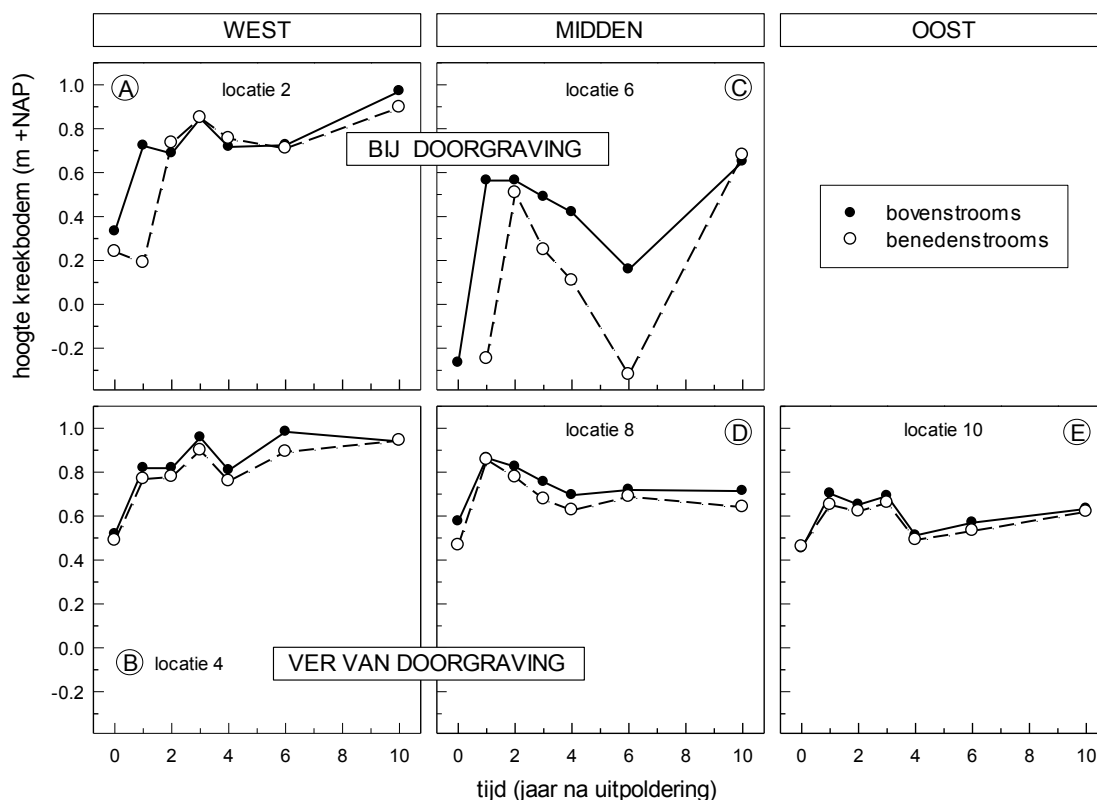


Figuur 4.2 De ontwikkeling van het doorstroomprofiel van de gegraven kreek bij meetpunt 2-6 van het jaar van uitpoldering tot 10 jaar later. Locatie 2 ligt vlak achter de westelijke doorgraving van de zomerkade (vgl. Figuur 3.1). Ter vergelijking is het niveau van gemiddeld hoogwater (GHW) aangegeven.

Kreek West

Van de drie gegraven kreek heeft deze kreek het kleinste kombergingsgebied (Tabel 2.1). Bij de aanleg heeft deze kreek een opvallend flauw aflopend talud gekregen (Figuur 4.2; Esselink & Chang 2010). Vlak achter de doorgraving (Locatie 2) is de kreek toen uitgegraven tot een diepte van 0.2 – 0.3 m +NAP. Als gevolg van sedimentafzetting is de kreekdiepte hier in de eerste twee jaar na uitpoldering snel afgenomen om daarna een aantal jaren stabiel te blijven rond een niveau van 0.7 m +NAP. In het tiende jaar na uitpoldering bleek de kreek echter verder te zijn dichtgeslibd en had hij nog maar een diepte van 0.9 m +NAP. Mogelijk was dit een gevolg van de verkleining van de doorstroomopening een jaar eerder door de aanleg van de aanloopaden naar de brug (§ 4.1). De grootte van het dwarsprofiel liet een zelfde ontwikkeling zien (Figuur 4.4A): de eerste drie jaar een verkleining, gevolgd door een stabilisatie en dan weer een verkleining in het laatste jaar. Over de gehele periode is de grootte van de twee dwarsprofielen met gemiddeld 40% afgenomen.

Ver van de doorgraving (Locatie 4 op ruim 300 m) is de diepte de eerste jaren na uitpoldering ook afgenomen, maar is vanaf het derde jaar min of meer constant gebleven op een niveau van ongeveer



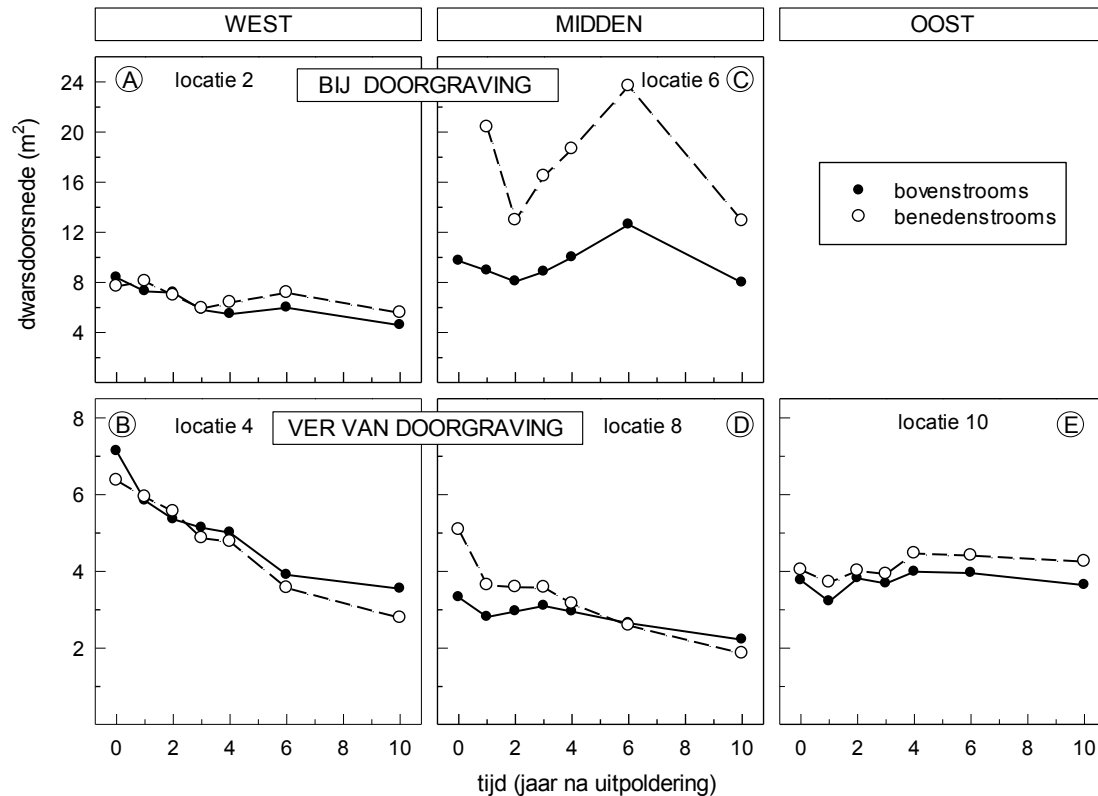
Figuur 4.3 De ontwikkeling van de diepte van de aangelegde (hoofd)kreeken in de eerste tien jaar van de Proefverkweldering dicht bij de doorgravingen (bovenste panelen) en dieper in het gebied (onderste panelen). Als maat voor de diepte is het laagste punt van de kreekbodem ten opzichte van NAP genomen. Zie Figuur 3.1 voor ligging van de verschillende locaties. Per locatie zijn twee meetpunten opgenomen; het meest zeewaarts gelegen meetpunt is in de figuur benedenstrooms genoemd. In de oostelijke kreek is vlakbij de doorgraving geen meetpunt aangelegd in de hoofdkreek, maar alleen in de zijkreek (zie Figuur 4.5).

0.8 – 1.0 m +NAP (Figuur 4.3B). Het doorstroomprofiel liet daarentegen een voortdurende verkleining zien tot ongeveer 3 m² in het tiende jaar (Figuur 4.4B). Gecombineerd met de ontwikkeling van de kreekdiepte wijst dit op sedimentatie en op versteiling van de aangelegde flauwe kreekaluds; een ontwikkeling die je verwacht in een kwelder.

Wanneer wordt gekeken naar de algemene hoogtezoning van de kweldervegetatie lag de kreekbodem van de westelijke kreek in het tiende jaar op of tegen de ondergrens van de laagste vegetatiezone. De vraag is of de stroomsnelheid van het water wel voldoende is om vestiging van vegetatie in het midden van de kreek te kunnen voorkomen. Als de kreekbodem begroeid raakt, is de kans groot dat de kreek verder opvult en zijn betekenis geheel zal verliezen.

Kreek Midden

Het kombergingsgebied van deze kreek is 1.8 maal zo groot als dat van de westelijke kreek. Vlak achter de doorgraving splitst de kreek zich in een westelijke en oostelijke tak met beide een kombergingsgebied van ongeveer gelijke omvang (Tabel 2.1). De oostelijke tak is veel ruimer uitgegraven dan de westelijke tak en is om deze reden hieronder de hoofdkreek genoemd. Bij het uitgraven van deze middelste kreek zijn in vergelijking met de westelijke en oostelijke kreek, extra meanders gegraven. Gebleken is dat de in de doorstroomopening geplaatste duiker met brug een grote invloed had op de waterbewegingen ter plekke (§4.1; van Duin *et al.* 2007). De opgenomen



Figuur 4.4 De ontwikkeling van de dwarsprofielen van de aangelegde (hoofd)kreeken in de eerste tien jaar van de Proefverkweldering dicht bij de doorgravingen (bovenste panelen) en dieper in het gebied (onderste panelen). Zie Figuur 3.1 voor ligging van de verschillende locaties en Figuur 4.3 voor verdere toelichting.

dwarsprofielen lieten nergens zulke grote veranderingen in de loop van de tijd zien als vlak achter de geplaatste duiker (Figuur 4.3C, Figuur 4.4C; Bijlage I: meetpunten 6-3 en 6-6).

De duiker leverde een vernauwing van de doorstroomopening op. Bovendien fungeerde de onderkant van de duiker als drempel of stuw, waardoor bij laagwater geen vrije afstroming mogelijk was en water in de kreek bleef staan (van Duin *et al.* 2007; Esselink & Chang 2010). In de eerste twee jaar na uitpoldering werd de kreek achter de doorgraving door slibafzetting snel minder diep en ontwikkelde de hoogte van de kreekbodem zich tot een niveau van 0.5 – 0.6 m +NAP. (Bijlage I: meetpunten 6-3 en 6-6). Daarna nam de kreekdiepte hier t/m het zesde jaar na uitpoldering jaarlijks sterk toe (Figuur 4.3C). Ook was er sprake van erosie van de kreekranden (Bijlage I). Als gevolg van deze twee ontwikkelingen werd het dwarsprofiel op het dichtst bij de doorgraving gelegen meetpunt in dezelfde tijd bijna tweemaal zo groot (Figuur 4.4C). Na het zesde jaar na uitpoldering was er echter een kentering. Al bij veldbezoeken in jaar acht en negen na uitpoldering was het opgevallen dat de kreek veel ondieper werd en er tijdens laagwater nauwelijks of geen water meer in de kreek stond. Deze ontwikkeling werd bevestigd door de laatste opname van de kreekprofielen in het tiende jaar na uitpoldering. Op het dichtst bij de doorgraving gelegen meetpunt was de kreekdiepte met 1.0 meter afgenomen. Als gevolg hiervan werd de grootte van het dwarsprofiel met de helft verkleind tot 12 m² (Figuur 4.4C). Het dwarsprofiel op het tweede meetpunt volgde eenzelfde ontwikkeling, maar hier waren de schommelingen minder groot.

Op grotere afstand van de doorgraving (Locatie 8 op ruim 500 m) is de kreekdiepte sinds het vierde jaar na uitpoldering min of meer gelijk gebleven op een niveau van 0.6 – 0.7 m +NAP (Figuur 4.4D). Door sedimentafzetting op de kreekaluds liet het dwarsprofiel daarentegen een voortdurende afname zien, tot ongeveer 2 m² in het tiende jaar na uitpoldering (Figuur 4.4D).

Niet ver van de uitmonding in de hoofdkreek, is ook het doorstroomprofiel van de minder ruim uitgegraven zijkreek gemonitord, namelijk op meetpunt 6-1. Na een schommeling in de eerste twee jaar na uitpoldering, liet de kreekdiepte hier nog maar een geringe verandering zien (Figuur 4.5A). Tijdens laatste meetronde lag de kreekbodem op een niveau van 0.60 – 0.65 m +NAP. De grootte van het dwarsprofiel liet daarentegen een voortdurende verkleining zien door afzetting van sediment in de kreekflanken (Figuur 4.6A; Bijlage I, Figuur I.2).

Kreek Oost

Van deze kreek is het totale kombergingsgebied achter de doorgraving ongeveer even groot als van de middelste kreek (Tabel 2.1). Evenals bij de twee andere kreeksystemen is gebeurd, is vlak achter de doorgraving in de zomerkade een splitsing aangelegd. De oostelijke zijtak heeft maar een klein afwateringsgebied gekregen ten opzichte van de naar het westen afbuigende hoofdkreek (zie Figuur 1.1; Tabel 2.1). De kreek heeft bij het uitgraven een eenvoudig U-vormig profiel gekregen. Verder is de kreek zonder extra meandering in een min of meer rechte lijn uitgegraven.

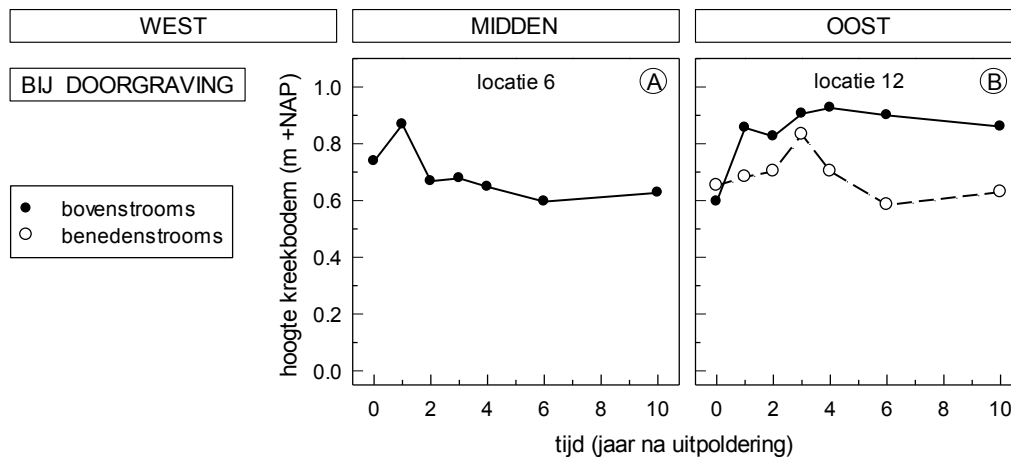
De twee vaste meetpunten voor monitoring van het doorstroomprofiel vlakbij de doorgraving lagen allebei achter de splitsing van de kreek aan de kleine oostelijke zijtak (Locatie 12). Op basis van vergelijking van fotomateriaal is het aannemelijk dat het dwarsprofiel van de hoofdkreek zich ter hoogte van de splitsing heeft vergroot.

Dieper in de Proefverkweldering, dus op grote afstand van de doorgraving (na 570 m op Locatie 10) heeft het doorstroomprofiel van deze oostelijke kreek zich anders ontwikkeld dan op de vergelijkbare locaties in de twee andere kreek. In het eerste jaar na uitpoldering is het laagste punt van de kreekbodem 0.2 – 0.3 m omhoog gekomen (Figuur 4.3E; Bijlage I). Daarna heeft de kreek zich tijdelijk verdiept (t.o.v. NAP), maar na het vierde jaar is de kreekbodem weer geleidelijk omhoog gekomen (Figuur 4.3E). In het tiende jaar lag de kreekbodem weer op hetzelfde niveau als in het tweede jaar van uitpoldering (ca. 0.6 m +NAP). Wanneer de diepte van de kreek wordt gerelateerd aan de hoogte van het maaiveld, is de kreekdiepte vanaf jaar 4 met een diepte van ongeveer 1.0 m vrij constant gebleven en lijkt deze de hoogteontwikkeling van het maaiveld te hebben gevolgd. Dit is ten minste 0.2 m dieper dan op de vergelijkbare locaties in de twee andere kreek.

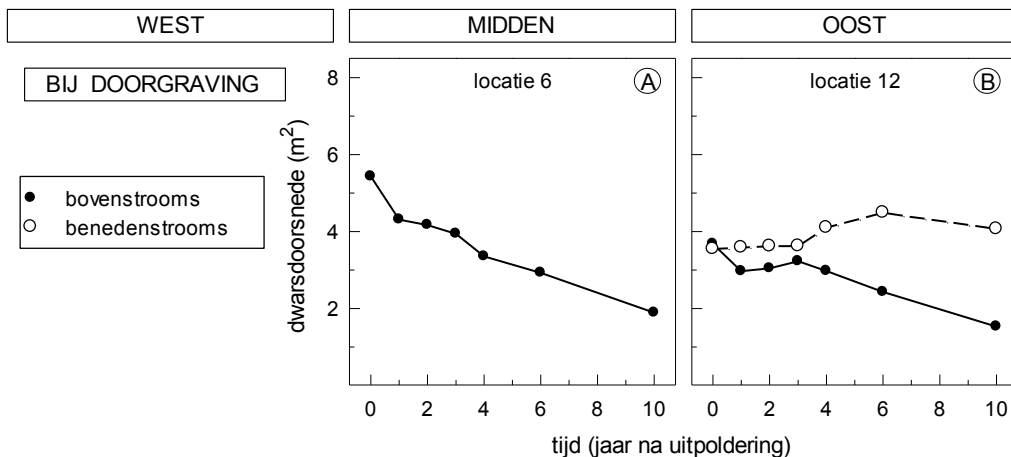
De grootte van het doorstroomprofiel bleef gedurende de gehele monitoringsperiode van tien jaar bijna onveranderd rond een waarde van 4 m² (Figuur 4.4E). Geconcludeerd kan worden dat de hoofdkreek van het oostelijk kreeksysteem vergeleken met de twee andere kreek een veel groter vormbehoud heeft vertoond en beter is blijven functioneren.

De gevolgde dwarsprofielen op Locatie 12 waren beide gesitueerd in de gegraven zijtak en niet in hoofdkreek (Esselink & Chang 2010). Hoewel de onderlinge afstand nog geen 30 m was, lieten de twee profielen in de eerste zes jaar na uitpoldering een uiteenlopende ontwikkeling zien (Figuur 4.5B, Figuur 4.6B; Bijlage I, Fig. I.2). Op het bovenstrooms gelegen meetpunt (Meetpunt 12-1 het verst van de doorgraving) nam de kreekdiepte in het eerste jaar na uitpoldering af tot ongeveer 0.9 m +NAP. In de jaren erna nam de kreekdiepte nog iets verderaf, maar in het laatste jaar was de kreek hier weer even diep als in het eerste jaar na uitpoldering. De grootte van het dwarsprofiel is in een periode van tien jaar met meer dan de helft afgenomen, van 3.7 m² naar 1.5 m² (Figuur 4.6B).

Het benedenstroomse meetpunt lag vlakbij de monding van de zijkreek in de hoofdkreek. De ontwikkeling op dit meetpunt leek onder invloed te staan van de erosie in de hoofdkreek. Na een aanvankelijke verondieping, is de zijtak hier vanaf het derde jaar weer dieper geworden (Figuur 4.5B). Ook is sindsdien sprake van een vergroting van het dwarsprofiel (Figuur 4.6B).



Figuur 4.5 De ontwikkeling van de kreekdiepte (de hoogte van het laagste punt in m +NAP) van de twee gegraven zijkreken in de eerste tien jaar van de Proefverkweldering, gemeten dicht bij de middelste en oostelijke doorgraving van de zomerkade. Zie Figuur 3.1 voor ligging van de verschillende locaties Figuur 4.3 voor verdere toelichting.



Figuur 4.6 De ontwikkeling sinds de uitpoldering van dwarsprofielen van twee gegraven zijkreken in de eerste tien jaar van de Proefverkweldering dicht bij de middelste en oostelijke doorgraving van de zomerkade. Zie Figuur 3.1 voor ligging van de verschillende locaties en Figuur 4.3 voor verdere toelichting.

4.3 Hoogteontwikkeling

4.3.1 Stabiliteit SEB-palen

De meeste SEB-palen bleken bij een eerste hermeting in april 2012 nog dezelfde hoogte te hebben als bij de laatste controlemeting door IMARES in 2005. Bij een aantal palen was echter sprake van een relatief groot verschil. Naar aanleiding van een controlemeting van een aantal geselecteerde SEB-meetpunten, is in september 2012 nogmaals de hoogte van alle palen opgenomen. In april 2012 is het merendeel van de metingen uitgevoerd met de Total Station; in september 2012 geldt dit voor alle metingen. Met een Total Station kan een wat grotere meetnauwkeurigheid (tot *ca.* 1 cm) worden bereikt dan met de ook gebruikte RTK GPS (§ 3.2.3). Uitgaande van eenzelfde nauwkeurigheid van de IMARES-metingen in 2005, is er bij een verschil tussen 2005 en 2012 van 2.5 cm of minder aangenomen dat de NAP-hoogte van een SEB-meetpunt niet veranderd is; bij grotere verschillen is

gecorrigeerd. Bij het overgrote deel van de SEB-meetpunten was het verschil in NAP-hoogte van de palen minder dan 2.5 cm en is dus niet gecorrigeerd.

In een aantal situaties was er echter onverwacht een verschil van meer dan 2.5 cm, zoals bij een aantal in exclusies gelegen SEB-meetpunten. Verstoring van het SEB-meetpunt door vee of andere oorzaak kan hier worden uitgesloten. Als er binnen een exclusie sprake was van een verschil in NAP-hoogte, was de nieuwe waarde bijna altijd hoger. De gegevens zijn niet verder uitgewerkt. In de Proefverkweldering ligt een kleilaag van naar schatting 1.3 m dik met daaronder een fijnzandige laag (van Duin *et al.* 2007). De geplaatste SEB-palen zijn 1.6 m lang en staan dus net met hun voet in het zand. Voor een grotere stabiliteit hadden de SEB-palen mogelijk langer moeten zijn, zodat ze dieper in de zandige laag geplaatst hadden kunnen worden.

Voor het monitoren van de hoogteontwikkeling van een kwelder geldt de SEB-methode als een methode met een hoge nauwkeurigheid (1.5 mm; Nolte *et al.* 2013). Als het echter niet duidelijk is of SEB-palen wel of niet stabiel zijn, wordt de nauwkeurigheid afhankelijk van het meetinstrument waarmee de hoogtes worden gecontroleerd en op basis waarvan de hoogte van de SEB-palen wordt gecorrigeerd. De gemeten instabiliteit van de van de SEB-palen was klein ten opzichte van veranderingen in hoogteligging, zodat aangenomen wordt de invloed ervan de bereikte resultaten gering is.

4.3.2 Kwelder en zomerpolder

Kwelder

De hoogte van aan de Proefverkweldering grenzende kwelder is gedurende de onderzoeksperiode op vrijwel alle locaties toegenomen (Figuur 4.7). Gemiddeld werd de grootste toename in de pionierzone gemeten en de laagste waarde op de hoge kwelder (zie ook Tabel 4.2). De netto hoogteontwikkeling over een geheel jaar is de resultante van een toename in hoogte in het stormseizoen (winterhalfjaar) en een afname in hoogte door inklink (bij beweiding mede veroorzaakt door het aantrappen van de bodem door het vee) en krimp in de zomer (van Duin *et al.* 2007). De netto hoogteverandering van de aan de Proefverkweldering grenzende kwelder was van jaar op jaar erg variabel. In sommige jaren was er nauwelijks een toename of was zelfs sprake van een afname. In het laatste geval was de sedimentatie in het stormseizoen blijkbaar onvoldoende om de zomerse inklink te compenseren. Esselink & Chang (2010) hebben voor de Proefverkweldering laten zien dat er een duidelijke relatie bestaat tussen de cumulatieve waterhoogte per stormjaar en de jaarlijkse hoogteontwikkeling (vgl. §2.2). Dit was bijvoorbeeld het geval in het vijfde jaar – en op de hoge kwelder ook in het tweede jaar na uitpoldering (resp. 2002/03 en 2005/06). Van de eerste zes onderzochte jaren (t/m 2007) waren dit precies de twee jaren met de laagste stormfrequenties (Tabel 2.3).

Op één locatie op de hoge kwelder (locatie 24) is over de hele onderzoeksperiode van tien jaar geen toename in hoogte gemeten, maar een afname van in totaal 40 mm (gemiddelde van drie SEB-meetpunten; Figuur 4.7A). Op twee meetpunten van deze locatie was bij de metingen in 2007 duidelijk sprake van kuilvorming tussen de twee SEB-palen als gevolg van vertrapping van de grond door paarden. Het lijkt aannemelijk dat de SEB-palen van invloed zijn geweest op het gedrag van de paarden. De SEB-palen hebben waarschijnlijk een aantrekkingskracht op de paarden gehad waardoor de paarden zich extra lang rond de SEB-palen hebben opgehouden. Doordat de SEB-palen daarnaast door de dieren ook als schuurpalen zijn gebruikt, is vertrapping op het SEB-meetpunt zelf veel hoger geweest dan in de directe omgeving. In jaar 10 was geen sprake van kuilvorming door vertrapping. Hoe de vertrappingstoestand op deze locatie was voor het zesde jaar is niet goed bekend. Sinds de uitpoldering was op deze locatie sprake van beweiding met paarden (Tabel 2.2) en mogelijk heeft het gedrag van de paarden in deze periode de SEB-meetpunten hier sterk beïnvloed.

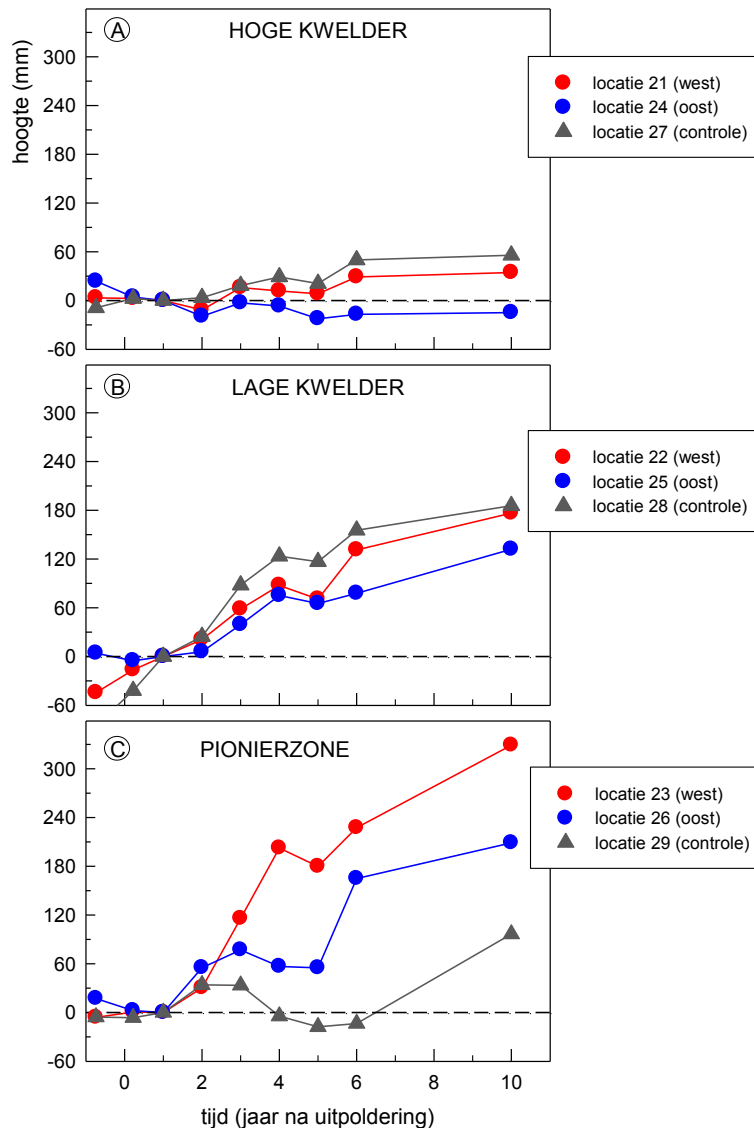
Ook op andere locaties kan sprake zijn geweest van een zekere mate van interferentie tussen vee en de aanwezigheid van SEB-palen. Een vergelijking tussen de resultaten van de SEB-metingen met de dieptemetingen van de opslibbingsplaten over een periode van vijf jaar liet zien dat de opslibbing gemeten met de SEB in de beweide situatie gemiddeld 30% lager waren dan met de platen (Esselink & Chang 2010). In de exclusures was het verschil tussen de twee methoden veel kleiner.

In de pionierzone zijn de zeer lage of zelfs negatieve opslibbingswaarden op locatie 29 t/m 6 jaar na uitpoldering (Figuur 4.7C; Tabel 4.2) te verklaren door achterstallig onderhoud aan de rijshoutdammen van de kwelderwerken (vgl. § 1.2.1). In het tiende jaar was het achterstallig onderhoud weggewerkt en liet de locatie voor het eerst een belangrijke toename in hoogte zien (Figuur 4.7C).

De pionierzone neemt door onder meer zijn lage ligging, de invloed van de rijshoutdammen en de spaarzame begroeiing een aparte positie in en kan voor een vergelijking met de Proefverkweldering beter buiten beschouwing worden gelaten. De gemiddelde waarde voor de kwelder voor de gehele onderzoeksperiode komt dan uit op 11 of 12 mm/jaar, afhankelijk of locatie 24 wel - of niet wordt meegerekend. Deze waarde komt goed overeen met de hoogteontwikkeling van 14 mm/jaar, gemeten in de meetvakken 63 t/m 187 van de Friese kwelderwerken in de periode 2000 – 2010 (Dijkema *et al.* 2013).

Tabel 4.2 De gemiddelde hoogte van het maaiveld in verschillende gebieden in december 2000, negen maanden vóór uitpoldering van de Proefverkweldering en de hoogteverandering in de perioden 2002 – 2005, 2005 – 2007, 2007 – 2011 en over de gehele periode 2002 – 2011 (*cursief*). De hoogteveranderingen zijn gebaseerd op SEB-metingen in de nazomer (aug/sept). Voor een gebiedsdekkend gemiddelde van de Proefverkweldering zijn de resultaten van de drie transecten in de tabel opgenomen. *N* = aantal meetpunten per transect of locatie.

| Gebied / locatie | Zonering | Deelgebied | Hoogte (m +NAP) 2000 | Hoogteverandering (mm/jaar) | | | | <i>N</i> | | |
|--------------------------------------|----------|-------------|-------------------------|-----------------------------|-------------|-------------|--------------------|-----------|-----------|-----------|
| | | | | 2002-2005 | 2005-2007 | 2007-2011 | <i>2002-2011</i> | 2002-2005 | 2005-2007 | 2007-2011 |
| <i>Kwelder</i> | | | | | | | | | | |
| 21 | hoog | West | 1.85 | 4.0 | 8.6 | 1.4 | <i>3.8</i> | 3 | 3 | 3 |
| 24 | hoog | Oost | 1.76 | -2.2 | -5.2 | 0.5 | <i>-1.6</i> | 3 | 3 | 3 |
| 27 | hoog | Controle | 1.57 | 9.7 | 10.4 | 1.5 | <i>6.2</i> | 3 | 3 | 3 |
| Gemiddeld | | | | 3.8 | 4.6 | 1.1 | <i>2.8</i> | | | |
| 22 | laag | West | 1.24 | 29.2 | 21.9 | 11.3 | <i>19.6</i> | 3 | 3 | 3 |
| 25 | laag | Oost | 1.34 | 25.1 | 1.3 | 13.6 | <i>14.7</i> | 3 | 3 | 3 |
| 28 | laag | Controle | 1.25 | 41.2 | 16.0 | 8.3 | <i>20.6</i> | 3 | 3 | 2 |
| Gemiddeld | | | | 31.8 | 13.1 | 11.0 | <i>18.3</i> | | | |
| 23 | pionier | West | 1.05 | 67.5 | 12.5 | 23.4 | <i>36.6</i> | 3 | 3 | 2 |
| 26 | pionier | Oost | 1.01 | 18.9 | 54.1 | 11.0 | <i>23.2</i> | 3 | 3 | 3 |
| 29 | pionier | Controle | 1.00 | -1.4 | -4.6 | 27.5 | <i>10.7</i> | 3 | 3 | 3 |
| | | | | 28.3 | 20.7 | 20.6 | <i>23.5</i> | | | |
| <i>Zomerpolder</i> | | | | | | | | | | |
| 41 | laag | | 1.45 | -0.3 | 2.2 | -7.7 | <i>-3.0</i> | 3 | 3 | 3 |
| 42 | hoog | | 1.77 | -7.9 | -9.6 | 4.0 | <i>-4.5</i> | 3 | 2 | 2 |
| Gemiddeld | | | | -4.1 | -2.5 | -3.0 | <i>-3.6</i> | | | |
| <i>Proefverkweldering transecten</i> | | | | | | | | | | |
| 31 | | west (T1) | 1.65 | 6.6 | 2.5 | 1.4 | <i>3.0</i> | 5 | 2 | 2 |
| 32 | | midden (T2) | 1.47 | 6.5 | 9.4 | 3.7 | <i>5.9</i> | 5 | 5 | 5 |
| 33 | | oost (T3) | 1.41 | 10.6 | 4.1 | 5.9 | <i>7.1</i> | 5 | 5 | 3 |
| Gemiddeld | | | | 7.9 | 6.1 | 3.9 | <i>5.7</i> | | | |

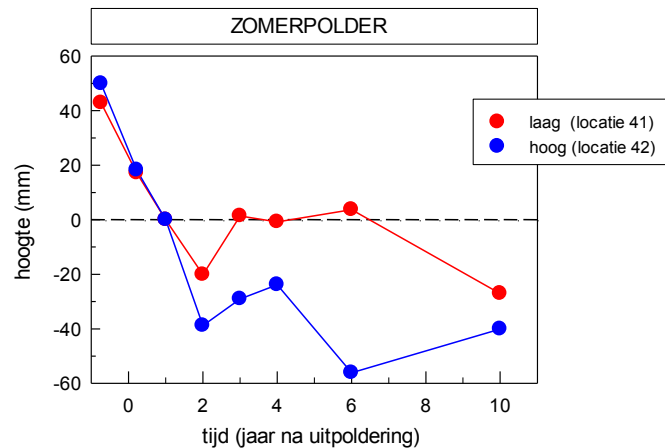


Figuur 4.7 De met SEB-metingen gemonitorde hoogteontwikkeling van de aan de Proefverkweldering grenzende kwelder, van het jaar voorafgaand aan de uitpoldering tot tien jaar erna (jaren 2000 – 2011). De figuur geeft van elk jaar de hoogte ten opzichte van de hoogte in het eerste jaar (2002) na uitpoldering van de Proefverkweldering. In 2002 en later zijn de metingen verricht in de nazomer; in 2000 en 2001 (jaar -1 en 0) in december. De locaties vormen min of meer drie “losse” raaien van de hoge kwelder tot in de pionierzone (vgl. Figuur 3.1). Elke locatie bestaat uit drie meetpunten.

Zomerpolder

De meetlocaties in de zomerpolder hebben in tien jaar tijd een enorme daling van het maaiveld laten zien van 4 – 11 cm (Figuur 4.8). In 2011 was op locatie 41 op alle drie meetpunten sprake van kuilvorming tussen de twee SEB-palen door vertrapping. Hoe de toestand van de meetpunten in de zomerpolder in de andere jaren was is niet goed bekend. Beide locaties lagen in beheercompartment 104 (Figuur 2.1); een compartiment dat t/m zes jaar na uitpoldering (2007) door paarden en daarna door runderen werd beweid (Tabel 2.2). De SEB-palen in de zomerpolder staken relatief hoog (0.3 – 0.4 m) boven het maaiveld uit waardoor het aannemelijk is dat ze hier een grote aantrekkingskracht op het vee hadden. De aantrekkingskracht werd tot het vierde jaar na uitpoldering op beide locaties mogelijk nog versterkt door een vlakbij geplaatst hekwerk voor de bescherming van enkele grondwaterbuizen. De gemeten daling wordt door ons dan ook vooral als een artefact gezien

veroorzaakt door het plaatsen van de meetopstellingen en de invloed ervan op de paarden. Van een echte daling van het maaiveld zal geen sprake zijn geweest.



Figuur 4.8 De met SEB-metingen gemonitorde hoogteontwikkeling op twee locaties in de aan de Proefverkweldering grenzende zomerpolder van het jaar voorafgaande aan de uitpoldering van de Proefverkweldering tot tien jaar erna (2000 – 2011). Zie Figuur 4.7 voor verdere toelichting.

4.3.3 Proefverkweldering

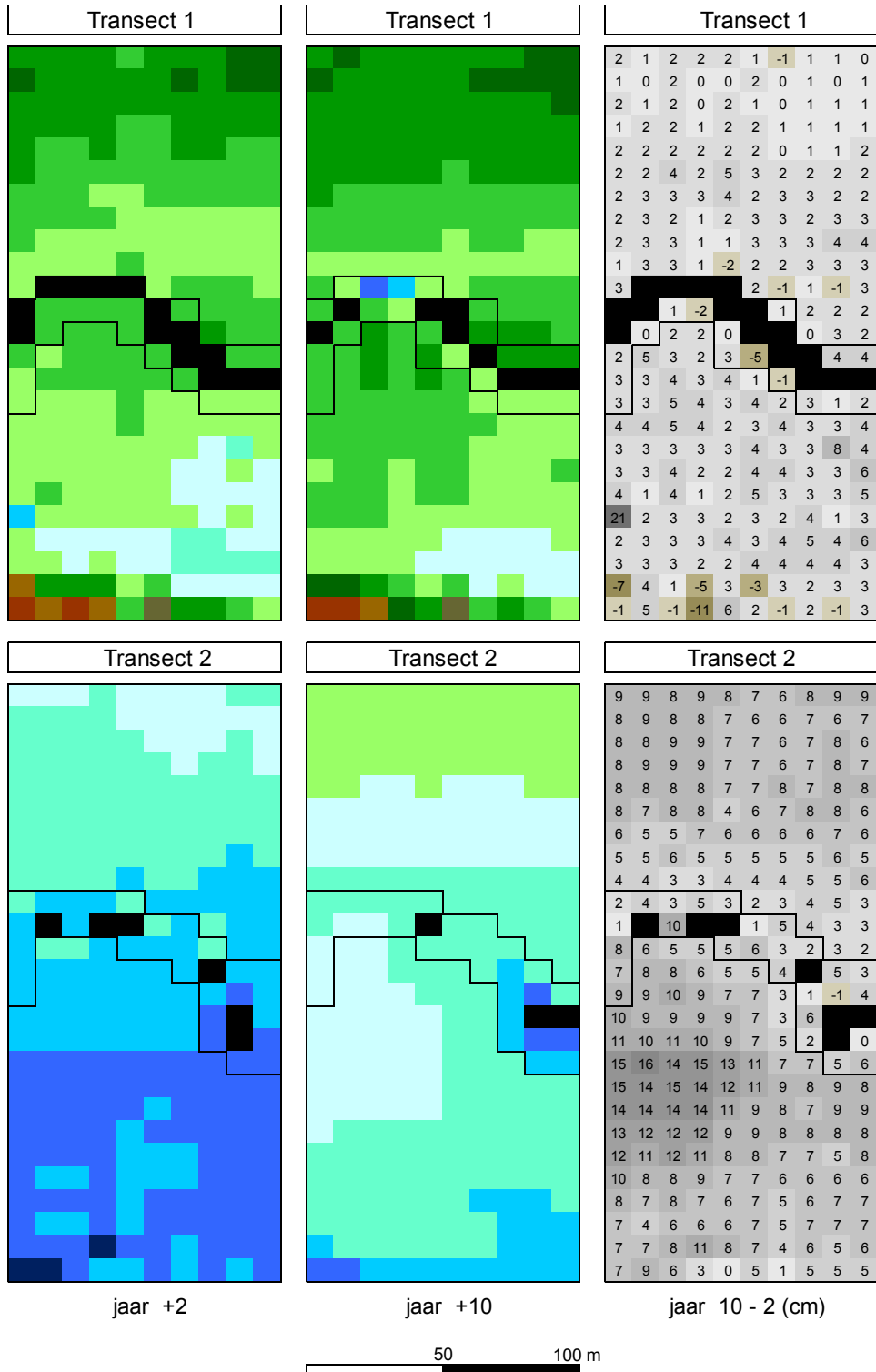
4.3.3.1 Hoogteontwikkeling in de transecten

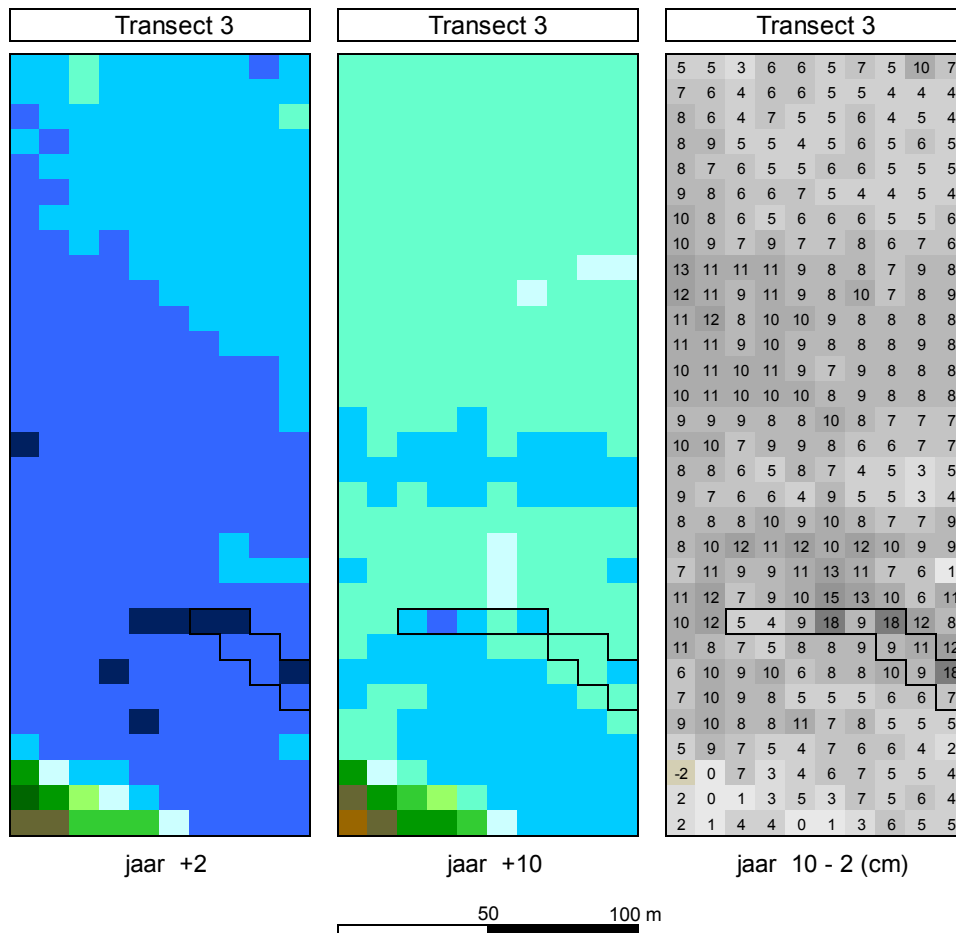
Waterpassingen

De permanente transecten beslaan een oppervlakte van 8.4 ha of meer dan zeven procent van de Proefverkweldering. Daarmee kunnen de transecten een betrouwbaar beeld geven voor de gehele Proefverkweldering. De permanente transecten laten zien dat in het tweede jaar na uitpoldering (2003) de hoogte in de Proefverkweldering (uitschieters buiten beschouwing genomen) varieerde van ongeveer 1.30 tot 1.90 m +NAP (Figuur 4.9; van Duin *et al.* 2007). Op basis van deze hoogteligging in relatie tot de overstromingsfrequentie zou in de gehele Proefverkweldering een ontwikkeling van kweldervegetatie mogen worden verwacht (Schaminée *et al.* 1998).

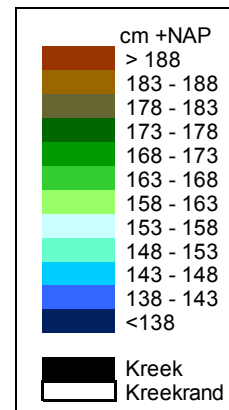
De vlakdekkende hoogtemetingen in de transecten in jaar 2 en jaar 10/11 na uitpoldering bevestigen het beeld uit de SEB-metingen van een veel snellere stijging van de maaiveldhoogte in de laaggelegen transecten T2 en T3 dan in transect T1 (Tabel 4.3). De veranderingen vallen in dezelfde orde van grootte, alleen zijn de verschillen tussen de transecten nog iets groter. Gemiddeld nam op transect T1 de hoogte toe met 2.3 cm (3 mm/jaar), terwijl op T2 en T3 de toename met >7 cm (8 mm/jaar) driemaal zo hoog was. De veranderingen liggen ongeveer op hetzelfde niveau als die van de hoge kwelder op basis van SEB-metingen (bij uitsluiting van de hierboven besproken locatie 24 op de hoge kwelder).

Ook binnen de transecten is een verband te zien tussen hoogteligging en mate van hoogteontwikkeling. De sterkste toenames in hoogte komen min of meer overeen met lagergelegen plekken. Op plaatsen met een hogere ligging zoals de stukjes oude boerenkwelder in transecten T1 en T3 is de hoogte minder sterk toegenomen (Figuur 4.9). Een uitzondering vormen de kreekranden in transect T2 waar gezien de lage ligging een opvallend geringe toename in hoogte heeft plaatsgevonden. De oorzaak hiervan is onduidelijk. Mogelijk speelt vertrapping (hogere compactheid van de bodem) door





Figuur 4.9 Hoogtekaarten van de drie permanente vegetatietransecten in de Proefverkweldering twee - en tien/elf jaar na uitpoldering en kaart met het verschil in hoogte (uitgedrukt in cm) tussen de twee metingen. De hoogtekaart geeft de hoogteligging op basis van de gemiddelde hoogte per 10 m x 10 m vak. Greppels en de gegraven kreek zijn buiten beschouwing gelaten in de berekening van de hoogte per vak. Zie Figuur 3.1 voor de ligging van de drie transecten in de Proefverkweldering.



de paarden een rol. De dieren leken zich vaak langs de kreek te concentreren. Een bijkomende factor is dat voor het toezicht op het vee met tractoren langs de kreek wordt gereden en dit de compactheid van de bodem verder heeft verhoogd. Ook op Transect T1 lijkt de stijging direct langs de kreek lager dan gemiddeld. Dit komt niet overeen met de verwachting en het algemene beeld voor kwelders van een hoge sedimentatie langs kreek waardoor zich oeverwallen kunnen vormen (Esselink *et al.* 1998).

Naast de hoogteligging, zijn ook de overstromingsduur en ontwatering van grote invloed op de vegetatieontwikkeling. Beide worden sterk beïnvloed door de omvang van het afwateringssysteem. In de periode dat de Proefverkweldering nog als zomerpolder landbouwkundig werd geëxploiteerd, werd een dicht greppelpatroon onderhouden. Het viel te verwachten dat dit greppelpatroon na uitpoldering snel in verval zou raken waardoor het zijn afwaterende functie zou verliezen, m.a.w. waardoor de Proefverkweldering zou vernatten. Om dit te documenteren en vanwege de mogelijke invloed op de

vegetatieontwikkeling, is bij de hoogtemetingen in 2003 en 2011/12 ook de diepte van de greppels opgenomen. In 2003 (jaar 2 na uitpoldering) was de diepte van de greppels in alle drie transecten nog ongeveer gelijk (ruim 10 cm; Tabel 4.3). In de twee laaggelegen transecten T2 en T3 is daarna het dichtslibben van de greppels veel sneller gegaan dan op het hogergelegen transect T1. In 2011/12 was de greppeldiepte in T2 en T3 afgenomen tot gemiddeld 3 cm.

Tabel 4.3 De ontwikkeling van de hoogteligging en begreppeling in de drie vaste transecten tussen 2003 en 2011/12 (tweede en tiende/elfde jaar na uitpoldering) op basis van de vlakdekkende hoogtemetingen in beide jaren. Bij de hoogte van het maaiveld zijn kreken, greppels en in 2011/12 dichtgeslibde greppels buiten beschouwing gelaten. De diepte van de greppels is berekend door per 10 m × 10 m vakje het gemiddelde hoogteverschil tussen maaiveld en greppel te berekenen. Transect 2 en 3 zijn sneller in hoogte toegenomen dan het hogergelegen transect T1. De afgenomen greppeldiepte geeft aan dat de ontwatering in de transecten is afgenomen. De maaiveldhoogtes zijn gebaseerd op dezelfde gegevens als de hoogtekaarten van de transecten (Figuur 4.9).

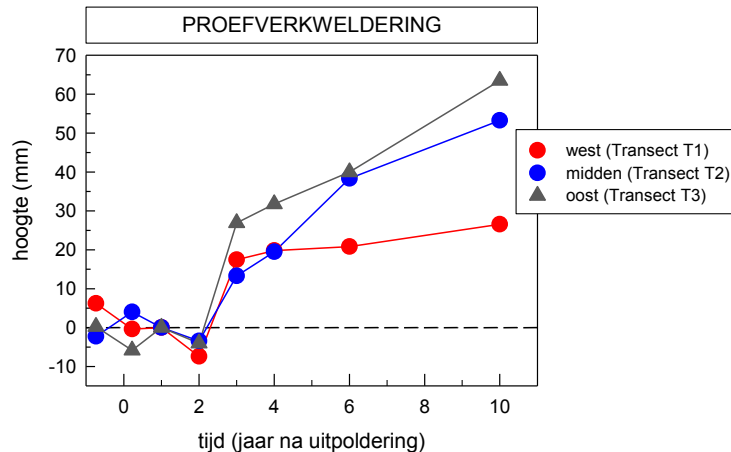
| Transect | Maaiveld | | | Greppels | |
|----------|-----------|---------|--------------|-------------|---------|
| | hoogte(m) | | toename (cm) | diepte (cm) | |
| | 2003 | 2011/12 | 2003–2011/12 | 2003 | 2011/12 |
| T1 | 1.63 | 1.66 | 2.3 | 10.1 | 5.8 |
| T2 | 1.45 | 1.53 | 7.4 | 11.2 | 2.8 |
| T3 | 1.43 | 1.50 | 7.2 | 10.5 | 3.1 |

SEB-metingen

De vergelijking in hoogteontwikkeling tussen kwelder en Proefverkweldering wordt in deze paragraaf gebaseerd op de in de drie transecten gelegen SEB-meetpunten. Per transect nam de hoogte tussen het eerste en het tiende jaar na uitpoldering toe met in totaal 27 – 64 mm of 3 – 7 mm/jaar (Figuur 4.10; Tabel 4.2). Deze waarden zijn vergelijkbaar met de hoogteontwikkeling op basis van de vlakdekkende hoogtemetingen in de transecten (vgl. Tabel 4.3) en liggen daarmee ook ongeveer op hetzelfde niveau als die van de hoge kwelder (zie hierboven). Een belangrijk deel van de toename in hoogte van de Proefverkweldering werd gerealiseerd in één jaar tijd, namelijk gedurende het derde jaar na uitpoldering (stormjaar 2003/04; Figuur 4.10). Het aandeel in de totale hoogtetoe name over de gehele onderzoeksperiode van dit éne jaar varieerde van 28% op transect T2 tot 85% op transect T1. Hierbij moet worden opgemerkt dat in het voorafgaande stormjaar sprake was van een lage stormactiviteit (Tabel 2.3) met een netto afname in hoogte. Door ontbrekende jaren in de SEB-metingen is het niet mogelijk de bijdrage van elk individueel jaar te berekenen. Opmerkelijk is dat de bijdrage van het stormjaar 2004/05 met een bijna vergelijkbare stormfrequentie, maar met minder hoge uitschieters in waterstanden (Tabel 2.3), veel lager was dan in het voorafgaande jaar.

In overeenstemming met de hoogteontwikkeling in de transecten op basis van de vlakdekkende hoogtemetingen laten ook de SEB-metingen een snellere stijging van de maaiveldhoogte zien in de twee lageregelegen transecten T2 en T3 in vergelijking met het hogergelegen transect T1.

Gemeten over de periode december 2001 – december 2005 komen van Duin *et al.* (2007) tot de conclusie dat de hoogteverandering op het middelste transect T2 lager zou zijn dan op de overige twee transecten. De auteurs leggen hierbij een mogelijk verband met de aanwezigheid van de duiker in de middelste doorgraving. Op basis van een langere tijdreeks blijkt dat de gemiddelde toename van de maaiveldhoogte op T2 vergelijkbaar was met die op het andere laaggelegen transect T3 (Tabel 4.2; Figuur 4.10). Ook de vlakdekkende hoogtemetingen in de transecten laten voor beide transecten een gelijke hoogtetoe name zien (Tabel 4.3).



Figuur 4.10 De met SEB-metingen gemonitorde hoogteontwikkeling op de drie transecten in de Proefverkweldering, van het jaar voorafgaand aan de uitpoldering tot tien jaar erna (jaren 2000 – 2011). Op elk transect lagen vijf meetpunten. De figuur geeft van elk jaar de hoogte ten opzichte van de hoogte in het eerste jaar na uitpoldering (2002). In 2002 en later zijn de metingen verricht in de nazomer; in 2000 en 2001 in december.

4.3.3.2 Invloed krekken en beweiding

SEB-metingen

Bijna het gehele kweldergebied van NFB wordt beweid. De vergelijking in hoogteontwikkeling tussen de beweide en onbeweide situatie laat zien dat de hoogteontwikkeling door beweiding aanzienlijk wordt vertraagd (Figuur 4.11, Figuur 4.12; Tabel 4.4). Gemeten met de SEB-methode was de toename in hoogte in de beweide situatie gemiddeld 60% lager dan in de exclusures. De negatieve invloed van de beweiding op de hoogteontwikkeling was relatief gezien het sterkst op ver van de krekken gelegen locaties, in het bijzonder in het hooggelegen westelijk deel van de Proefverkweldering (Figuur 4.12).

Er is waarschijnlijk een relatie tussen de gemiddelde veebezetting en de mate waarin beweiding de hoogteontwikkeling beïnvloed. Nadat in 2008 een hoge veebezetting met paarden werd geïntroduceerd in de beheercompartimenten 102 en 103 met de locaties 5 t/m 8, is de hoogteontwikkeling op deze locaties sterk teruggelopen. Op locaties 5 en 6 was over een periode van vier jaar (2007 – 2011) zelfs sprake van negatieve waarden, die dus een afname van de maaiveldhoogte aangeven (Figuur 4.11EF; Tabel 4.4). Deze afname betekent dat de intensievere beweiding gepaard is gegaan met een verhoogde compactheid van de bodem, die niet volledig is gecompenseerd door ophoging van het maaiveld door sedimentatie.

Krekken gelden als belangrijke aanvoerroute van sediment naar de kwelder toe, waardoor verwacht werd dat de plekken vlak naast een kreek meer in hoogte zouden toenemen dan plekken die verder van een kreek verwijderd liggen. Dit bleek inderdaad het geval (Figuur 4.12). Locatie 7 vormde hierop een uitzondering. Hier nam de hoogte – zowel in de beweide als de onbeweide situatie – sneller toe dan op de vlak naast de kreek gelegen locatie 8 en op ongeveer dezelfde afstand van de doorgraving. Omdat variatie in veebezetting ook van invloed op verschillen tussen locaties, is het effect van de krekken het meest uitgesproken in de onbeweide situatie.

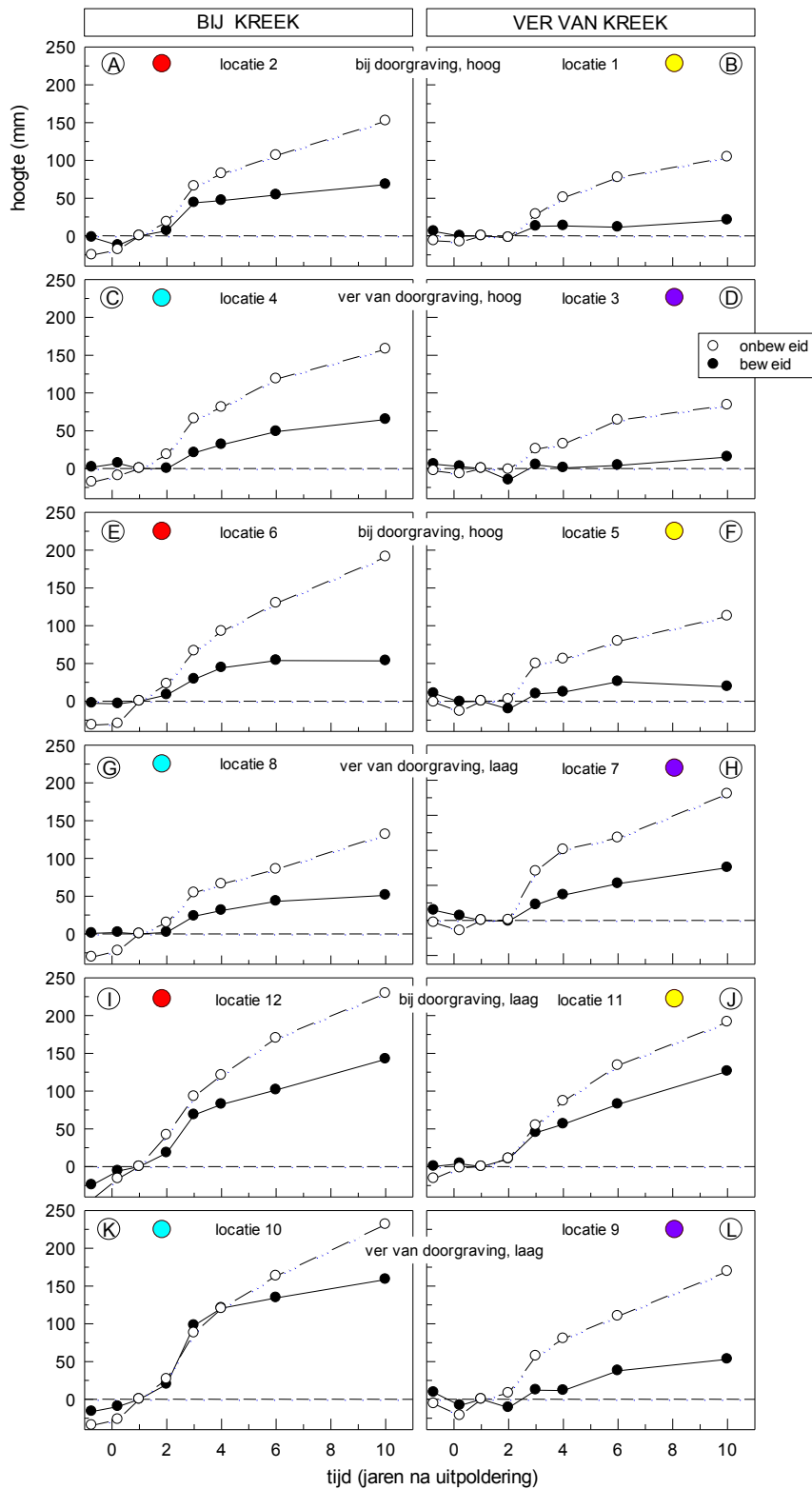
Hoewel de drie krekken in de openingen in de zomerkade volgens het bestek bij aanleg hetzelfde profiel zouden hebben gekregen, zijn er in de loop der jaren grote verschillen ontstaan in het functioneren van de drie krekken, waarbij de diepte en het doorstroomprofiel van de westelijke kreek

de grootste afname lieten zien en de oostelijke kreek de geringste veranderingen (§ 4.2). Een logische stap is dan ook om te zoeken naar een verband tussen de (ontwikkeling van de) kreekdimensies en de hoogteontwikkeling. Langs de oostelijke kreek was de verandering in hoogte, zowel vlakbij de opening als meer stroomopwaarts in de Proefverkweldering, inderdaad veel groter dan op de vergelijkbare locaties langs de twee andere kreek (Figuur 4.12). Dit geldt zowel voor de beweide als de onbeweide situatie.

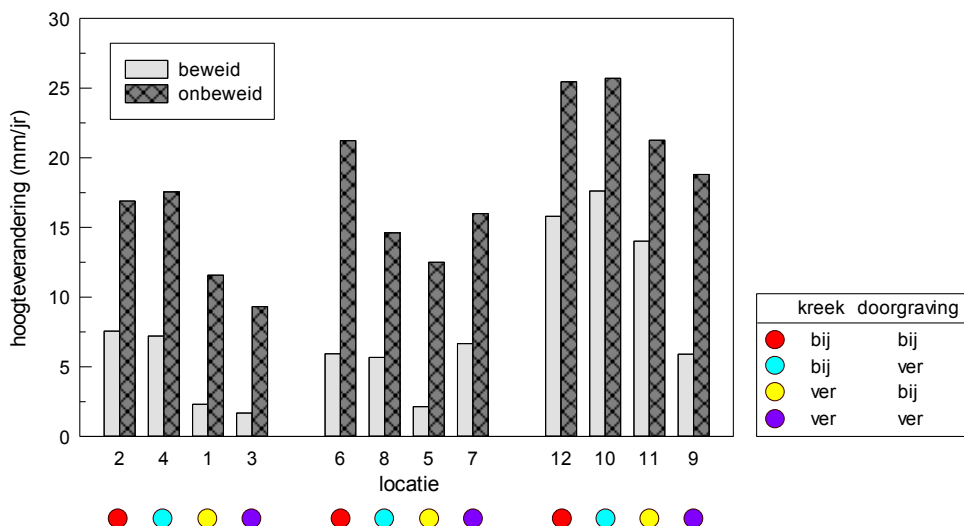
In een statistische analyse is door van Duin *et al.* (2007) voor de periode 2001 – 2005 geen effect gevonden van de afstand tot de doorgravingen op de opslibbing. In een nieuwe analyse met de gegevens uit 2007 en 2011 is door Koppenaal *et al.* (in prep.) evenmin een effect gevonden van de afstand tot de doorgravingen.

Tabel 4.4 De gemiddelde hoogte van het maaiveld op de 12 onderzoekslocaties in de Proefverkweldering, negen maanden vóór de uitpoldering (december 2000), en een vergelijking van de hoogteverandering tussen de beweide en onbeweide situatie in de perioden 2002 – 2005, 2005 – 2007, 2007 – 2011 en over de gehele periode 2002 – 2011 (cursief). De tabel is gebaseerd op SEB-metingen in de nazomer (aug/sept).

| Deelgebied | Locatie | Afstand kreek | Afstand doorgraving | Hoogte (m +NAP) 2000 | Hoogteverandering (mm/jaar) | | | | | | | |
|------------------|---------|------------------|------------------------|----------------------------|-----------------------------|---------------|---------------|-----------------------|---------------|---------------|---------------|-----------------------|
| | | | | | Beweid | | | | Onbeweid | | | |
| | | | | | 2002- 2005 | 2005- 2007 | 2007- 2011 | <i>2002- 2011</i> | 2002- 2005 | 2005- 2007 | 2007- 2011 | <i>2002- 2011</i> |
| West | 2 | bij | bij | 1.64 | 15.6 | 3.6 | 3.5 | <i>7.6</i> | 27.4 | 12.1 | 11.4 | <i>16.9</i> |
| West | 4 | bij | ver | 1.59 | 9.3 | 9.7 | 4.4 | <i>7.2</i> | 27.0 | 18.8 | 9.9 | <i>17.6</i> |
| West | 1 | ver | bij | 1.79 | 4.4 | -0.9 | 2.3 | <i>2.3</i> | 16.9 | 13.3 | 6.8 | <i>11.6</i> |
| West | 3 | ver | ver | 1.72 | 0.2 | 2.0 | 1.3 | <i>1.7</i> | 10.7 | 15.8 | 5.0 | <i>9.3</i> |
| midden | 6 | bij | bij | 1.55 | 14.7 | 4.8 | -0.1 | <i>5.9</i> | 30.8 | 18.6 | 15.3 | <i>21.2</i> |
| midden | 8 | bij | ver | 1.42 | 10.3 | 6.0 | 2.0 | <i>5.7</i> | 22.0 | 9.8 | 11.5 | <i>14.6</i> |
| midden | 5 | ver | bij | 1.58 | 4.0 | 7.0 | -1.7 | <i>2.1</i> | 18.6 | 11.7 | 8.3 | <i>12.5</i> |
| midden | 7 | ver | ver | 1.46 | 9.6 | 6.5 | 4.5 | <i>6.7</i> | 26.8 | 6.8 | 12.5 | <i>16.0</i> |
| Oost | 12 | bij | bij | 1.46 | 27.5 | 7.8 | 10.2 | <i>15.8</i> | 40.2 | 24.5 | 14.8 | <i>25.5</i> |
| Oost | 10 | bij | ver | 1.43 | 40.2 | 8.1 | 8.5 | <i>17.6</i> | 40.0 | 21.6 | 17.1 | <i>25.7</i> |
| Oost | 11 | ver | bij | 1.46 | 18.7 | 13.1 | 10.9 | <i>14.0</i> | 28.9 | 23.5 | 14.4 | <i>21.3</i> |
| Oost | 9 | ver | ver | 1.49 | 3.9 | 13.0 | 3.8 | <i>5.9</i> | 26.7 | 14.9 | 14.8 | <i>18.8</i> |
| <i>Gemiddeld</i> | | | | 1.55 | 12.8 | 6.9 | 3.9 | <i>7.2</i> | 26.3 | 15.9 | 11.8 | <i>17.6</i> |



Figuur 4.11 Verschil in hoogteontwikkeling tussen de beweide en onbeweide situatie op de 12 onderzoekslocaties in de Proefverkwelder op basis van de SEB-metingen van bijna één jaar voor - t/m tien jaar na uitpoldering, uitgesplitst per kreeksysteem: Panelen A – D de westelijke kreek in het hooggelegen westelijk deel, panelen E – H de centrale kreek; panelen I – L de oostelijke kreek in lage deel (vgl. Figuur 3.1). De hoogte is uitgedrukt ten opzichte van de resultaten van de eerste beschikbare SEB-meting uit de nazomer, *i.e.* één jaar na de uitpoldering (2002). Met uitzondering van de eerste twee punten, zijn in de figuur alleen resultaten uit de nazomer opgenomen.

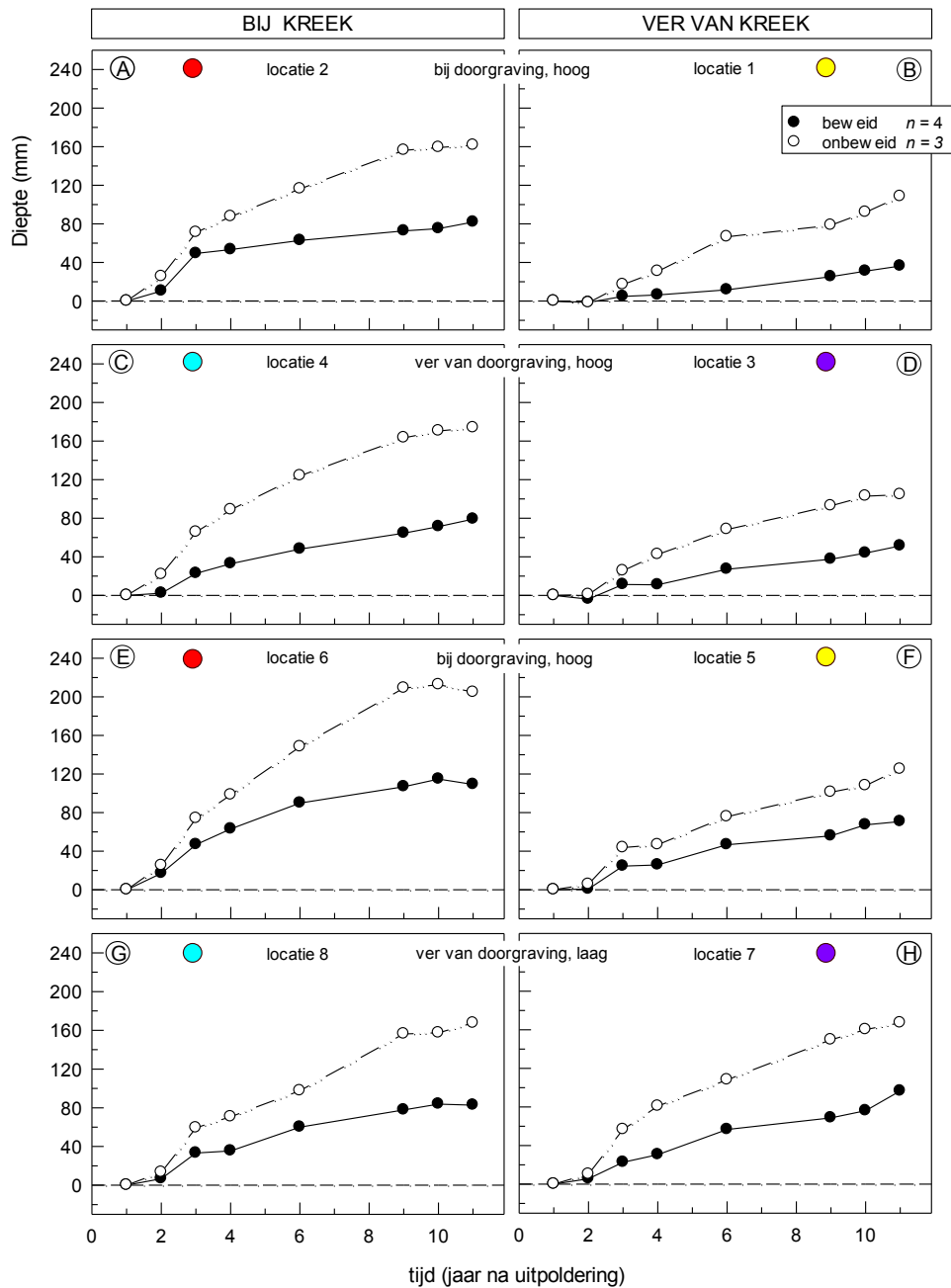


Figuur 4.12 Invloed van beweiding op de hoogteontwikkeling in de Proefverkweldering over een periode van negen jaar. Gemiddelde verschil in hoogte tussen de zomermeting in het eerste en tiende jaar na uitpoldering (2002 – 2011) op basis van SEB-metingen. De metingen zijn gegroepeerd per kreeksysteem in relatie tot de ligging ten opzichte van de kreek en de doorgraving in de zomerkade. Zie Figuur 3.1 voor ligging van de verschillende locaties en Figuur 4.11 voor verdere toelichting.

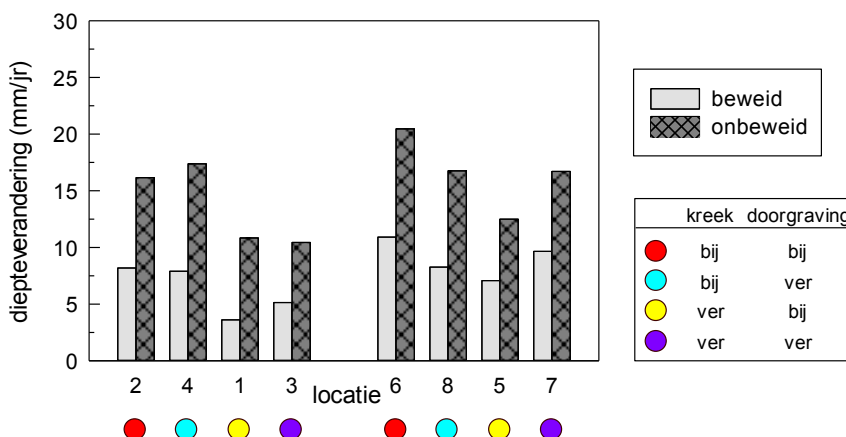
Opslibbingsplaten

Als gevolg van de afzetting van steeds vers sediment kwamen de ingegraven opslibbingsplaten geleidelijk op steeds grotere diepte te liggen (Figuur 4.13). In verband met de metingen van de hoeveelheid afgezet sediment in 2012, is de monitoring van de plaatdiepte voortgezet t/m 2012. Hierdoor beslaat de monitoringsperiode van de plaatdiepte tien jaar. De hoogste opslibbing werd gemeten in de enclosure langs de kreekrand bij de middelste doorgraving (locatie 6). Hier kwamen de drie platen in tien jaar gemiddeld 200 mm dieper te liggen (Figuur 4.13E). In overeenstemming met de resultaten van de SEB-metingen, was de opslibbing in de beweide situatie veel lager dan in de enclosure (Figuur 4.13, Figuur 4.14; Tabel 4.5). De laagste opslibbing werd gemeten in de beweide situatie op ruime afstand van de kreek gelegen locaties in het hooggelegen westelijk deel van de Proefverkweldering (locaties 1 en 3). De platen kwamen hier in tien jaar tijd gemiddeld ongeveer 40 mm dieper onder het maaiveld te liggen (resp. locatie 1 en 3; Figuur 4.13BD).

Overeenkomstig de resultaten van de SEB-metingen had de ligging van de meetpunten vlakbij de kreekrand in de eerste vier jaar statistisch een significant positief effect op de opslibbing (van Duin *et al.* 2007). Met de beschikking van de nieuwe metingen uit 2007 en 2011, zijn deze statistische analyses niet opnieuw uitgevoerd.



Figuur 4.13 Vergelijking van het verloop van de diepte van de ingegraven opslibbingsplaten tussen de beweide en de onbeweide situatie in (A – D) het westelijk en (E – H) het middendeel van de Proefverkweldering. De diepte van de platen tijdens de eerst beschikbare nazomermeting (*i.e.* 2002 of één jaar na de uitpoldering) is op nul gesteld; de resultaten van de overige metingen t/m 2012 (11 jaar na uitpoldering) geven de netto verandering ten opzichte van deze meting. Zie Figuur 3.1 voor ligging van de verschillende locaties.



Figuur 4.14 Vergelijking van de gemiddelde diepteverandering per jaar van de opslibbingsplaten in de beweide en de onbeweide situatie in de periode van één t/m elf jaar (2002 – 2012) na uitpoldering van de Proefverkweldering. De resultaten zijn gerangschikt per kreeksysteem, afstand tot de gegraven krekken en de doorgravingen in de zomerkaad. Figuur is gebaseerd op dezelfde gegevens als Figuur 4.13.

Tabel 4.5 De gemiddelde hoogte van het maaiveld op de acht onderzoekslocaties in de Proefverkweldering in december 2000, negen maanden vóór de uitpoldering en een vergelijking van de opslibbing gebaseerd op dieptemetingen van de opslibbingsplaten op de locaties 1 t/m 8 tussen de jaren 2002 – 2005, 2005 – 2007 en 2007 – 2012 en tussen de beweide en de onbeweide situatie.

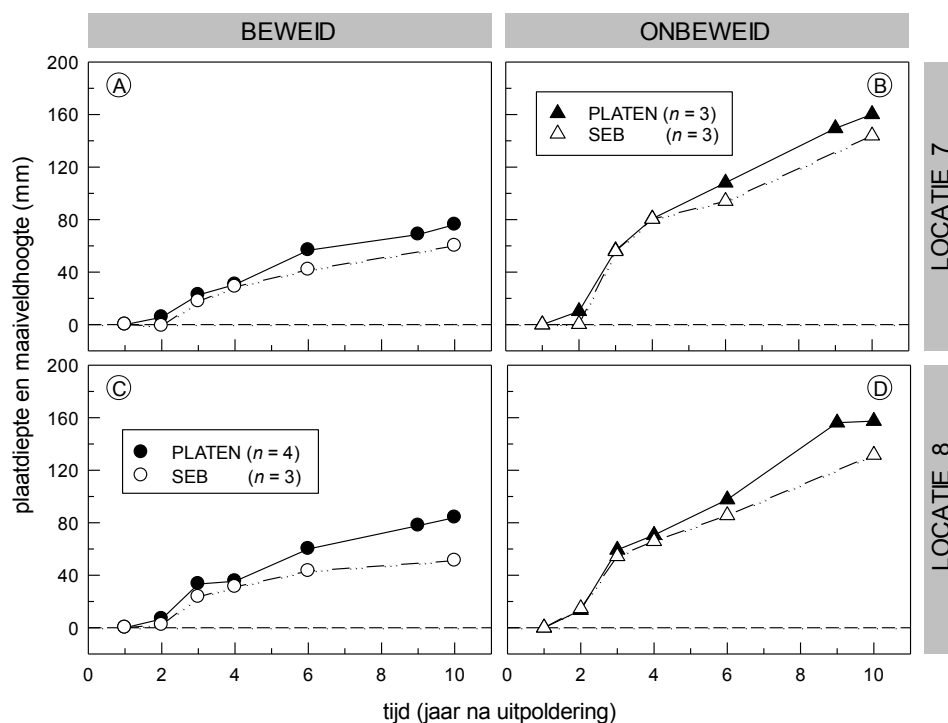
| Deelgebied | Locatie | Afstand kreek | Afstand doorgraving | Hoogte (m +NAP) 2000 | Opslibbing (mm/jaar) | | | | | | | |
|------------------|---------|---------------|---------------------|----------------------|----------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| | | | | | Beweid | | | | Onbeweid | | | |
| | | | | | 2002-2005 | 2005-2007 | 2007-2012 | 2002-2012 | 2002-2005 | 2005-2007 | 2007-2012 | 2002-2012 |
| West | 2 | bij | bij | 1.64 | 17.8 | 4.7 | 3.8 | 8.2 | 29.2 | 14.4 | 9.1 | 16.2 |
| West | 4 | bij | ver | 1.59 | 10.9 | 7.6 | 6.2 | 7.9 | 29.6 | 17.6 | 9.9 | 17.4 |
| West | 1 | ver | bij | 1.79 | 2.1 | 2.6 | 4.9 | 3.6 | 10.3 | 18.0 | 8.3 | 10.8 |
| West | 3 | ver | ver | 1.72 | 3.7 | 8.1 | 4.8 | 5.1 | 14.1 | 13.0 | 7.2 | 10.4 |
| midden | 6 | bij | bij | 1.55 | 21.0 | 13.4 | 3.8 | 10.9 | 32.8 | 24.9 | 11.3 | 20.5 |
| midden | 8 | bij | ver | 1.42 | 11.8 | 12.3 | 4.5 | 8.3 | 23.5 | 13.5 | 14.0 | 16.8 |
| midden | 5 | ver | bij | 1.58 | 8.6 | 10.5 | 4.8 | 7.1 | 15.6 | 14.5 | 9.9 | 12.5 |
| midden | 7 | ver | ver | 1.46 | 10.2 | 13.0 | 8.0 | 9.7 | 26.9 | 13.7 | 11.8 | 16.7 |
| <i>Gemiddeld</i> | | | | 1.55 | 10.8 | 9.0 | 5.1 | 7.6 | 22.8 | 16.2 | 10.2 | 15.2 |

4.3.4 Vergelijking resultaten SEB en opslibbingsplaten

In kwelderafzettingen treedt zgn. autocompactie op (Nolte *et al.* 2013). Bij SEB-metingen wordt de netto hoogteverandering van het maaiveld gemeten waarin verlaging van het maaiveld als gevolg van autocompactie één component is. Bij ondiep ingegraven opslibbingsplaten speelt de autocompactie zich voor een belangrijk deel af op grotere diepte onder de platen. Normaal gesproken zou dan ook de verwachting moeten zijn dat de diepteontwikkeling van de platen een grotere verandering in de loop van de tijd laat zien dan de SEB-metingen. Nu zijn metingen door ons echter niet in een normale kwelder gedaan, maar in een zomerpolder van 90 jaar oud die net weer opengesteld is voor getijdeninvloed. Het lijkt niet aannemelijk dat autocompactie in de 90-jaar oude bodem nog een factor van betekenis is. Dit betekent dat in de specifieke situatie van de Proefverkweldering de verwachting is dat de SEB- en de plaat-metingen hetzelfde resultaat te zien zouden moeten geven.

De veranderingen in plaatdiepte bleken echter groter dan de veranderingen in maaiveldhoogte op basis van de SEB-metingen (Figuur 4.15; Tabel 4.6). Verder nam het verschil tussen beide methoden in de loop der jaren toe. In de exclusures was er in het tiende jaar na uitpoldering sprake van een relatief klein maar significant verschil van 1.2 mm op jaarbasis (Tabel 4.6). In de beweide situatie was het verschil tussen beide methoden veel groter. De hoogteveranderingen op basis van de SEB-metingen lag in het vijfde jaar na uitpoldering nog 30% onder het niveau van de opslibbing op basis van de plaatdieptes (Esselink & Chang 2010); in het tiende jaar na uitpoldering was dit verschil opgelopen tot 37% (Tabel 4.6).

Een belangrijke verklaring voor het grote verschil tussen beide methoden in de twee situaties lijkt de invloed van de SEB-palen op het vee. De SEB-palen staken een aantal decimeters boven het maaiveld uit en leken een grote aantrekkingskracht op het vee te hebben, onder andere om zich aan te schuren. Hierdoor was de vertrapping op het SEB-meetpunt zelf veel hoger dan in de directe omgeving. De SEB-palen leken daarbij een grotere aantrekkingskracht op paarden dan op runderen te hebben. In het tiende jaar na uitpoldering waren er op de kwelder nog steeds enkele SEB-meetpunten waar een trappelkuil tussen de SEB-palen was te herkennen (zie ook § 4.3.2). Deze negatieve ervaring met SEB-metingen bij beweiding komen overeen met ervaringen op de kwelder van Skallingen (Denemarken). De verstoring van de SEB-meetpunten door rundvee was hier zo groot dat de monitoring hier moest worden stopgezet (pers. meded. Jan Bakker). De conclusie hieruit is dat op beweide kwelders SEB-metingen een minder goede methode vormen voor het monitoren van de hoogteontwikkeling (zie ook Nolte *et al.* 2013).



Figuur 4.15 Voor twee locaties in de Proefverkwelderling een vergelijking tussen de hoogteontwikkeling op basis van de SEB-metingen en de ontwikkeling van de diepte van de opslibbingsplaten in zowel de beweide en de onbeweide situatie in de periode van één t/m tien jaar (2002 – 2011) na uitpoldering. De opslibbingsplaten leiden tot hogere waarden en de verschillen met de SEB-metingen worden in de loop van de tijd groter.

Tabel 4.6 Vergelijking tussen de gemiddelde opslibbing en hoogteverandering op basis van respectievelijk de diepte van opslibbingsplaten en de SEB-metingen op locaties 1 t/m 8 over een periode van negen jaar (van één t/m tien jaar na uitpoldering). Zowel in de beweide als onbeweide situatie leiden de SEB-metingen tot significant lagere waarden (eenzijdig gepaarde Student *t*-test). *s.e.* = standaardfout.

| Beheer | Opslibbing of hoogteverandering (mm/jr) | | | | Verschil (%) | Student <i>t</i> | <i>P</i> (1-zijdig) |
|----------|---|-------------|------------|-------------|--------------|------------------|---------------------|
| | Opslibbingsplaten | | SEB | | | | |
| | gemiddelde | <i>s.e.</i> | gemiddelde | <i>s.e.</i> | | | |
| Beweid | 7.8 | 0.99 | 4.9 | 0.87 | 37 | 3.675 | <0.001 |
| Onbeweid | 16.2 | 1.61 | 15.0 | 1.34 | 7 | 1.874 | <0.05 |

4.4 De opslibbing ontleed

Sedimentatie

Zowel de hoogteontwikkeling als de opslibbing lieten in de onbeweide situatie veel grotere veranderingen zien dan in de beweide situatie. Verschillende onderzoeken hebben aangetoond dat de vegetatie, of door invang van sediment of door een bufferend effect op de turbulentie, de sedimentatie positief kan beïnvloeden (Temmerman *et al.* 2005, 2012). De hogere en dichtere vegetatie in de onbeweide situatie zou dan moeten resulteren in een hogere sedimentatie binnen de exclusies. Dit zou dan tenminste een gedeeltelijke verklaring vormen voor het verschil in hoogteontwikkeling en opslibbing tussen de beweide en onbeweide situatie. Omdat vlak voor het ingraven van de opslibbingsplaten het soortelijk gewicht van de bodem is gemeten, kon worden berekend hoeveel sediment er in 10 jaar tijd boven de platen was afgezet (Figuur 4.16). In tegenstelling tot de verwachting, was er geen significant verschil in sedimentatie tussen de beweide en onbeweide situatie. De gewichtstoename van de bodemkolom boven de opslibbingsplaten was in de beweide situatie gemiddeld zelfs iets hoger dan in de onbeweide situatie (8.1 *versus* 7.0 kg/m²/jr). De conclusie is dat het verschil in opslibbing (mm/jr) tussen beweide en onbeweide situatie niet verklaard kan worden door een verschil in sedimentatie.

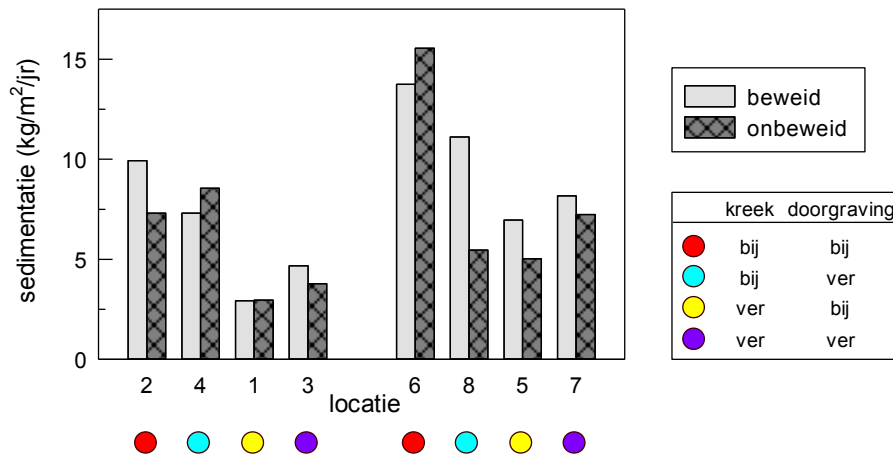
De hoeveelheid sediment die in de Proefverkweldering werd afgezet liet wel dezelfde ruimtelijke variatie zien als de opslibbing met een hogere afzetting vlakbij de krekken (locaties 2, 4, 6 en 8; Figuur 4.16). Opgesplitst naar beheer (beweid of niet-beweid), was er dan ook sprake van nauwe relatie tussen opslibbing en sedimentatie (Figuur 4.17).

Soortelijk volume van de bodem

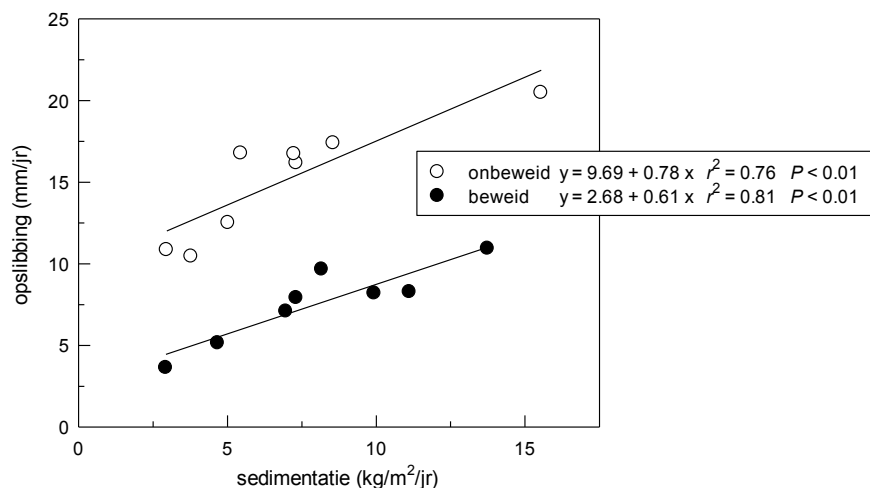
Een tweede factor die in aanmerking komt om het verschil in opslibbing tussen de beweide en onbeweide situatie te verklaren is het soortelijk volume van de bodem. Als gevolg van tred door het vee zal de bodem in de beweide situatie een hogere compactheid of soortelijk volume hebben dan in de onbeweide situatie (Schrama *et al.* 2013). Dit werd door de metingen boven de opslibbingsplaten bevestigd (Figuur 4.18B). In de beweide situatie was het soortelijk volume van de bodemkolom boven de platen 1.6 × zo hoog als in de onbeweide situatie (105 *versus* 65 g/dm³). De opslibbing liet een wat groter verschil zien en was met gemiddeld 7.6 mm/jaar in de beweide situatie precies de helft van de waarde in de onbeweide situatie (15.2 mm/jr; Tabel 4.5). De opslibbing geeft echter alleen de toename in plaatdiepte aan, terwijl het soortelijk volume is gemeten over de totale bodemkolom boven de plaat, dus inclusief de laag van de uitgangssituatie na het ingraven. Wanneer hiervoor wordt gecorrigeerd door in plaats van de opslibbing, de totale plaatdiepte tussen beweid en onbeweid na tien jaar met elkaar te vergelijken, is het verschil met een factor 1.6 even groot als in de vergelijking van het soortelijk volume (plaatdiepte in de onbeweide situatie gemiddeld 255 mm tegenover 163 mm in

de beweide situatie). De conclusie hieruit is dat het verschil in opslibbing (mm/jr) tussen beweide en onbeweide situatie volledig verklaard kan worden door een verschil in soortelijk volume van de bodem of bodemcompactheid.

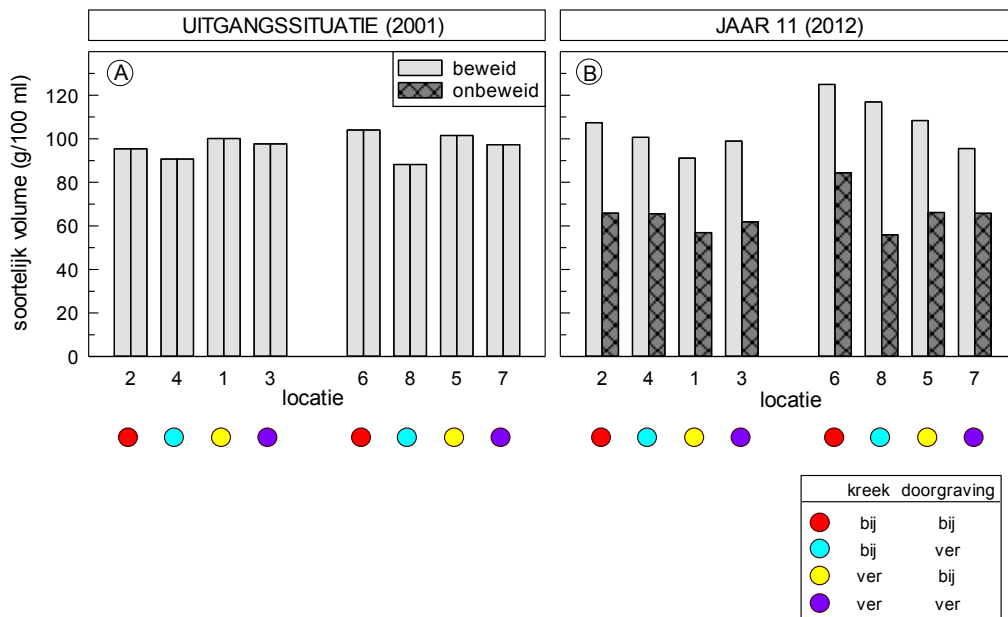
Voor de volledigheid geeft Figuur 4.18 nog een vergelijking tussen het soortelijk volume van de bodem in de (beweide) uitgangssituatie vóór plaatsing van de exclusures en het ingraven van de platen met het soortelijk volume van de bodem boven de platen aan het einde van het monitoringsonderzoek. Het soortelijk volume in de beweide situatie was na tien jaar iets hoger dan in de uitgangssituatie (105 versus 97 g/dm³), maar dit verschil was niet significant (gepaarde Student *t*-test, $t = -1.99$, $P = 0.087$).



Figuur 4.16 Vergelijking van de gemiddelde jaarlijkse sedimentatie per m² boven de opslibbingsplaten in de beweide ($n=4$) en de onbeweide situatie ($n=3$) in de periode van één t/m elf jaar (2002 – 2012) na uitpoldering van de Proefverkweldering. De resultaten zijn gerangschikt per kreekstelsel, afstand tot de gegraven krekken en tot de doorgravingen in de zomerkade. Er was geen significant verschil in sedimentatie tussen beweide en onbeweide situatie (gepaarde Student *t*-test $t = 1.344$, $P = 0.221$).



Figuur 4.17 De relatie in de Proefverkweldering tussen opslibbing (gemeten als diepteverandering van de opslibbingsplaten) en de hoeveelheid afgezet sediment in zowel de beweide als de onbeweide situatie. Zelfde gegevens als Figuur 4.14 en Figuur 4.16.



Figuur 4.18 Vergelijking van (A) het soortelijk volume van de bodem in de uitgangssituatie van de Proefverkweldering (0–10 cm laag) met (B) het soortelijk volume van de bodem boven de opslibbingsplaten in de beweide en onbeweide situatie 11 jaar later. De 0–10 cm laag komt goed overeen met de uitgangsdiepte van de opslibbingsplaten (gemiddeld 99 mm; eerste meting april 2002). In jaar 11 was het soortelijk volume in de onbeweide situatie gemiddeld 40% lager in vergelijking met de beweide situatie. De resultaten zijn gerangschikt per kreeksysteem, afstand tot de gegraven krekken en tot de doorgravingen in de zomerkade.

Wortelvolumen

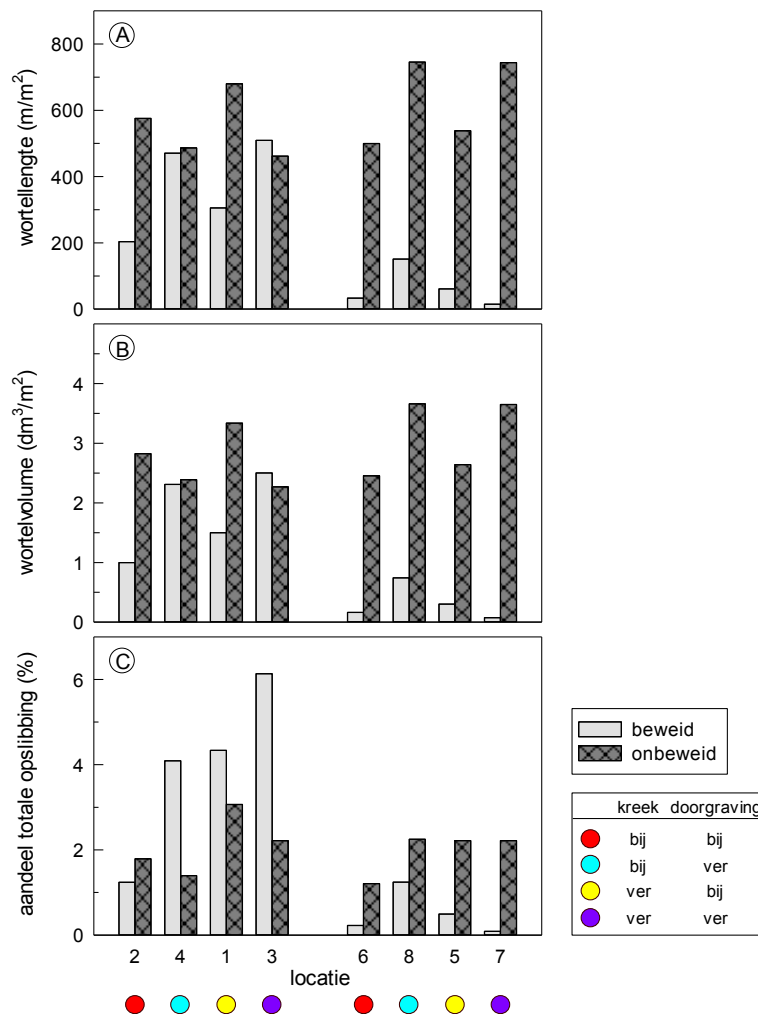
Om te onderzoeken in hoeverre de ondergrondse groei van wortels een bijdrage levert aan de opslibbing is bij de bemonstering van het soortelijk volume van de bodem aan het eind van de onderzoeksperiode, ook een schatting gemaakt van het aanwezige wortelvolumen in de bodemkolom boven de opslibbingsplaten. Hierbij is uitgegaan van de bemonsterde wortellengte, waarbij de bijdrage van fijne wortels buiten beschouwing is gelaten en de schatting dus alleen is het volumen aan wortelstokken of rizomen plus de grove wortels.

De wortellengte (omgerekend naar m^3/m^2) varieerde sterk tussen locaties en voor een deel ook tussen de beweide en onbeweide situatie (Figuur 4.19A). In de beweide situatie zal het grote verschil tussen aan de ene kant de locaties 1 t/m 4 in het kombergingsgebied van de westelijke kreek en aan de andere kant de locaties 6 t/m 8 in de komberging van de middelste kreek zijn veroorzaakt door een verschil in beheer (resp. een matig tot extensieve runderbeweiding en een zeer intensieve paardenbeweiding), waardoor er ook sprake was van grote verschillen in vegetatiesamenstelling. Zo werd bijvoorbeeld in de beweide situatie de vegetatie op locaties 1, 3 en 4 in jaar 10 gedomineerd door Kweek (in de PQ's een bedekking > 65%), terwijl op locaties 5 t/m 8 plantensoorten met rizomen geen hoge bedekking hadden (bijv. Kweek < 3% bedekking). In de onbeweide situatie werd de vegetatie overal gedomineerd door Kweek en zullen rizomen van Kweek overal de grootste bijdrage aan de totale wortellengte hebben geleverd.

Om de wortellengte te kunnen omrekenen naar wortelvolumen was een schatting van de diameter van de wortels nodig. Hiervoor is uitgegaan van de rizoombiameter van Kweek, namelijk 2.5 mm. Bij toepassing van deze waarde varieerde het wortelvolumen van $0.1 \text{ dm}^3/m^2$ (beweide situatie locatie 7) tot $3.7 \text{ dm}^3/m^2$ (onbeweide situatie locatie 8; Figuur 4.19B). De laatstgenoemde waarde betekent dat als alle wortels zonder tussenruimte op elkaar zouden liggen er in de bodem een aaneengesloten

3.7 mm dikke laag wortels aanwezig zou zijn. In totaal is de diepte van de opslibbingsplaten in deze enclosure in tien jaar tijd met 164 mm toegenomen. De potentiële bijdrage van de wortels aan de opslibbing in deze enclosure zou dan uitkomen op 2.3%. Gemiddeld over alle acht enclosures zou het wortelvolumen 2.0% van de opslibbing kunnen verklaren. Door grote verschillen in wortellengte (zie boven) was in de beweide situatie opnieuw sprake van een groot verschil tussen aan de ene kant locaties 1 t/m 4 en aan de andere kant locaties 5 t/m 8 (resp. gemiddeld 3.9% en 0.5%; Figuur 4.19C).

De hier becijferde bijdrage van het wortelvolumen is voorzichtig aangeduid als potentieel, omdat geen rekening is gehouden met in de uitgangssituatie aanwezige wortels en de werkelijke bijdrage lager zal liggen. De conclusie is dan ook dat het wortelvolumen slechts een geringe bijdrage aan de opslibbing heeft geleverd en in de situatie van NFB kan worden verwaarloosd.

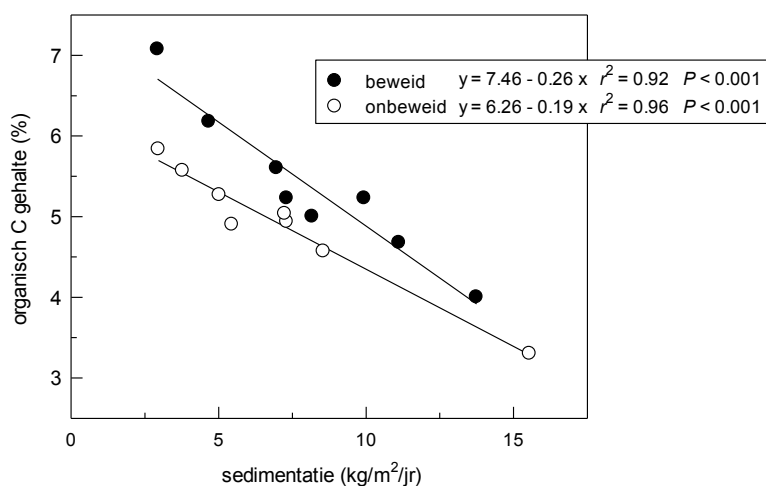


Figuur 4.19 De potentiële bijdrage van wortels aan de toegenomen diepte van de sedimentatieplaten in de beweide en onbeweide situatie in jaar 11 van de Proefverkweldering. Fijne wortels zijn buiten beschouwing gelaten. (A) De totale lengte aan rizomen in de bodemkolom boven de platen (uitgedrukt in meter per m²); (B) het wortelvolumen in de bodemkolom boven de plaat (uitgedrukt in liter/m² of dm³/m²) en (C) de potentiële bijdrage van het wortelvolumen aan de verandering in de plaatdiepte over een periode van tien jaar.

Organische stof

Organische stof heeft een grote invloed op bodemstructuur en soortelijk volume van de bodem (Schrama *et al.* 2013). Plantresten die in de bodem verdwijnen en afgestorven plantenwortels kunnen zo via de opbouw van organische stof in de bodem een bijdrage leveren aan de opslibbing en hoogteontwikkeling van een kwelder. Op plekken waar de sedimentatie hoog is, mag worden verwacht de invloed van het afgezette sediment overheerst en het organische stofgehalte lager is dan op plekken met een lage sedimentatie. Een tweede verwachting is dat vertrapping de porositeit of doorluchtigheid van kleibodems negatief beïnvloed en daarmee ook de decompositie en mineralisatie (Schrama *et al.* 2013). Hierdoor zal bij beweiding het organisch stofgehalte in de bodem hoger zijn.

Wij hebben niet het gehalte aan organische stof bepaald, maar in plaats daarvan het organische koolstofgehalte laten bepalen en als parameter voor het organisch stofgehalte gebruikt (zie § 3.2.4). Het organische koolstofgehalte (van droge grond) was in de beweide situatie inderdaad significant hoger vergeleken met de onbeweide situatie in de exclosures (5.4% tegen 4.9%; eenzijdige gepaarde Student *t* test: $t = 2.744$; $P < 0.05$). Figuur 4.20 laat de verwachte negatieve relatie zien tussen het organisch koolstofgehalte en de sedimentatiesnelheid en dat deze relatie in de beweide situatie op een hoger niveau ligt dan in de onbeweide situatie. Het hogere organische stofgehalte bij een lage sedimentatie wijst op een opbouw van ter plaatse geproduceerde organische stof in de kwelderbodem. Door de invloed van organische stof op de bodemstructuur, moet deze opbouw theoretisch een positief effect hebben op de hoogteontwikkeling.



Figuur 4.20 De relatie in de Proefverkweldering tussen het organisch gebonden koolstofgehalte van de bodem boven de opslibbingsplaten en de hoeveelheid sediment dat in tien jaar tijd is afgezet uitgesplitst voor de beweide als de onbeweide situatie. De figuur toont de resultaten van twee lineaire regressieanalyses. De figuur suggereert dat (a) het relatief belang van stapeling van ter plekke geproduceerde organische stof in de bodem afneemt bij een toenemende sedimentatie en (b) bij beweiding de opbouw van organische stof hoger is.

4.5 Verzilting

In de eerste vier jaar van de Proefverkweldering is het proces van verzilting op twee manieren gemonitord, namelijk via (a) de geleidbaarheid van het grondwater en (b) het zoutgehalte in de bodem (0–5 cm laag). Beide methoden zijn ook gebruikt om de vraag te beantwoorden of de Proefverkweldering ook gevolgen zou hebben voor het zoutgehalte van de bodem in de aangrenzende zomerpolders (van Duin *et al.* 2007).

Het aangelegde meetnet aan grondwaterbuizen vereiste veel onderhoud en is na afronding van het veldwerk in het vierde jaar na uitpoldering niet meer onderhouden. Dit betekent dat dit onderdeel in jaar 10 niet meer kon worden herhaald.

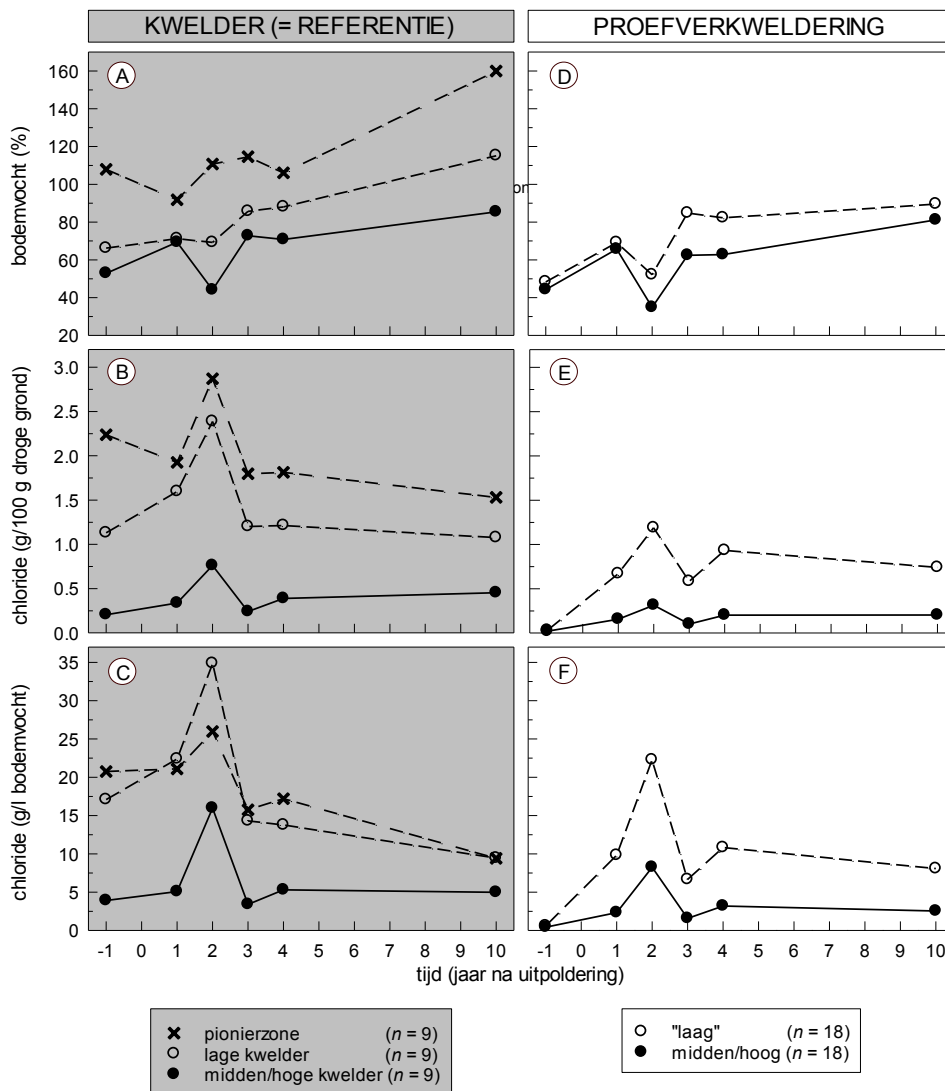
De verzilting van de Proefverkweldering leek na een sprongsgewijze toename in het eerste jaar, een langzaam verlopend proces te zijn. In het vierde jaar na uitpoldering lagen de zoutgehalten in de Proefverkweldering nog een eind verwijderd van de referentiewaarden van de aangrenzende kwelder en leek er nog steeds sprake van een toename (zie § 1.2.3 (Tekstkader II); van Duin *et al.* 2007). Op basis hiervan is besloten om de bemonstering van het zoutgehalte in de bodem in het tiende jaar nog een keer te herhalen.

4.5.1 Verzilting in de Proefverkweldering

Het zoutgehalte in de bodem is gemonitord door in de betreffende jaren eenmalig de bovenste 0–5 cm bodemlaag van de permanente kwadraten (PQ's) te bemonsteren. Dit is dus steeds een momentopname geweest. Ten gevolge van het neerslagpatroon en overstromingen kunnen bodemvochtigheid en zoutgehalte van kwelderbodems op korte termijn sterk fluctueren (o.a. Bakker 1985; de Leeuw *et al.* 1990). Om deze fluctuaties uit te schakelen en niet van invloed te laten zijn op de jaar-op-jaar ontwikkeling, is voor (a) het bodemvochtgehalte, (b) chloridegehalte van droge bodem en (c) het chloridegehalte van het bodemvocht een index berekend, waarbij de gemiddelde waarde in de kwelder-PQ's op 100 is gesteld. Deze indexering betekent dat hoe dichter de waarde van de Proefverkweldering bij 100 ligt, hoe meer de situatie overeenkomt met die op de aangrenzende kwelder (vgl. van Duin *et al.* 2007).

Figuur 4.21 geeft voor het bodemvocht en de twee niet-geïndexeerde verziltingsparameters een vergelijking tussen kwelder en Proefverkweldering. Bij de kwelder is hierbij onderscheid gemaakt tussen de drie hoofdzones (pionierzone, lage kwelder en midden-/hoge kwelder); voor de Proefverkweldering tussen hoog- en laaggelegen PQ's (respectievelijk hoger en lager dan 1.5 m +NAP). Omdat op de kwelder geen onbeweide PQ's liggen, zijn in de vergelijking de PQ's in de exclusures buiten beschouwing gelaten. In jaar 10 werden opvallende hoge waarden voor het bodemvocht gemeten: in zowel de kwelder als Proefverkweldering werden de hoogste waarden sinds de start van het onderzoek gemeten. In beide deelgebieden lieten de chloridegehalten in zowel de droge grond als in het bodemvocht een scherpe piek zien in het tweede jaar na de uitpoldering als gevolg van het droge zomerweer dat jaar (2003; § 2.3). In de Proefverkweldering vielen beide chloridegehalten in het tiende jaar binnen de range van waarden uit de eerste vier jaar na uitpoldering.

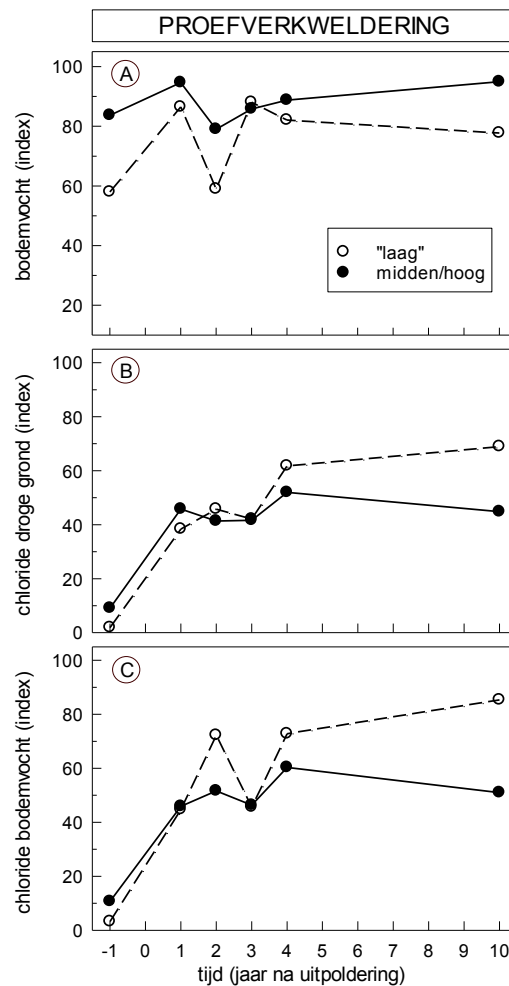
Berekening van de indices en de toevoeging van het tiende jaar aan de datareeks tot en met het vierde jaar na uitpoldering leidt tot een gedeeltelijke bijstelling van de eerder getrokken conclusies. Na de sprongsgewijze toename in het eerste jaar na uitpoldering lieten de hooggelegen PQ's geen voortgaande verzilting meer zien. De gemiddelde indexwaarden voor het chloridegehalte van zowel droge grond als van het bodemvocht bleven voor deze PQ's in de latere jaren hangen op ongeveer de helft van de referentiewaarde van de hoge PQ's op de kwelder (Figuur 4.22). De beide indices voor



Figuur 4.21 Vergelijking van de gemeten verziltingsparameters in de 0–5 cm bodemlaag tussen kwelder (links, gearceerd) en de Proefverkweldering van het laatste jaar voorafgaand aan de uitpoldering tot tien jaar erna (jaren 2000 – 2011): (AD) het bodemvochtgehalte (als gewichtspercentage van de droge grond), (BE) het chloridegehalte van de droge grond en (CF) de chlorideconcentratie in het bodemvocht. Resultaten van jaarlijkse éénmalige bodembemonstering van de PQ's eind augustus. Onbeweide PQ's zijn in de vergelijking buiten beschouwing gelaten. In de Proefverkweldering zijn PQ's met een initiële hoogteligging van lager dan 1.5 +NAP tot de lage serie gerekend (i.e. locaties 7 t/m 12), locaties boven 1.5 +NAP tot de hoge serie (locaties 1 t/m 6; Figuur 3.1).

het chloridegehalte in de lage PQ's lijken na het eerste jaar gemiddeld nog wel een toename te laten zien en bereikten in het tiende jaar na uitpoldering hun hoogste waarde (gemiddeld 69 en 85 voor resp. chloride in droge grond en in bodemvocht).

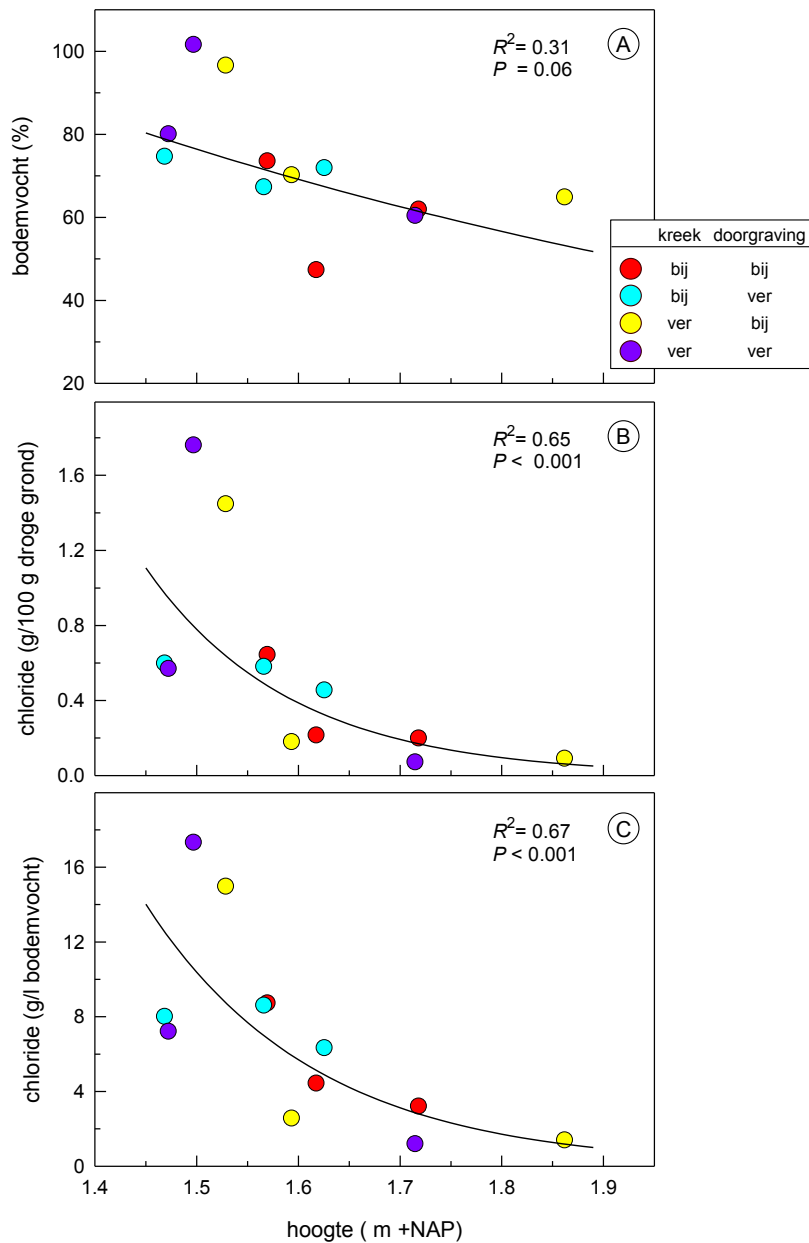
In de ontwikkeling van de verzilting in de Proefverkweldering was de hoogteligging de belangrijkste factor (Figuur 4.23). Na uitpoldering was in elk meetjaar sprake van een nauwe negatieve relatie van zowel het chloridegehalte in de droge grond als in het bodemvocht met de hoogte (Veeneklaas *et al.* 2015). Vanwege de veranderingen in het beheer met de intensieve paardenbeweiding in het tiende jaar na uitpoldering, geeft Figuur 4.23 als voorbeeld de resultaten van het vierde jaar na uitpoldering (Veeneklaas *et al.* laten de grafieken voor het tiende jaar zien). Het bodemvochtgehalte liet een zwakke negatieve relatie zien met hoogte, die net niet significant was.



Figuur 4.22 (A) Het bodemvochtgehalte, (B) het chloridegehalte van de bodem en (C) het chloridegehalte van het bodemvocht in de Proefverkweldering van het laatste jaar voorafgaande aan de uitpoldering tot tien jaar erna (jaren 2000 – 2011). De waarden zijn geïndexeerd ten opzichte van de kwelder, waarbij de gemeten waarden voor de kwelder op 100 zijn gesteld (zie tekst voor verdere toelichting). De figuur is gebaseerd op dezelfde cijfers als Figuur 4.21.

Alleen in de uitgangssituatie was er een significant negatieve relatie tussen bodemvocht en hoogte (Veeneklaas *et al.* 2015).

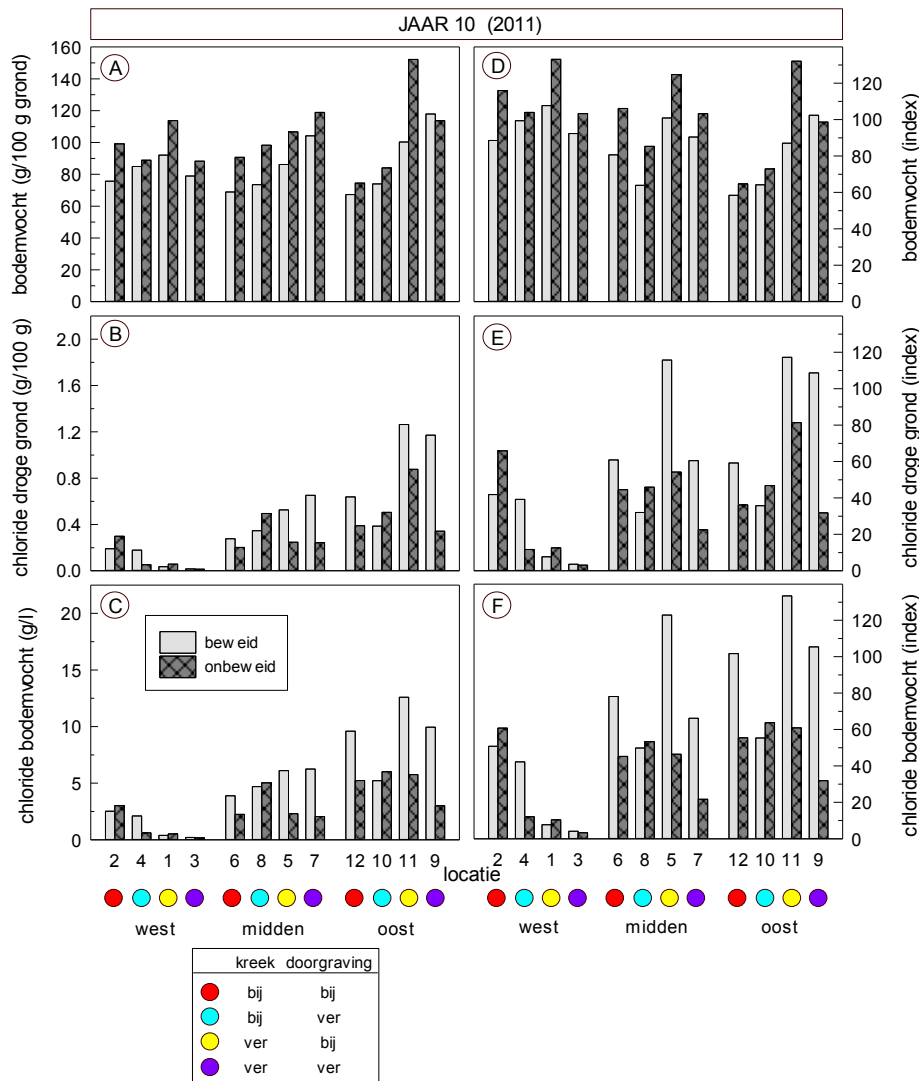
Gecorrigeerd voor het effect van de hoogteligging, werd er geen statistisch significante invloed van de ligging van de bemonsterde punten ten opzichte van de krekken en doorgravingen op de verzilting gevonden (Veeneklaas *et al.* 2015; vgl. Figuur 4.24). Dit resultaat sluit goed aan op het bestaande beeld van de zoutbalans en grondwaterstromingen in kwelders zoals dat op basis van literatuur is samengevat door Childers *et al.* (2000). Volgens deze auteurs is er bij krekken sprake van een grondwaterstroming *naar* de krekken *toe*. Dit voorkomt een eventuele zijwaartse indringing van zout vanuit de krekken. De belangrijkste aanvoerroute van zout de kwelderbodem in is via water dat tijdens overstromingen van bovenaf de bodem binnendringt. Zout verlaat de kwelderbodem weer via het grondwater dat tijdens laagwater via kwel eventueel zijwaarts door de grond kan afstromen naar een kreek, of gedurende de gehele getijdencyclus via advectie van uittredend grondwater via de kreekbodem. Volgens Childers *et al.* (2000) gaat het bij beide processen om slechts zeer geringe watervolumes in vergelijking tot de getijdenvolumes boven het oppervlak. Grondwater dat naar krekken afstroomt, wordt primair vervangen door water dat verticaal van bovenaf de bodem



Figuur 4.23 De invloed van de hoogteligging op de verzilting van de Proefverkweldering in het vierde jaar na uitpoldering. (A) de relatie tussen het bodemvochtgehalte en hoogte, (B) het chloridegehalte van de bodem en hoogte, en (C) het chloridegehalte in het bodemvocht en hoogte. De relatie tussen de bodemvocht en hoogte in figuur A is net niet significant. De geplote lijnen zijn het resultaat van exponentiële regressieanalyses. De resultaten uit de andere jaren gaven soortgelijke relaties te zien. R^2 = verklaarde variantie.

binnendringt. Via overstromingen is dit de belangrijkste aanvoeroute van zout de bodem in.

Door deze voorname rol van overstromingen in de zoutbalans van een kwelder, wordt vaak een nauwe relatie gevonden tussen het zoutgehalte in de bodem en hoogteligging (Callaway *et al.* 1990; Bockelmann *et al.* 2002), maar er zijn ook veel situaties waar deze relatie minder eenduidig is (Adam 1990). Laag in de zonering is het zoutgehalte in de bodem als gevolg van de regelmatige overstromingen relatief constant en bijna nooit hoger dan dat van het overstromingswater. Hoger in de zonering spelen interacties tussen overstromingen, weersinvloeden, kweldertopografie en vegetatiebedekking een veel grotere rol, waardoor het zoutgehalte er veel sterker kan variëren (Adam 1990).



Figuur 4.24 Ruimtelijke patroon van de gemeten verziltingsparameters in de Proefverkweldering in het tiende jaar na uitpoldering en de invloed van beweiding op deze parameters: (A) het bodemvochtgehalte, (B) het chloridegehalte van de droge grond en (C) de chlorideconcentratie in het bodemvocht in de 0–5 cm bodemlaag. De drie rechterpanelen D, E, en F geven de geïndexeerde waarden ten opzichte van de kwelder (zie Figuur 4.21).

Zoals hierboven al eerder is opgemerkt wordt bij regen zout makkelijk uitgespoeld waardoor het zoutgehalte afneemt. Bij droogte zal het zoutgehalte stijgen als gevolg van evapotranspiratie, eventueel mede als gevolg van capillaire opstijging van zout grondwater. Bij een lage vegetatiebedekking, bijvoorbeeld in een depressie of kwelderkom met een slechte ontwatering, kunnen bij langdurige periodes van droogte zelfs zoutkorsten ontstaan (Adam 1990; eigen waarneming). We hebben dergelijke effecten niet in onze analyses gevonden, mede door het geringe aantal punten. Bij een grotere invloed van de kweldertopografie op het zoutgehalte zal de spreiding van de punten in de relatie tussen zoutgehalte en hoogte toenemen, waardoor de verklaarde variantie (R^2 in Figuur 4.23BC) kan afnemen. De Proefverkweldering is echter vrij vlak en weinig gevarieerd, mede als gevolg van zijn ontstaansgeschiedenis (landaanwinning) en het voormalige landbouwkundige gebruik. Ook op de kwelder was sprake van een nauwe relatie tussen zoutgehalte en hoogte ($R^2 = 0.76-0.89$; Veenklaas *et al.* 2015).

Invloed beweiding

Beweiding leidt in veel gevallen tot een lagere vegetatiebedekking en daardoor een hogere evapotranspiratie, een lager bodemvochtgehalte en een hoger chlorideconcentratie in het bodemvocht (Esselink *et al.* 2001). Een mogelijk effect van beweiding is daardoor met name te verwachten bij een korte vegetatie met een lage bedekking, dus in de voorjaarsituatie aan het begin van het groeiseizoen of bij een hoge beweidingsdruk. In jaar 10 van de Proefverkweldering werd inderdaad in de beweide situatie op de meeste locaties gemiddeld een lager bodemvochtgehalte gemeten (Figuur 4.24AD). Het effect van een verhoogde evapotranspiratie op de verzilting kan eventueel versterkt worden door capillaire opstijging van grondwater naar de oppervlakte, waardoor de beweiding ook een verhogend effect heeft op het chloridegehalte van de droge grond. Dit laatste lijkt zich in jaar 10 van de Proefverkweldering op een relatief groot aantal locaties te hebben voorgedaan (Locaties 5, 6, 7, 9, 11 en 12; Figuur 4.24B). Gecombineerd met het effect op het bodemvochtgehalte, had beweiding in jaar 10 wel een verhogend effect op de chlorideconcentratie in het bodemvocht (Figuur 4.24CF). In voorgaande jaren tekende zich wel een trend af, maar was het effect statistisch niet significant (van Duin *et al.* 2007).

4.5.2 Verzilting in de aangrenzende zomerpolders

Op basis van de monitoring van het zoutgehalte in de 0–5 cm laag van de bodem is geen aanwijzing verkregen voor een toename van de zoutinvloed in de aan de Proefverkweldering grenzende zomerpolders. Op de laaggelegen punten (3 PQ's op locatie 41) liet de chlorideconcentratie in het bodemvocht een verloop zien dat geheel parallel liep met de chlorideconcentratie van het bodemvocht op de midden/hoge kwelder (Figuur 4.25AB). Ook na berekening van de geïndexeerde waarden (kwelder = 100; zie § 4.5.1) lieten de lage punten van de zomerpolder nog steeds een parallel verloop zien met de kwelder (Figuur 4.25C). De piek van de geïndexeerde concentratie op de lage punten in het tweede jaar na uitpoldering geeft aan dat de droogte van dat jaar hier een grotere invloed had dan op de kwelder.

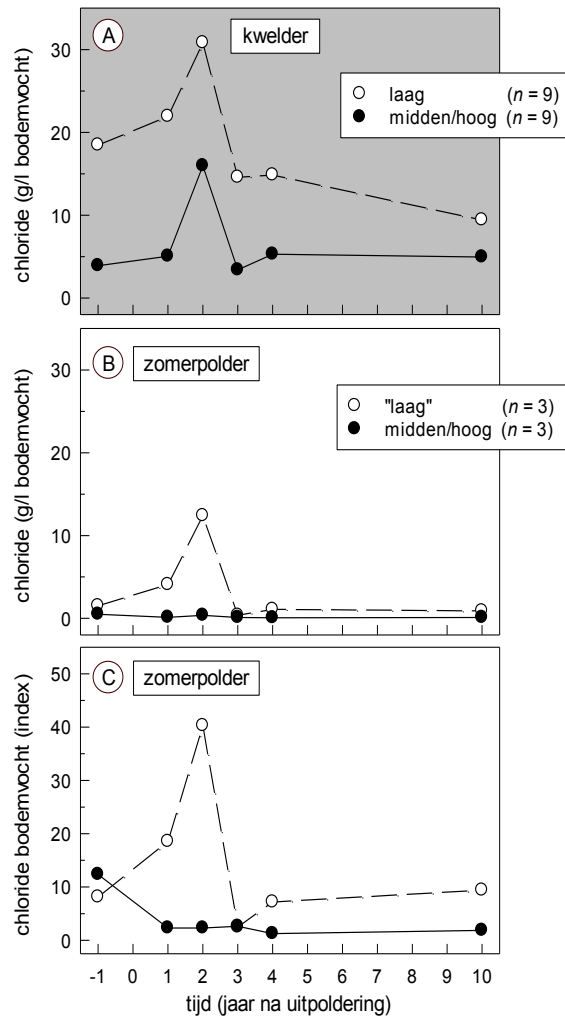
Op de hooggelegen punten (3 PQ's op locatie 42) liet de chlorideconcentratie in het bodemvocht in de loop der jaren nauwelijks enige variatie zien (Figuur 4.25B). De geïndexeerde concentratie daarentegen liet tot en met het vierde jaar na uitpoldering een afname zien (Figuur 4.25C). In het tiende jaar liet de index ten opzichte van het vierde jaar in het tiende jaar geen verdere daling zien. De afname in de eerste vier jaar was statistisch significant (van Duin *et al.* 2007). Dit betekent dat op locatie 42 sprake was van een afnemende zoutinvloed ten opzichte van de uitgangssituatie in het jaar vóór de start van de Proefverkweldering. De conclusie van een afgenomen zoutinvloed in de bodem van locatie 42 in de eerste vier jaar na uitpoldering is in lijn met metingen van het elektrisch geleidingsvermogen (EGV) van het grondwater in de zomerpolder in dezelfde periode (van Duin *et al.* 2007).

Voor de afgenomen zoutinvloed in de eerste vier jaar na uitpoldering zijn door van Duin *et al.* (2007) twee mogelijke verklaringen genoemd, namelijk:

- a) Door ophoging van de zomerkade was sprake van een betere bescherming van de zomerpolders tegen overstroming met zout zeewater, of
- b) Door toevallige fluctuaties is in deze periode sprake geweest van een tijdelijke afname van extreem hoge vloed.

De eerste verklaring kan worden uitgesloten (van Duin *et al.* 2007). Hoewel er wel degelijk sprake is van een betere bescherming tegen zeewater, heeft de waterstand in de bewuste jaren theoretisch geen enkele maal de hoogte bereikt van 2.85 m +NAP, de hoogte die de zomerkade had voordat deze in het kader van herinrichting van de Proefverkweldering werd opgehoogd.

Bij de tweede verklaring zou het dan moeten gaan om een na-ijl effect van de overstroming van de zomerpolders in februari 1999, *i.e.* 1.5 jaar vóórdat de eerste meting werd uitgevoerd. De lage waarden in 2011 leveren echter geen aanwijzing op voor een dergelijk na-ijl effect na de overstromingen van de zomerpolder in de stormjaren 2006/07 en 2007/08 (Tabel 2.3).



Figuur 4.25 Vergelijking van de ontwikkeling van de chlorideconcentratie in het bodemvocht tussen (A) kwelder en (B) zomerpolder van het laatste jaar vóór - t/m tien jaar na uitpoldering van de Proefverkweldering (jaren 2000 – 2011) met in paneel C de geïndexeerde waarden (voor toelichting zie Figuur 4.21).

4.6 Vegetatieontwikkeling

4.6.1 Vegetatiekartering Proefverkweldering

De vegetatie in de zomerpolders van NFB is in het kader van de periodieke vegetatiekarteringen van Rijkswaterstaat van de kwelders langs de Friese en Groninger kust éénmalig een keer gekarteerd ruim voordat er sprake was van mogelijke uitdijking voor kwelderherstel, namelijk in 1987. Volgens deze kaart werd de hele Proefverkweldering toen bedekt met een vegetatietype van Fioringras en Engels raaigras waarin nauwelijks of geen zouttolerante plantensoorten voorkwamen. Deze vegetatie valt in de TMAP-typologie van kweldervegetaties onder het vegetatietype *fresh grassland* of *niet-zilt grasland* (F1). Het is aannemelijk dat de situatie in 1987 vergelijkbaar was met de uitgangssituatie kort voor de uitpoldering, of in ieder geval met de situatie van voor de openzetting van de klepduikers in 1997 vier jaar voor de uitpoldering (§ 2.1). Eén jaar na de uitpoldering kwam het vegetatietype *niet-zilt grasland* alleen nog voor op hogere delen in het westelijke helft en in de ZO-hoek van de Proefverkweldering en bedekte toen minder dan 35% van het hele gebied (Figuur 4.26, Figuur 4.27). In het zevende jaar na de uitpoldering was de bedekking van *niet-zilt grasland* afgenomen tot 16% en in tiende jaar (2011) kon het type niet meer apart worden gekarteerd en had kweldervegetatie de gehele Proefverkweldering ingenomen.

Het *niet-zilt grasland* was in het eerste jaar na uitpoldering voor een groot deel al vervangen door verschillende vegetatietypen van de lage, hoge en brakke kwelder en door een vegetatietype van Klein schorrenkruid en Zeekraal dat in de TMAP-typologie gerekend wordt tot de pionierzone van kwelders. Als er sprake is van een slechte ontwateringstoestand en er soms langdurig water in het maaiveld blijft staan, kan dit type ook hoger in kwelderzoning voorkomen waar het dan andere vegetatietypen vervangt. Om onderscheid te maken met de zgn. primaire pioniervegetatie op de overgang van kwelder naar het onbegroeide wad, wordt het *Schorrenkruid-Zeekraal* (Pq) type hieronder verder aangeduid als secundaire pioniervegetatie (zie ook Figuur 4.26, Figuur 4.27). In het zevende en tiende jaar na uitpoldering was dit het meest voorkomende vegetatietype in de Proefverkweldering. In het tiende jaar bedekte het bijna 50% van het gebied (Figuur 4.27).

In het eerste jaar na uitpoldering bereikte het vegetatietype *brak overstromingsgrasland* (vegetatie met een > 25% bedekking van Fioringras; code Bg in Figuur 4.26) met 21% een relatief hoog aandeel in de vegetatie van de Proefverkweldering. In de twee latere karteringen bedroeg het aandeel met respectievelijk 8% en 11% nog maar ongeveer de helft. Deze ontwikkeling ging gepaard met een toename van vegetatietypen van de hoge kwelder, die in jaar 10 een aandeel bereikten van bijna 25% (Figuur 4.27).

De ontwikkeling van vegetatietypen van de lage kwelder bleef beperkt. In het eerste jaar na uitpoldering bereikten vegetatietypen van de lage kwelder een aandeel van 17%. Dit aandeel bleef in het zevende en tiende jaar na uitpoldering bijna onveranderd.

De hoogte van het maaiveld is van grote invloed geweest op de vegetatieontwikkeling in de Proefverkweldering. Om dit te illustreren wordt de vegetatieontwikkeling in de relatief hooggelegen westelijke helft en lagergelegen oostelijk helft hieronder apart besproken.

Vegetatieontwikkeling westelijke helft

In het hogergelegen westelijk deel van de Proefverkweldering verliep de uitbreiding van kweldervegetatie veel langzamer dan in het oostelijke helft (Figuur 4.26). In het eerste jaar na uitpoldering was *niet-zilt grasland* hier nog het meest voorkomende vegetatietype; alleen in de relatief lagere delen was sprake van vervanging door het vegetatietype *brak overstromingsgrasland* (Bg).

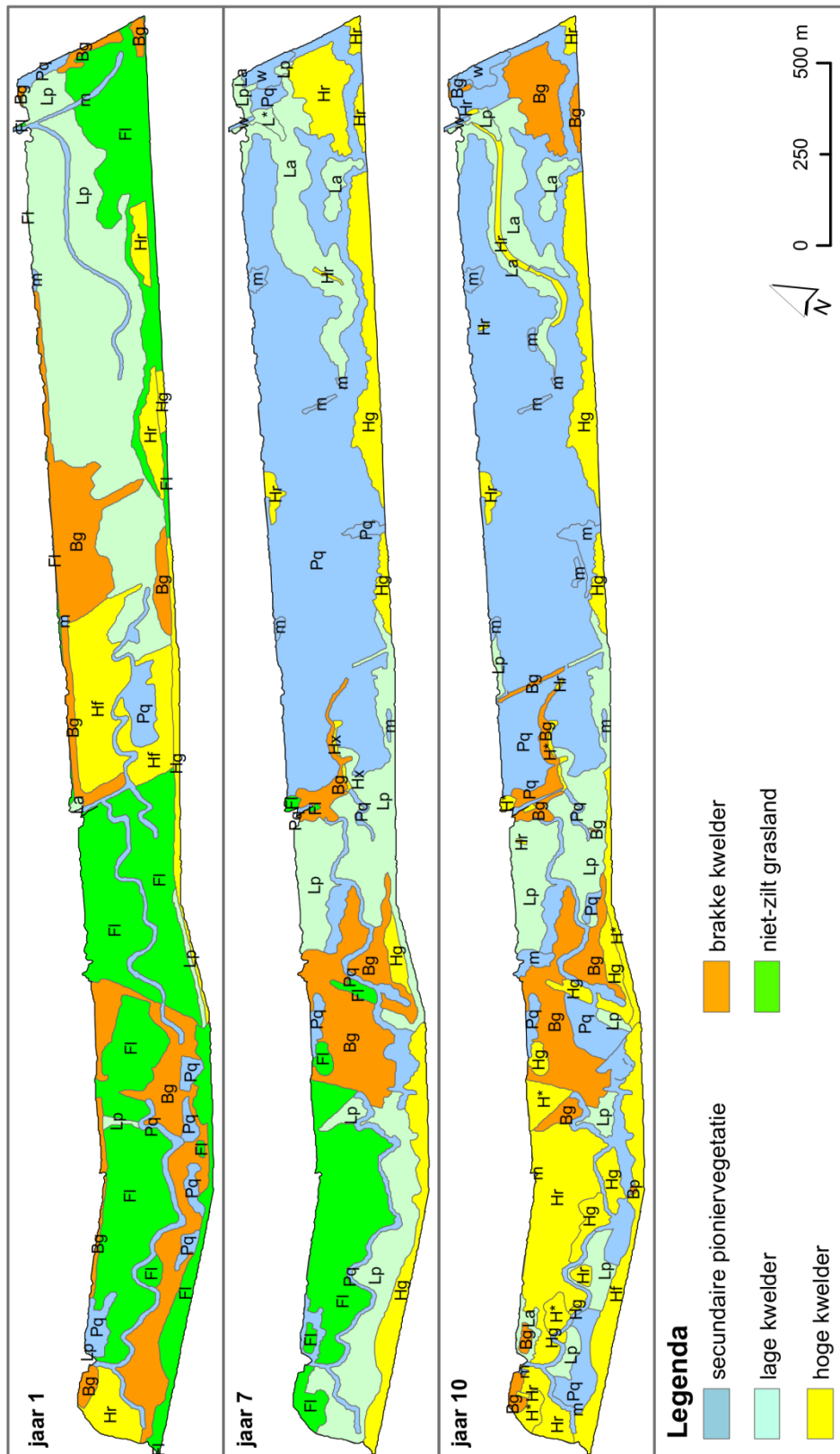
In het zevende jaar was dit laatste type hier vervangen, behalve door secundaire pioniervegetatie van Klein schorrenkruid en Zeekraal, ook door een beperkt aantal vegetatietypen van de lage kwelder. Het type *niet-zilt grasland* was nog aanwezig in een relatief grote eenheid ten noorden van de westelijke van de drie aangelegde kreken. Dit is precies het gebied met een lage verzilting (Locaties 1 en 3 in Figuur 4.24). In het tiende jaar waren de laatste resten *niet-zilt grasland* uit de westelijke helft van de Proefverkweldering verdwenen en vervangen door vegetatietypen van de hoge kwelder. Opmerkelijk was het voorkomen van een kleine eenheid met het vegetatietype *brak rietland* (Bp) aan de voet van de Westerdobbe. In het zesde jaar na uitpoldering werd hier al Riet waargenomen, maar de eenheid was waarschijnlijk nog te klein van omvang, of de bedekking van Riet te laag, om in het jaar erna te worden gekarteerd. Mogelijk is hier sprake van enige toevoer van zoetwater door kwel vanuit de dobbe of zomerkade.

Langs de zuidrand aan de voet van de versterkte zomerkade ligt een smalle hogergelegen zone met een afwijkende vegetatie. Het gaat waarschijnlijk om een restant van een voormalige zogenaamde boerenkwelder. In het zevende en tiende jaar na uitpoldering werd deze zone bedekt door soortenrijke vegetatietypen van de hoge kwelder met een relatief hoge bedekking van Rood zwenkgras (typen Hg en Hf).

Vegetatieontwikkeling oostelijke helft

De toename van kweldervegetatie verliep in de lageregelegen oostelijke helft veel sneller dan in de westelijke helft van de Proefverkweldering. In het eerste jaar na uitpoldering was het oostelijke deel al grotendeels bedekt door de vegetatietypen *brak overstromingsgrasland* en secundaire pioniervegetatie van Klein schorrenkruid met Zeekraal (Pq; Figuur 4.26). In het zevende jaar was sprake van een sterke uitbreiding van de secundaire pioniervegetatie ten koste van het *brak overstromingsgrasland* type. Langs de kreken was sprake van een zone met een betere ontwatering waar verschillende vegetatietypen van de lage en hoge kwelder tot ontwikkeling kwamen, vooral het type *Gewoon kweldergras met Zulte* (La). Tussen het zevende en tiende jaar na uitpoldering (2008 en 2011) zijn in de oostelijke helft weinig veranderingen opgetreden in de vegetatie.

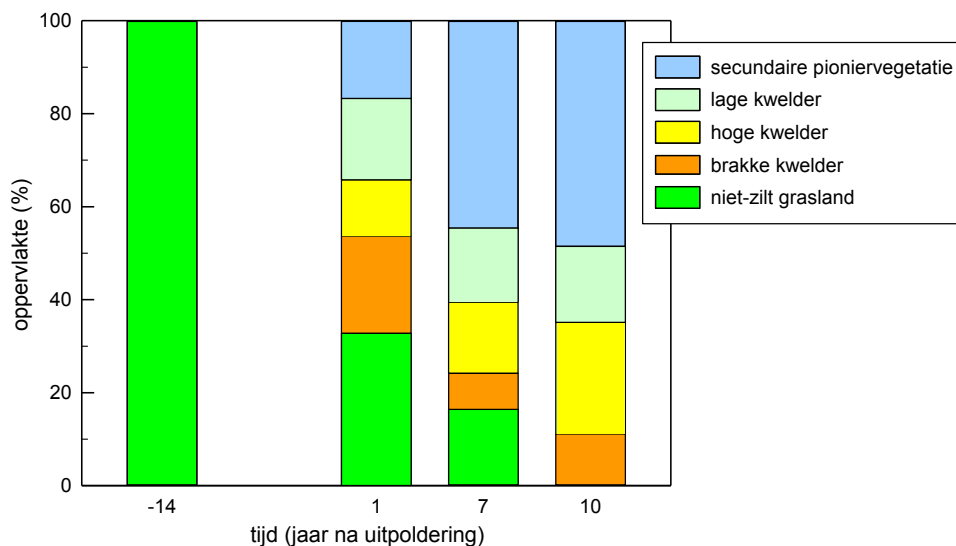
Net als in de westelijke helft ligt ook hier langs de zuidrand een smal restant voormalige boerenkwelder. In het zevende en tiende jaar na uitpoldering werd dit restant bedekt door het *Rood zwenkgras met Fioringras*-type (Hg) van de hoge kwelder met een relatief hoge soortenrijkdom.



Figuur 4.26 Vegetatieontwikkeling van de Proefverkwelding in de eerste tien jaar na uitpoldering aan de hand van drie vegetatiekaarten. De kaarten uit het eerste en zevende jaar na uitpoldering zijn ontleend aan de vegetatiekaarten van Rijkswaterstaat van de kwelders langs de Friese en Groninger kust; de kaart uit het tiende jaar is gebaseerd op een extra uitgevoerde kartering van alleen de Proefverkwelding (§ 3.3.1). De legenda is gebaseerd op de TMAP-vegetatietypologie (Esselink *et al.* 2009). In de drie kaarten zijn de

volgende TMAP-coderingen gebruikt:

| Code | Omschrijving / vegetatietype | Code | Omschrijving / vegetatietype |
|------|---|------|---|
| | <i>Onbegroeid of zilte pioniervegetatie</i> | | <i>Vegetatie van de hoge kwelder</i> |
| w | open water | Hf | Roodzwenkgras |
| m | kale grond | Hg | Fioringras met Aardbeiklaver |
| Pq | Klein schorrenkruid/Zeekraal | Hr | Kweek |
| | <i>Vegetatie van de lage kwelder</i> | Hx | Spiesmelde/Strandmelde |
| La | Gewoon kweldergras met Zulte | H* | hoge kweldervegetatie; restgroep |
| Lp | Gewoon kweldergras | | <i>Vegetatie van de brakke kwelder</i> |
| L* | lage kweldervegetatie; restgroep | Bg | Brak overstromingsgrasland met Fioringras |
| | | Bp | Riet |
| | | | <i>Niet-zilt (antropogeen) grasland</i> |
| | | Fl | niet-zilt grasland met Engels raigras |



Figuur 4.27 Vegetatieontwikkeling van de Proefverkweldering in de eerste tien jaar na uitpoldering en een vergelijking met een vegetatiekaart van Rijkswaterstaat van de kwelders langs de Friese en Groninger kust en aangrenzende zomerpolders van 14 jaar voor de uitpoldering (1987). Vegetatieclassificatie op hoofdzones naar de TMAP-vegetatietypologie (Esselink *et al.* 2009). Het vegetatietype van Klein schorrenkruid en Zeekraal dat zich bij slechte ontwatering kan ontwikkelen en dan vegetatietypen van de lage en hoge kwelder vervangt is geclassificeerd als secundaire pioniervegetatie om het te onderscheiden van de primaire pioniervegetatie op de overgang van lage kwelder naar onbegroeid wad. Om grafische redenen is kale grond bij de secundaire pioniervegetatie gevoegd.

4.6.2 Verspreiding van plantensoorten in permanente transecten

Hoewel individuele plantensoorten snelle veranderingen in voorkomen lieten zien, verliepen de veranderingen toch zo geleidelijk dat kort na uitpoldering er geen sprake is geweest van een grootschalige ontwikkeling van onbegroeide plekken in de Proefverkweldering. Evenmin was sprake van een afsterven van de vegetatie ten gevolge van een zgn. zoutschok. Het achterwege blijven van het laatst genoemde verschijnsel kan mede een gevolg zijn van het gunstige seizoen (einde groeiseizoen) waarin de doorgraving van de zomerkades is uitgevoerd. De veranderingen in het voorkomen van veel soorten liet een geleidelijk verloop zien. In het tiende jaar was bij de meeste soorten echter geen sprake meer van trendmatige veranderingen ten gevolge van de uitpoldering.

De drie transecten lieten duidelijke onderlinge verschillen zien in voor- en achteruitgang van plantensoorten (Figuur 4.28 – Figuur 4.34; Tabel 4.7; Bijlage III). Figuur 4.28 geeft de verspreiding van enkele belangrijke soorten in transect T1, namelijk Akkerdistel, Kweek en Gewoon kweldergras als vertegenwoordigers van soorten met een lage, een matige en een hoge zouttolerantie (respectievelijk de zgn. glycofyten, de brakke soorten en de halofyten). Na de uitpoldering nam Akkerdistel geleidelijk af en bleef steeds meer beperkt tot de hoogste delen van het transect (een restant van de voormalige boerenkwelder) en tot de zone langs de aangelegde kreek. Ook in deze delen van het transect bleef de soort achteruit gaan. In het tiende jaar was Akkerdistel nog in 14% van transect T1 aanwezig (Tabel 4.7; Figuur 4.28).

Kweek was in de uitgangssituatie over vrijwel het gehele transect in een lage bedekking aanwezig. Na uitpoldering nam Kweek sterk toe in abundantie. In jaar 3 t/m 6 kwam de soort in meer dan de helft van het transect voor met een >50% bedekking. In de zuidelijke helft van transect T1 liet Kweek in het tiende jaar na uitpoldering een duidelijke afname zien ten opzichte van jaar 6. Ten noorden van de kreek bleef Kweek met een hoge abundantie aanwezig.

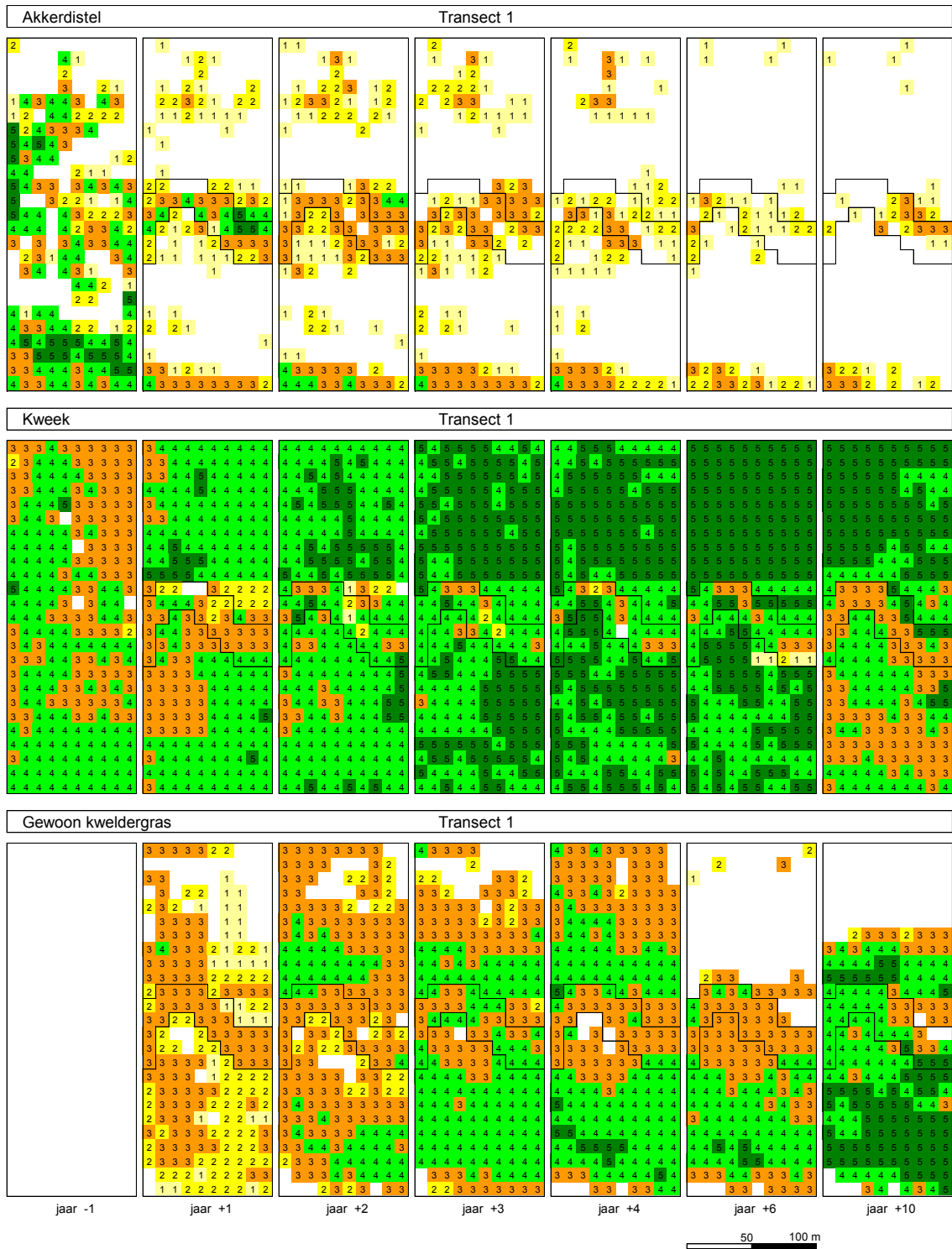
Gewoon kweldergras liet in transect T1 een zeer snelle kolonisatie zien. Vanuit het “niets” was de soort in het eerste jaar na uitpoldering opeens aanwezig over meer dan 80% van transect T1 (van Duin *et al.* 2007). Ten zuiden van de kreek is Gewoon kweldergras gedurende de tien jaar toegenomen en kwam hier in het laatste jaar over ongeveer de helft van de oppervlakte voor met een bedekking >50%. Ten noorden van de kreek liet Gewoon kweldergras in tegenstelling tot Kweek in het zesde jaar een sterke afname zien. Een tijdelijke verandering in beheer is hier van grote invloed geweest. In het vijfde jaar na uitpoldering is in het gebied ten noorden van de kreek beweiding achterwege gebleven. Laat in het seizoen is het gebied hier eenmaal gemaaid. Kweek heeft toen goed kunnen uitgroeien en andere plantensoorten via lichtconcurrentie kunnen onderdrukken. In het zesde en tiende jaar was sprake van gebruik als wisselweide waardoor Kweek steeds opnieuw tijdelijk kon uitgroeien en laagblijvende soorten (waaronder Gewoon kweldergras) werden benadeeld in hun concurrentie met Kweek.

In vergelijking met transect T1 was op het lageregelegen transect T3 het voorkomen van niet-zouttolerante soorten in de uitgangssituatie van veel minder betekenis (Figuur 4.30). Figuur 4.29 geeft daarom alleen een vergelijking van verspreidingskaartjes van Kweek en Gewoon kweldergras. Op transect T3 was Kweek duidelijk één van de grote verliezers. Van de hoge dominantie in een groot deel van het transect (>75%) vlak voor en na de uitpoldering, was in het tiende jaar na uitpoldering niet veel meer over. Enkel op de hoogste delen van het transect, vooral op het stukje voormalige boerenkwelder (vgl. Figuur 4.9), bereikte Kweek in het tiende jaar nog een bedekking van meer dan 10%. Uit meer dan 80% van het transect was de soort toen geheel verdwenen.

Wanneer de hoogste delen van transect T3 buiten beschouwing worden gelaten, lijken de resultaten van de transecten T2 en T3 een grote mate van overeenstemming te vertonen. Hieronder volgt een korte bespreking van de belangrijkste veranderingen op de drie transecten in de eerste tien jaar na uitpoldering (Figuur 4.30 – Figuur 4.34; Tabel 4.7). Bijlage III geeft per transect de verspreidingskaartjes van alle gekarteerde soorten.

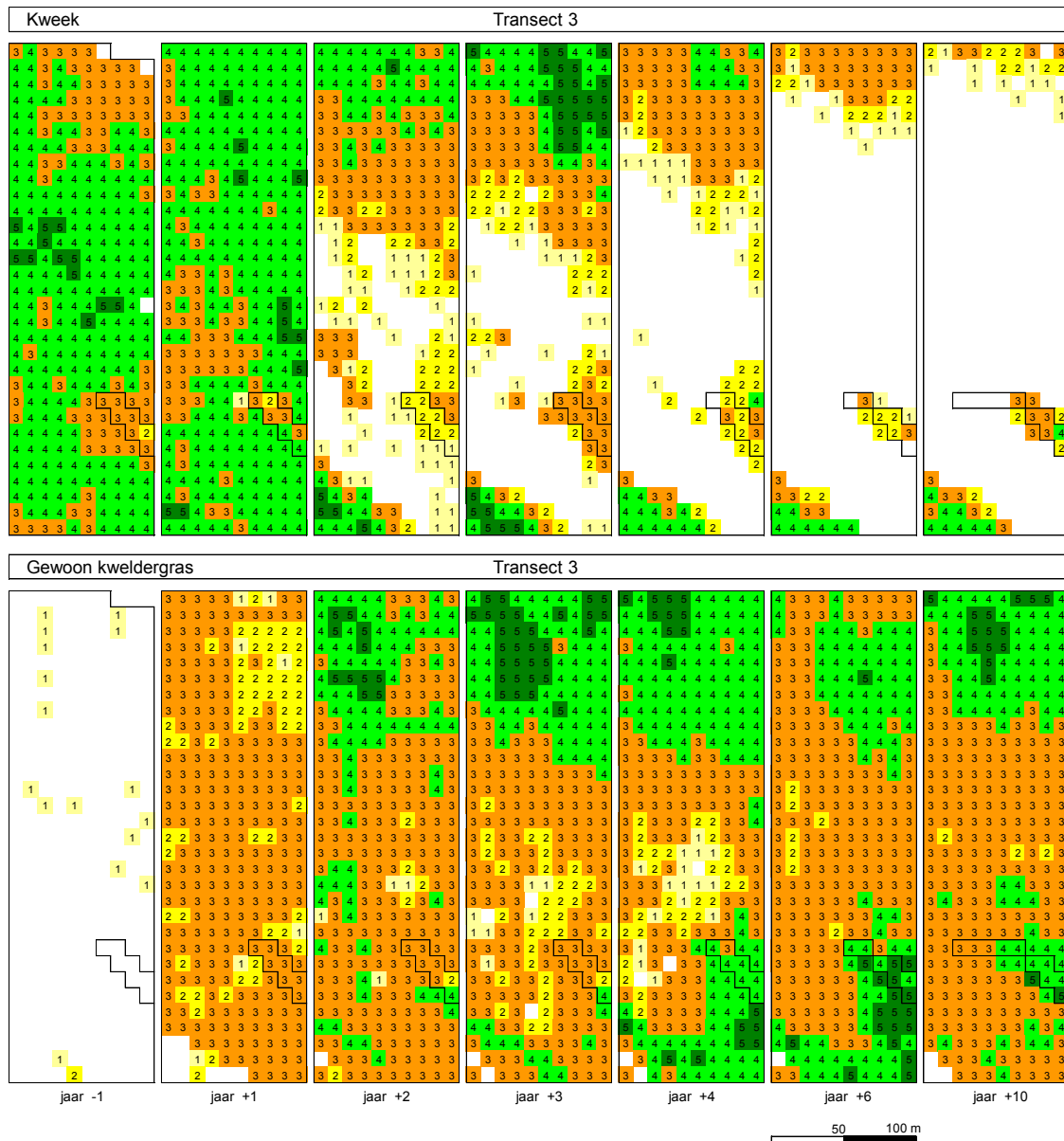
Tabel 4.7 Vergelijking van de presentie van de gekarteerde plantensoorten in de drie permanente transecten T1, T2 en T3 in het laatste jaar vóór – en de eerste tien jaar na uitpoldering. De presentie geeft het percentage van de 10 m x 10 m vakken waarin een soort werd aangetroffen. De soorten zijn gerangschikt naar zouttolerantie (Tabel 3.2): 0 = zoet (< 6 g Cl⁻/l), 1 = brak (< 13 g Cl⁻/l), 2 = zout (>= 13 g Cl⁻/l); naar Scherfose (1987).

| Soort | Zout- tolerantie | Presentie (%) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---------------------------------|---------------------|---------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------------|-------|-------|-------|-------|------|------|-------|-------|------|-------------|-----|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|------|------|-------|-------|-------|-------|------|-----|-----|-----|-----|------|-----|------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| | | Transect T1 | | | | | | | | | | Transect T2 | | | | | | | | | | Transect T3 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | -1 | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 10 | -1 | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 10 | -1 | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 10 | -1 | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 10 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Akkerdistel | 0 | 64.8 | 41.2 | 45.6 | 39.6 | 34.4 | 19.2 | 14.4 | 18.9 | 8.5 | 3.7 | 0.4 | 0.4 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 44.7 | 5.2 | 4.8 | 4.5 | 3.9 | 2.6 | 2.3 | 0 | 18.0 | 6.4 | 0.8 | 0.0 | 0.4 | 2.4 | 2.9 | 0.4 | 0.4 | 0.0 | 0.0 | 10.2 | 0.3 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.3 | 0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 3.6 | 3.2 | 11.2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.4 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.0 | 1.6 | 2.9 | 1.3 | | | | |
| Rode ogentroost s.l. | 0 | 80.0 | 37.2 | 48.4 | 15.2 | 16.0 | 10.8 | 28.8 | 26.1 | 0.7 | 0.4 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.7 | 12.9 | 0.3 | 0.6 | 0.3 | 2.3 | 2.3 | 2.6 | 0 | 3.2 | 10.0 | 11.2 | 6.4 | 4.0 | 3.2 | 0.4 | 68.1 | 37.8 | 20.4 | 0.7 | 1.5 | 0.4 | 0.0 | 88.8 | 55.8 | 13.2 | 7.4 | 3.9 | 2.9 | 1.6 | 0 | 9.6 | 9.2 | 5.2 | 3.6 | 4.8 | 3.2 | 10.8 | 5.9 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 2.0 | 0.0 | 0.6 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| Meikdistel | 0 | 100.0 | 30.4 | 30.4 | 16.0 | 21.2 | 3.6 | 6.4 | 49.2 | 4.8 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 66.1 | 5.5 | 3.5 | 2.9 | 3.5 | 1.6 | 3.2 | 0 | 12.0 | 0.0 | 0.8 | 0.0 | 1.2 | 0.0 | 0.4 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 2.7 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Zachte dravik s.l. | 0 | 68.4 | 78.4 | 88.0 | 76.4 | 71.2 | 10.0 | 26.0 | 52.5 | 11.9 | 29.6 | 3.0 | 2.6 | 0.0 | 0.7 | 26.4 | 6.5 | 7.4 | 4.8 | 4.8 | 3.2 | 3.9 | 0 | 100.0 | 90.0 | 76.4 | 88.0 | 88.0 | 60 | 42.8 | 54.6 | 13.0 | 0.0 | 0.4 | 0.7 | 0.0 | 0.4 | 50.5 | 7.7 | 4.5 | 4.2 | 4.2 | 3.2 | 3.2 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Veidgerst | 0 | 100.0 | 90.0 | 76.4 | 88.0 | 88.0 | 60 | 42.8 | 54.6 | 13.0 | 0.0 | 0.4 | 0.7 | 0.0 | 0.4 | 50.5 | 7.7 | 4.5 | 4.2 | 4.2 | 3.2 | 3.2 | 1 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Engels raaigras | 0 | 100.0 | 90.0 | 76.4 | 88.0 | 88.0 | 60 | 42.8 | 54.6 | 13.0 | 0.0 | 0.4 | 0.7 | 0.0 | 0.4 | 50.5 | 7.7 | 4.5 | 4.2 | 4.2 | 3.2 | 3.2 | 1 | 85.6 | 88.0 | 90.8 | 70.4 | 33.6 | 8.0 | 28.4 | 89.9 | 33.3 | 32.6 | 6.3 | 7.8 | 0.0 | 0.0 | 99.7 | 27.1 | 22.3 | 7.7 | 5.8 | 3.9 | 3.9 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Vrieteke leeuwentand | 1 | 78.8 | 75.2 | 29.6 | 14.0 | 10.0 | 18.8 | 40.0 | 89.1 | 25.2 | 1.5 | 1.1 | 1.1 | 0.4 | 4.1 | 93.9 | 22.9 | 4.5 | 3.2 | 2.3 | 1.9 | 2.6 | 1 | 26.4 | 12.4 | 4.0 | 4.0 | 4.0 | 2.8 | 30.0 | 55.5 | 3.0 | 2.2 | 0.4 | 1.9 | 0.7 | 0.0 | 48.5 | 6.1 | 1.6 | 0.3 | 0.3 | 0.0 | 0.0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Valkensgras | 1 | 85.2 | 90.0 | 90.8 | 86.0 | 92.4 | 88.4 | 78.8 | 97.1 | 99.6 | 76.7 | 56.3 | 53.0 | 51.5 | 15.2 | 99.0 | 99.0 | 43.2 | 26.8 | 16.5 | 7.1 | 4.8 | 1 | 85.2 | 90.0 | 90.8 | 86.0 | 92.4 | 88.4 | 78.8 | 97.1 | 99.6 | 76.7 | 56.3 | 53.0 | 51.5 | 15.2 | 99.0 | 99.0 | 43.2 | 26.8 | 16.5 | 7.1 | 4.8 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Zilver schoon | 1 | 0.0 | 0.4 | 0.0 | 1.2 | 0.4 | 0.0 | 0.0 | 7.6 | 0.7 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 6.4 | 0.0 | 1.3 | 1.6 | 4.2 | 2.9 | 2.9 | 1 | 100.0 | 100.0 | 100.0 | 94.0 | 98.0 | 69.6 | 91.6 | 99.6 | 94.4 | 70.7 | 50.0 | 56.7 | 96.3 | 70.0 | 100.0 | 92.3 | 40.6 | 14.8 | 14.2 | 28.4 | 33.5 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Aardbeiklaver | 1 | 0.0 | 0.4 | 0.0 | 1.2 | 0.4 | 0.0 | 0.0 | 7.6 | 0.7 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 6.4 | 0.0 | 1.3 | 1.6 | 4.2 | 2.9 | 2.9 | 1 | 100.0 | 100.0 | 100.0 | 94.0 | 98.0 | 69.6 | 91.6 | 99.6 | 94.4 | 70.7 | 50.0 | 56.7 | 96.3 | 70.0 | 100.0 | 92.3 | 40.6 | 14.8 | 14.2 | 28.4 | 33.5 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Floingras/Geknikte vossenstaart | 1 | 100.0 | 100.0 | 100.0 | 94.0 | 98.0 | 69.6 | 91.6 | 99.6 | 94.4 | 70.7 | 50.0 | 56.7 | 96.3 | 70.0 | 100.0 | 92.3 | 40.6 | 14.8 | 14.2 | 28.4 | 33.5 | 1 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Zilte zegge | 1 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.4 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Zeekweek | 1 | 0.0 | 0.0 | 2.4 | 2.8 | 10.0 | 6.8 | 12.4 | 0.0 | 0.0 | 0.4 | 0.0 | 0.0 | 5.2 | 0.4 | 0.0 | 0.0 | 1.6 | 0.3 | 1.0 | 3.5 | 1.0 | 1 | 98.4 | 99.2 | 99.6 | 100.0 | 99.6 | 100.0 | 100.0 | 100.0 | 97.0 | 89.6 | 78.1 | 73.0 | 56.7 | 99.7 | 100.0 | 74.8 | 62.6 | 46.8 | 23.2 | 15.8 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Kweek | 1 | 98.4 | 99.2 | 99.6 | 100.0 | 99.6 | 100.0 | 100.0 | 100.0 | 97.0 | 89.6 | 78.1 | 73.0 | 56.7 | 99.7 | 100.0 | 74.8 | 62.6 | 46.8 | 23.2 | 15.8 | 1 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Zeegerst | 1 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1 | 0.0 | 0.0 | 0.4 | 0.4 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 5.9 | 3.0 | 0.4 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 2.0 | 1.3 | 0.0 | 0.6 | 0.0 | 0.3 | 0.3 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Stomp Kweldergras | 1 | 0.0 | 0.0 | 0.4 | 0.4 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1 | 0.0 | 0.8 | 1.6 | 0.0 | 0.4 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.7 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.4 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Heen | 1 | 0.0 | 0.8 | 1.6 | 0.0 | 0.4 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1 | 0.0 | 0.0 | 0.4 | 0.4 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 5.9 | 3.0 | 0.4 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 2.0 | 1.3 | 0.0 | 0.6 | 0.0 | 0.3 | 0.3 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Bobschoenus maritimus | 1 | 0.0 | 0.8 | 1.6 | 0.0 | 0.4 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1 | 0.0 | 0.0 | 0.4 | 0.4 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 5.9 | 3.0 | 0.4 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 2.0 | 1.3 | 0.0 | 0.6 | 0.0 | 0.3 | 0.3 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Zeealsem | 2 | 0.0 | 0.0 | 2.4 | 11.2 | 10.8 | 8.0 | 34.8 | 8.4 | 0.7 | 5.2 | 12.2 | 14.1 | 13.3 | 21.1 | 0.3 | 1.3 | 1.3 | 3.9 | 4.2 | 2.9 | 3.2 | 2 | 18.0 | 99.2 | 99.6 | 100.0 | 99.2 | 96.0 | 98.8 | 93.7 | 100.0 | 100.0 | 100.0 | 99.3 | 100.0 | 99.6 | 54.6 | 96.5 | 98.4 | 96.5 | 95.5 | 99.7 | 100.0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Zulte | 2 | 18.0 | 99.2 | 99.6 | 100.0 | 99.2 | 96.0 | 98.8 | 93.7 | 100.0 | 100.0 | 100.0 | 99.3 | 100.0 | 99.6 | 54.6 | 96.5 | 98.4 | 96.5 | 95.5 | 99.7 | 100.0 | 2 | 0.4 | 1.6 | 1.2 | 1.6 | 0.0 | 0.0 | 0.8 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.3 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Strandmelde | 2 | 0.4 | 1.6 | 1.2 | 1.6 | 0.0 | 0.0 | 0.8 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 2 | 53.2 | 100.0 | 100.0 | 100.0 | 100.0 | 98.4 | 99.2 | 92.4 | 97.8 | 87.4 | 80.4 | 91.5 | 96.3 | 100.0 | 84.4 | 99.4 | 97.7 | 78.7 | 74.5 | 74.5 | 85.5 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Gewone zoutmelde | 2 | 53.2 | 100.0 | 100.0 | 100.0 | 100.0 | 98.4 | 99.2 | 92.4 | 97.8 | 87.4 | 80.4 | 91.5 | 96.3 | 100.0 | 84.4 | 99.4 | 97.7 | 78.7 | 74.5 | 74.5 | 85.5 | 2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.4 | 1.1 | 1.1 | 1.1 | 0.0 | 2.3 | 0.3 | 0.6 | 1.6 | 0.3 | 1.0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Spiesmelde | 2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Meikkruid | 2 | 0.0 | 1.6 | 6.8 | 7.2 | 7.2 | 7.6 | 20.0 | 13.4 | 16.3 | 12.6 | 2.6 | 12.6 | 22.6 | 31.1 | 9.2 | 16.1 | 3.9 | 4.2 | 8.4 | 9.0 | 6.5 | 2 | 0.0 | 1.6 | 6.8 | 7.2 | 7.2 | 7.6 | 20.0 | 13.4 | 16.3 | 12.6 | 2.6 | 12.6 | 22.6 | 31.1 | 9.2 | 16.1 | 3.9 | 4.2 | 8.4 | 9.0 | 6.5 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Zeeveegbree | 2 | 2.8 | 33.2 | 91.6 | 95.6 | 82.0 | 50.8 | 76.4 | 39.1 | 36.3 | 73.3 | 61.5 | 75.6 | 41.9 | 48.5 | 6.8 | 21.9 | 37.7 | 26.5 | 27.1 | 11.3 | 18.1 | 2 | 2.8 | 33.2 | 91.6 | 95.6 | 82.0 | 50.8 | 76.4 | 39.1 | 36.3 | 73.3 | 61.5 | 75.6 | 41.9 | 48.5 | 6.8 | 21.9 | 37.7 | 26.5 | 27.1 | 11.3 | 18.1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Zeekraal | 2 | 0.0 | 96.8 | 87.2 | 88.4 | 83.6 | 34.8 | 52.0 | 36.6 | 100.0 | 100.0 | 98.3 | 100.0 | 98.5 | 92.2 | 21.4 | 98.4 | 99.0 | 100.0 | 100.0 | 99.0 | 99.0 | 2 | 0.0 | 96.8 | 87.2 | 88.4 | 83.6 | 34.8 | 52.0 | 36.6 | 100.0 | 100.0 | 98.3 | 100.0 | 98.5 | 92.2 | 21.4 | 98.4 | 99.0 | 100.0 | 100.0 | 100.0 | 99.0 | 99.0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Gerande schijpspurrie | 2 | 0.8 | 82.4 | 76.4 | 57.6 | 68.8 | 32.8 | 78.8 | 25.6 | 57.0 | 80.7 | 45.6 | 80.4 | 77.4 | 87.4 | 18.3 | 47.7 | 51.6 | 57.1 | 56.5 | 44.5 | 40.3 | 2 | 0.8 | 82.4 | 76.4 | 57.6 | 68.8 | 32.8 | 78.8 | 25.6 | 57.0 | 80.7 | 45.6 | 80.4 | 77.4 | 87.4 | 18.3 | 47.7 | 51.6 | 57.1 | 56.5 | 44.5 | 40.3 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Zilte schijpspurrie | 2 | 1.6 | 80.0 | 84.8 | 46.8 | 29.6 | 39.2 | 77.6 | 83.2 | 99.3 | 97.8 | 43.3 | 82.2 | 88.5 | 82.2 | 42.0 | 97.7 | 83.9 | 32.3 | 56.5 | 72.6 | 62.6 | 2 | 1.6 | 80.0 | 84.8 | 46.8 | 29.6 | 39.2 | 77.6 | 83.2 | 99.3 | 97.8 | 43.3 | 82.2 | 88.5 | 82.2 | 42.0 | 97.7 | 83.9 | 32.3 | 56.5 | 72.6 | 62.6 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Klein schorrenkruid | 2 | 6.0 | 99.2 | 95.2 | 99.6 | 97.6 | 84.8 | 81.2 | 82.4 | 100.0 | 100.0 | 100.0 | 100.0 | 100.0 | 100.0 | 72.9 | 98.7 | 99.7 | 100.0 | 100.0 | 99.0 | 99.0 | 2 | 6.0 | 99.2 | 95.2 | 99.6 | 97.6 | 84.8 | 81.2 | 82.4 | 100.0 | 100.0 | 100.0 | 100.0 | 100.0 | 100.0 | 72.9 | 98.7 | 99.7 | 100.0 | 100.0 | 100.0 | 99.0 | 99.0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Rood zwenkgras s.l. | 2 | 0.0 | 6.8 | 20.0 | 37.6 | 54.4 | 24. | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |



| Bedekking | Aantal exemplaren |
|-----------|-------------------|
| □ | ontbrekend |
| 1 | < 10 % 1 - 20 |
| 2 | < 10 % 21 - 100 |
| 3 | < 10 % > 100 |
| 4 | 10 - 50 % |
| 5 | > 50 % |

Figuur 4.28 De verspreiding van Akkerdistel (*Cirsium arvense*), Kweek (*Elytrigia repens*) en Gewoon kweldergras (*Puccinellia maritima*) op Transect T1 in de Proefverkweldering in het laatste jaar vóór - en de eerste tien jaren na uitpoldering als voorbeelden van soorten met respectievelijk een lage -, een matige - en hoge zouttolerantie (vgl. Tabel 3.2).



| Bedekking | Aantal exemplaren |
|-----------|-------------------|
| □ | ontbrekend |
| 1 | < 10 % 1 - 20 |
| 2 | < 10 % 21 - 100 |
| 3 | < 10 % > 100 |
| 4 | 10 - 50 % |
| 5 | > 50 % |

Figuur 4.29 De verspreiding van Kweek (*Elytrigia repens*) en Gewoon kweldergras (*Puccinellia maritima*) op Transect T3 in de Proefverkweldering in het laatste jaar vóór - en de eerste tien jaren na uitpoldering.

Glycofyten (niet-zouttolerante soorten)

De gekarteerde glycofyten zijn voor een belangrijk deel gekarteerd vanwege hun karakteristieke voorkomen in de uitgangssituatie. Op alle transecten was bij deze groep na tien jaar sprake van een sterke achteruitgang ten opzichte van de uitgangssituatie (Figuur 4.30 – Figuur 4.34; Tabel 4.7).

Op het hogergelegen transect T1 verliep deze achteruitgang langzamer dan op beide andere transecten en was in de eerste vier jaar na uitpoldering nog sprake van een hoge presentie van glycofyten. Zo wist Engels raaisgras zich bijvoorbeeld aanvankelijk redelijk te handhaven en was in het vierde jaar nog in bijna 70% van de 10 m × 10 m vakken aanwezig. In het zesde jaar was de

presentie van Engels raaigras op T1 plotseling afgenomen tot 6%, maar in het tiende had de soort zich weer gedeeltelijk hersteld (presentie van 43%). Ook Veldgerst wist zich tot in het vierde jaar na uitpoldering over een groot deel van transect T1 te handhaven (70%) en in de eerste twee jaar hier zelfs eerst toe te nemen. In overeenstemming met het voorkomen van Engels raaigras en een groot aantal andere glycofyten, had Veldgerst in het zesde jaar na uitpoldering een relatief lage presentie op T1, waarna in het tiende jaar weer een gedeeltelijk herstel volgde. Waarschijnlijk is deze ontwikkeling een gevolg geweest van het tijdelijk ontbreken van beweiding en concurrentie met Kweek (zie boven).

Op transecten T2 en T3 was bij de glycofyten al binnen de eerste vier jaar sprake van een sterke achteruitgang tot het geheel verdwijnen van soorten uit een transect (Tabel 4.7; Bijlage III). Dit laatste was vooral het geval op transect T2, het transect met de minste hoogtevariatie (§ 4.3.3.1; Figuur 4.9). Op transect T3 wisten de glycofyten zich enigszins te handhaven in de hoogste delen van het transect, in het bijzonder op het stukje voormalige boerenkwelder. Engels raaigras liet bijvoorbeeld op transect T2 een jaar na uitpoldering een achteruitgang in presentie zien van 55% naar 13% en werd in de volgende jaren nog maar op minder dan 1% van het transect aangetroffen. Op transect T3 liet Engels raaigras een soortgelijke ontwikkeling zien maar bleef tot in het tiende jaar na uitpoldering in een lage abundantie aanwezig op het restant voormalige boerenkwelder. Akkerdistel liet hetzelfde beeld zien. Op transect T2 is Akkerdistel na het vierde jaar na uitpoldering niet meer aangetroffen. Op transect T3 wist Akkerdistel zich echter in een lage abundantie te handhaven op het stukje voormalige boerenkwelder.

Opvallend was de vestiging van Rode oegentroost op de stukjes voormalige boerenkwelder in de transecten T1 en T3 in respectievelijk het vierde en derde jaar na uitpoldering (Tabel 4.7; Bijlage III). In de uitgangssituatie was de soort slechts in één vakje van transect T2 aangetroffen. In het tiende jaar bereikte Rode oegentroost in de vakjes van transect T1 een presentie van 11%.

Matig-zouttolerante soorten

Veel van de gekarteerde soorten met een matige zouttolerantie (de zgn. “brakke” soorten) lieten een grote achteruitgang zien ten opzichte van hun voorkomen in de uitgangssituatie (Figuur 4.31; Tabel 4.7). Uitzonderingen hierop waren Kweek en Zilverschoon die op transect T1 in de eerste jaren na uitpoldering toenamen in abundantie en pas in latere jaren een afname lieten zien. Evenals het geval was bij de niet-zouttolerante soorten, verliep de afname van soorten met een matige zouttolerantie het snelst op de lageregelegen transecten T2 en T3. Vertakte leeuwentand liet op transecten T2 en T3 in het eerste jaar na uitpoldering een afname in presentie zien van respectievelijk 90% en 100% naar ongeveer 30%. Op Transect 1 wist Vertakte leeuwentand zich de eerste jaren na uitpoldering goed te handhaven met een presentie van 70% in het derde jaar (Tabel 4.7). Na een sterke achteruitgang in het zesde jaar met een presentie van < 10%, was in het tiende jaar weer sprake van een herstel tot bijna 30%.

Ten minste vier soorten uit deze soortgroep lijken zich na uitpoldering in één of meer transecten permanent te hebben gevestigd. Ten eerste werd Zeekweek in het tweede jaar na uitpoldering op alle drie transecten aangetroffen. Op transect T2 was de soort in het jaar erna meteen weer verdwenen. Op de transecten T1 en T3 ging het om meer permanente vestigingen. Op transect T1 vestigde de soort zich vooral langs de kreek en op het hooggelegen stukje voormalige boerenkwelder. In het tiende jaar kwam de soort over 12% van het transect voor (Figuur 4.31). Op transect T3 bleef het voorkomen met een lage abundantie aanvankelijk beperkt tot het restant stukje voormalige boerenkwelder, maar is er in het zesde jaar na uitpoldering een tweede groeiplaats bijgekomen ontstaan in het noordelijk deel van het transect (Bijlage III).

De tweede soort is Aardbeiklaver. Op de transecten T2 en T3 was deze soort in het jaar voorafgaande aan de uitpoldering weliswaar een opvallende verschijning met een presentie van 7%, maar op beide transecten verdween de soort in het eerste of tweede jaar na uitpoldering. Op transect T3 volgde in het tweede jaar al een hervestiging op het stukje voormalige boerenkwelder. Met een presentie van 3% gemiddeld over het hele transect in het tiende jaar lijkt de soort hier vaste voet aan de grond te hebben gekregen (Tabel 4.7; Bijlage III). Ook buiten de transecten werd Aardbeiklaver veelvuldig op de voormalige boerenkwelder aangetroffen.

De derde soort is Zilte zegge. Van deze soort werd in het tiende jaar een forse pol aangetroffen op het stukje voormalige boerenkwelder van transect T1. Aangezien het om een overblijvende meerjarige soort betreft, mag worden aangenomen dat de soort zich hier voorlopig zal handhaven of zich zal uitbreiden.

In het tiende jaar werd ook Zeegerst voor het eerst in de transecten waargenomen, namelijk in de transecten T2 en T3 (Foto 7). Het is een eenjarige soort die vaak gebonden is aan zilte milieus met verstoring (open grond). In ZW-Nederland treedt Zeegerst vaak op bij zeer intensieve schapenbeweiding (Weeda *et al.* 1994). Op transect T2 is sinds het zevende jaar na uitpoldering sprake van een zeer intensieve beweiding met paarden en werd de soort aangetroffen langs de kreek waar door vertrapping veel open grond was. Op transect T3 werd Zeegerst op een overeenkomstige standplaats in één 10 m × 10 m vakje aangetroffen.

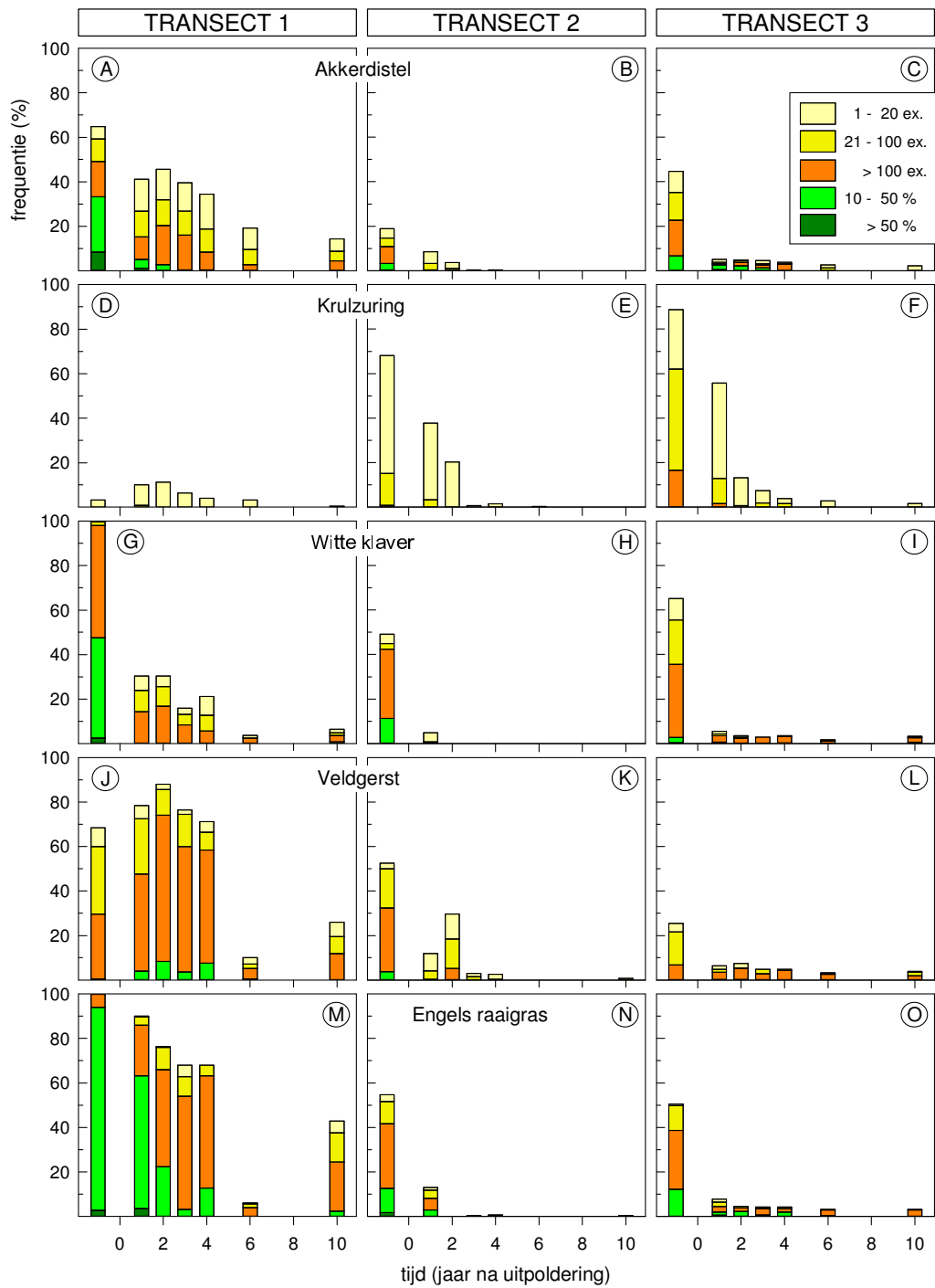
Opvallende overige brakke soorten die in de loop der tijd in de transecten zijn waargenomen zijn Heen (steeds in één van de gegraven krekken) en Fraai duizendguldenkruid (éénmalig op de voormalige boerenkwelder in transect T3). Bij geen van beide soorten ging het om een permanente vestiging.

Halofyten (zouttolerante soorten)

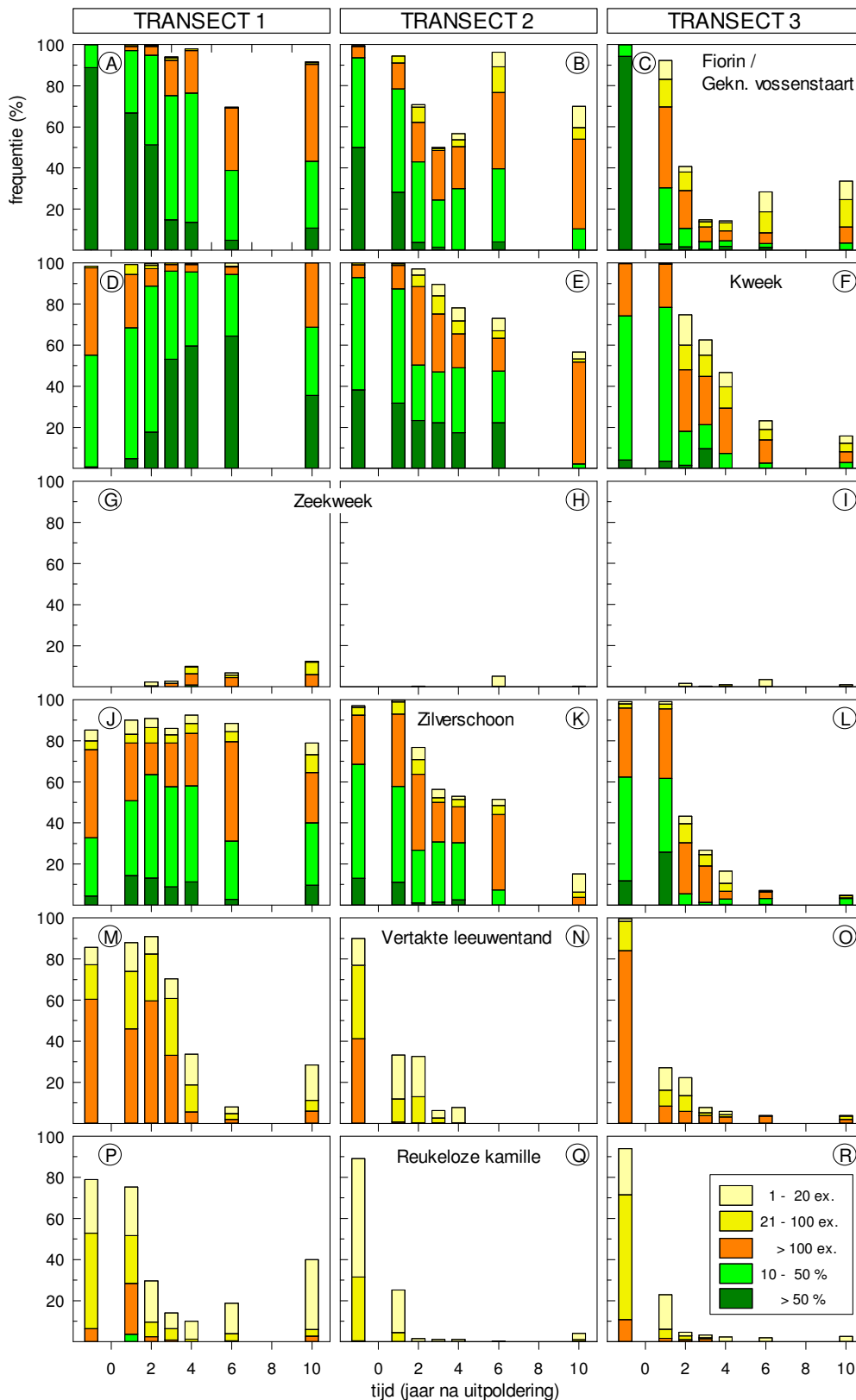
Zoals hierboven aan de hand van Gewoon kweldergras is geïllustreerd (Figuur 4.28 en Figuur 4.29), vond na de uitpoldering een snelle vestiging en uitbreiding van halofyten plaats (Figuur 4.32 – Figuur 4.34; Tabel 4.7). Met uitzondering van Strandmelde zijn deze soorten allemaal als doelsoort van het kwelderherstelprogramma geïllustreerd (Tabel 3.2).

In de uitgangssituatie in het jaar voorafgaande aan de uitpoldering bleek het merendeel van de als doelsoort aangemerkte soorten (17 van de 23) al in de Proefverkweldering aanwezig te zijn. Alleen Gewone zoutmelde, Engels slijkgras, Zeekweek, Zeegerst, Rode ogentroost en Riet werden in de uitgangssituatie op géén van de transecten aangetroffen (Tabel 4.7). Daarnaast ontbrak op transect T2 Rood zwenkgras en op transect T3 Zilte rus. Op transect T1 waren waarschijnlijk door de hogere ligging in de uitgangssituatie veel minder halofyten aanwezig.

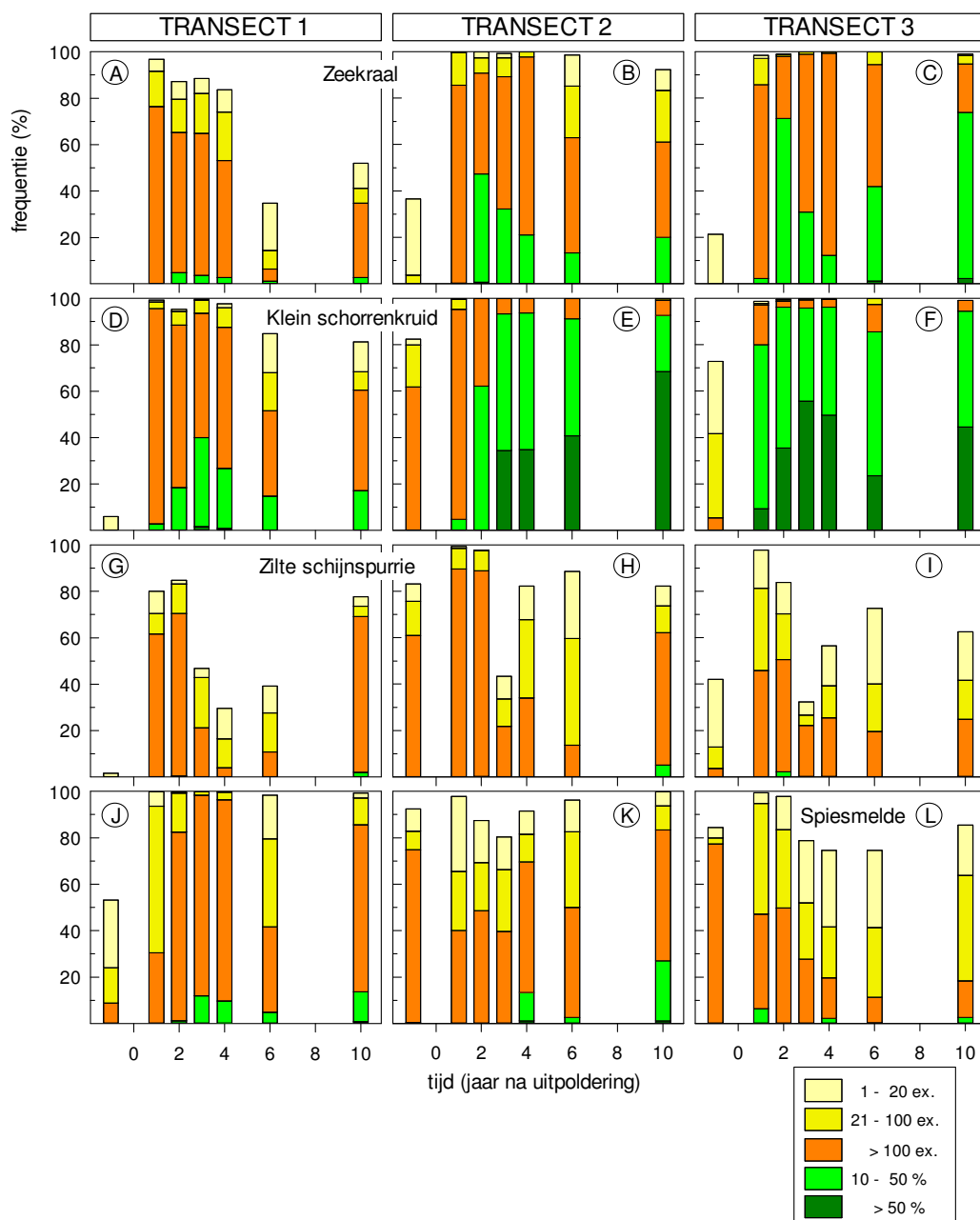
In de uitgangssituatie stonden de halofyten over het algemeen in de greppels of anders in de greppelranden, maar zelden boven op de akkers. Transect T2 lag vlakbij enkele klepduikers die vier jaar voor de uitpoldering (1997) buiten werking zijn gezet, waardoor sindsdien in beperkte mate dagelijks zeewater het gebied kon in- en uitstromen. Enkele greppels in transect T2 stonden in open verbinding met de klepduikers in de noordelijke zomerkade. Een verhoogde zoutinvloed en aanvoer van diasporen met het dagelijkse instromende zeewater lijken dan ook de twee belangrijkste verklaringen voor de hoge presentie van met name eenjarige halofyten in de uitgangssituatie van dit transect (Figuur 4.32 – Figuur 4.34; Tabel 4.7). Op de beide andere transecten was na de uitpoldering sprake van een snelle kolonisatie en was meteen in het eerste jaar na uitpoldering al geen sprake meer van noemenswaardige verschillen in mate van presentie van eenjarige halofyten tussen de drie transecten. Vanaf het derde jaar na de uitpoldering ontstond er door de langere reeks van beschikbare gegevens geleidelijk een meer gedifferentieerd beeld.



Figuur 4.30 Het voorkomen van geselecteerde niet-zouttolerante plantensoorten in de transecten T1 t/m T3 van de Proefverkweldering van één jaar vóór – tot het tiende jaar na uitpoldering. De figuur geeft vijf van de twaalf gekarteerde soorten met de laagste zouttolerantie (klasse “0”, zie Tabel 3.2 en Tabel 4.7; zie ook Tabel 4.7 voor niet in de figuur opgenomen soorten).

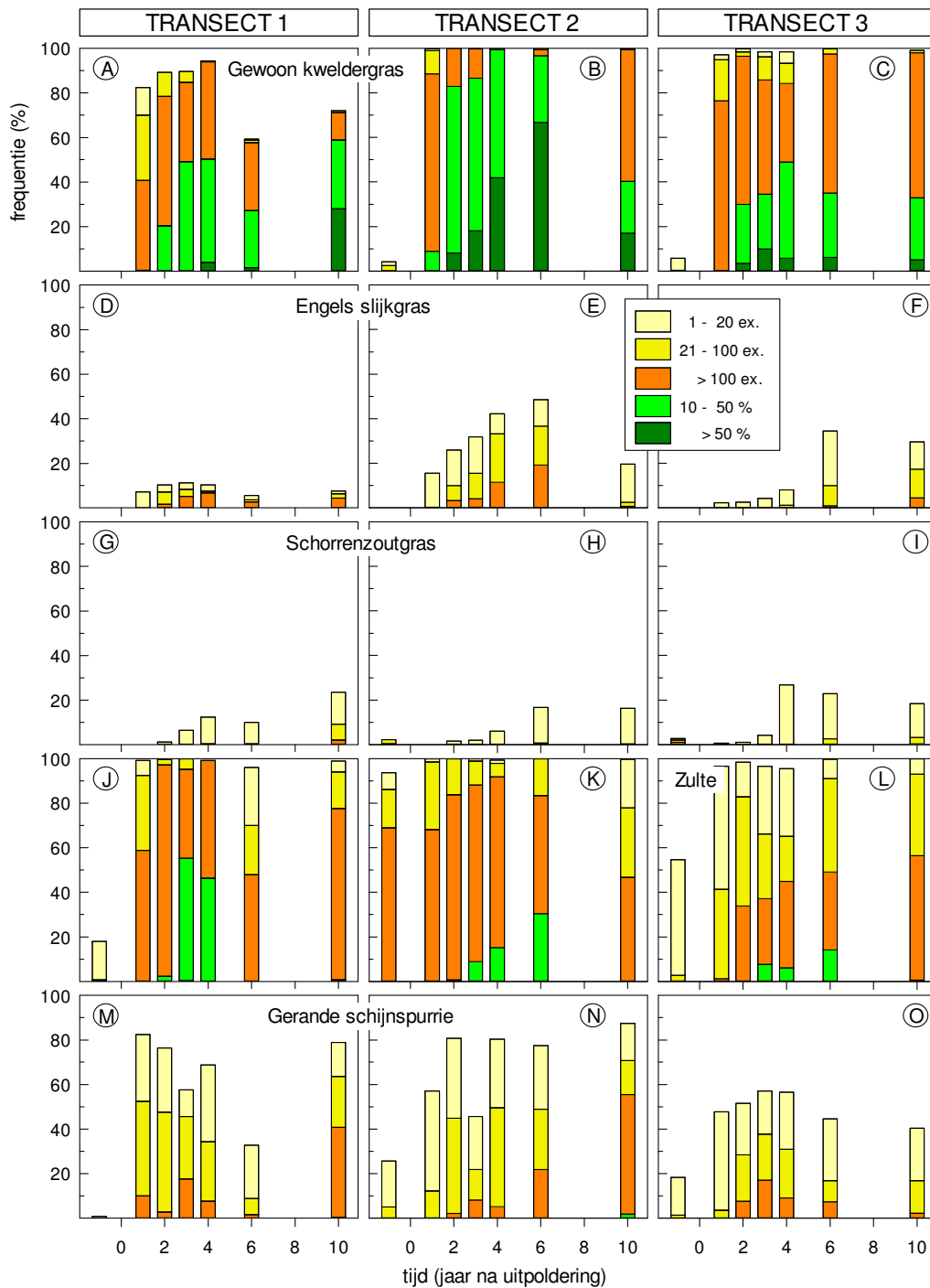


Figuur 4.31 Het voorkomen van een aantal geselecteerde plantensoorten met een matige zouttolerantie (zgn. “brakke” soorten; zouttolerantieklasse “1”; zie Tabel 3.2 en Tabel 4.7) in de transecten T1 t/m T3 van de Proefverkweldering van één jaar vóór – tot het tiende jaar na de uitpoldering. De presentie van de overige niet in de figuur getoonde brakke soorten kwam op géén van de transecten in één van de jaren boven de 10%, met uitzondering van Varkensgras.

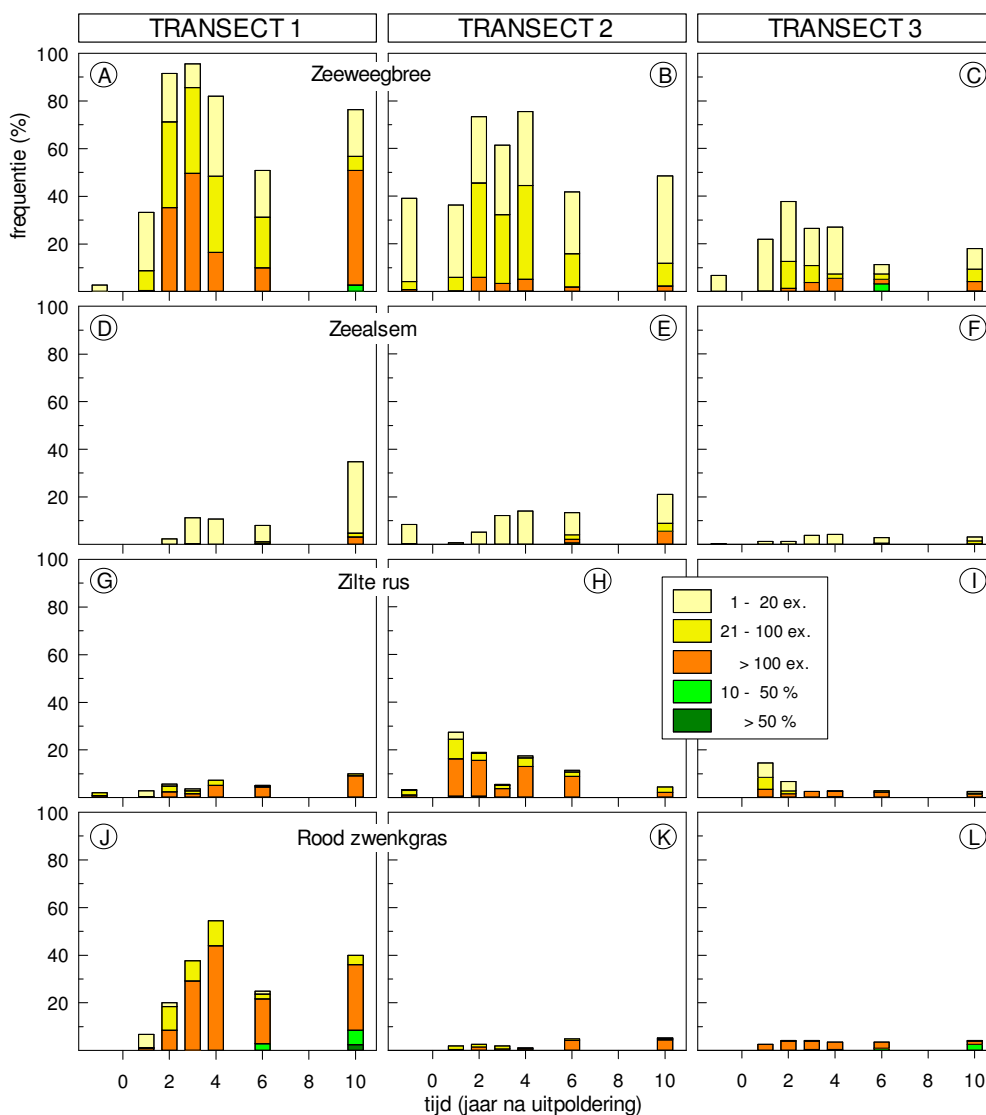


Figuur 4.32 Het voorkomen van geselecteerde eenjarige plantensoorten met een hoge zouttolerantie (zgn. halofyten; zouttolerantieklasse “2”; zie Tabel 3.2 en Tabel 4.7) in de transecten T1 t/m T3 van de Proefverkwelding van één jaar vóór – tot het tiende jaar na uitpoldering.

Tien jaar na uitpoldering leken enkele halofyten zich nog steeds verder uit te breiden of toe te nemen in abundantie. Zo heeft bijvoorbeeld Rood zwenkgras zich na uitpoldering gevestigd op de stukjes voormalige boerenkwelder van de transecten T1 en T3 en de abundantie ervan is hier in de loop der jaren toegenomen (Bijlage III; Figuur 4.34). Zeealsem heeft zich enkele jaren na uitpoldering gevestigd op de kreekranden in transect T2 en is hier tot in jaar 10 blijven toenemen (Bijlage III; Figuur 4.34). In het zesde jaar na uitpoldering vond een soortgelijke vestiging van Zeealsem plaats op de kreekranden in transect T1 (Bijlage III).



Figuur 4.33 Het voorkomen van geselecteerde meerjarige plantensoorten met een hoge zouttolerantie (halofyten, zouttolerantieklasse “2”; Tabel 3.2) in de transecten T1 t/m T3 van de Proefverkweldering van één jaar vóór – tot het tiende jaar na uitpoldering. De figuur geeft in combinatie met Figuur 4.34 de negen belangrijkste meerjarige soorten; zie Tabel 4.7 voor het voorkomen van de overige halofyten in deze jaren.



Figuur 4.34 Het voorkomen van geselecteerde meerjarige plantensoorten met een hoge zouttolerantie (halofyten, zouttolerantieklasse “2”; Tabel 3.2) in de transecten T1 t/m T3 van de Proefverkweldering van één jaar vóór – tot het tiende jaar na uitpoldering. De figuur geeft in combinatie met Figuur 4.33 de negen belangrijkste meerjarige soorten; zie Tabel 4.7 voor het voorkomen van de overige halofyten in deze jaren.

Andere halofyte soorten bereikten in de eerste jaren na uitpoldering een maximum dat gevolgd werd door een stabilisatie of lieten in de jaren daarna weer een afname zien. Opvallend is de blijvend hoge 100% aanwezigheid en hoge abundantie van Klein schorrenkruid op transecten T2 en T3 volgend op de snelle uitbreiding na uitpoldering (Bijlage III; Figuur 4.32-Figuur 4.34). Klein schorrenkruid is een eenjarige halofyt die geprofiteerd heeft van de verstoorde situatie ontstaan na uitpoldering. De soort kan zich hier zo goed handhaven vanwege de lage ligging van genoemde transecten in combinatie met de slechte ontwatering en de invloed van de beweiding (zie ook § 4.6.1). Op het hogergelegen transect T1 liet Klein schorrenkruid in het derde jaar na uitpoldering een maximum zien gevolgd door een lichte afname, zowel in presentie als abundantie (Figuur 4.32; Bijlage III).

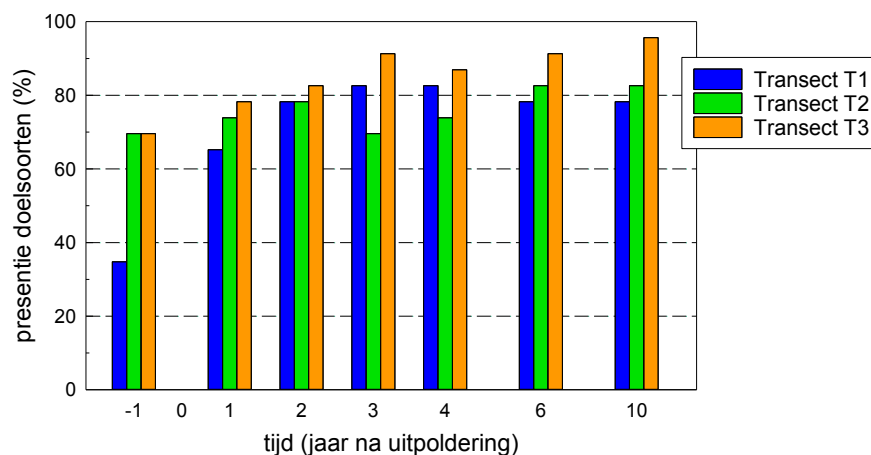
Herstel kweldervegetatie op basis van doelsoorten

Voor de Proefverkweldering zijn 23 plantensoorten als doelsoort gedefinieerd voor eventuele herstelprogramma's van Nederlandse vastelandkwelders in de Waddenzee (zie § 3.3.2). Op basis van de vestiging of aanwezigheid van de doelsoorten op de drie transecten, wordt hieronder een evaluatie van de Proefverkweldering gegeven op het niveau van de individuele soorten.

In de vastgelegde uitgangssituatie één jaar voor de uitpoldering bleek al een groot deel van de 23 doelsoorten in de Proefverkweldering aanwezig. Dit varieerde van 35% op het hogergelegen transect T1 tot 70% op de transecten T2 en T3 (Figuur 4.35). Voor de drie transecten bij elkaar opgeteld, waren vanaf het tweede jaar na uitpoldering ten minste 80% van de doelsoorten jaarlijks aanwezig. In het tiende jaar werden 22 van de 23 doelsoorten in de transecten aangetroffen; alleen Riet ontbrak. Wel werd Riet buiten de transecten in de Proefverkweldering aangetroffen; voor het eerst in het zesde jaar na uitpoldering (zie § 4.6.1) gevolgd door een tweede vestiging die in het twaalfde jaar in het lage centrale deel van de Proefverkweldering werd opgemerkt. Op Transect T3 waren bijna elk jaar meer doelsoorten aanwezig dan op de andere twee transecten.

Op transect T2 zijn binnen de onderzoeksperiode, met uitzondering van Riet, wel alle doelsoorten ten minste eenmaal aangetroffen, maar nooit allemaal tegelijk in hetzelfde jaar. Zo was bijvoorbeeld Aardbeiklaver hier wel in de uitgangssituatie aanwezig maar is als gevolg van de uitpoldering in het tweede jaar hier verdwenen. Binnen transect T1 zijn de twee doelsoorten Gewone zoutmelde en Zeegerst nooit aangetroffen. Gewone zoutmelde is een soort van de lage kwelder en door de hoge ligging van transect T1 is dit transect voor deze soort als minder kansrijke groeiplaats te beschouwen. Zeegerst is in het laatste monitoringsjaar (in 2011) voor het eerst waargenomen binnen de transecten T2 en T3. Op de vastelandkwelders komt deze soort met name voor op de middelhoge tot hogere delen van de kwelder (Weeda *et al.* 2003) en zou dus potentieel ook op transect T1 kunnen voorkomen.

Op basis van de vegetatieontwikkeling op soortniveau en de hoge presentie van doelsoorten als maatlat kan worden geconcludeerd dat voor planten de Proefverkweldering bijzonder succesvol is verlopen.



Figuur 4.35 Het aantal doelsoorten dat op de drie permanente transecten werd aangetroffen tijdens de soortkarteringen in het jaar vóór uitpoldering t/m het tiende jaar na uitpoldering, uitgedrukt als percentage van de aangemerkte 23 doelsoorten (zie Tabel 3.2).

4.6.3 Vegetatiesamenstelling in permanente kwadraten

In de Proefverkweldering kan de invloed van de beweiding op de vegetatieontwikkeling alleen op basis van een vergelijking tussen de vegetatieontwikkeling binnen en buiten de exclusures worden geëvalueerd. In tegenstelling tot de analyse van de transect gegevens op soortsniveau, is er voor gekozen om de analyse naar de invloed van de beweiding op gemeenschapsniveau (vegetatietypen) uit te voeren. Hiervoor zijn de vegetatieopnamen van de PQ's in de Proefverkweldering met behulp van het programma SALT08 (Kers *et al.* 2008) ingedeeld naar vegetatietypen. SALT08 is een voor de Nederlandse kwelders opgestelde vaste typologie voor kweldervegetaties. Deze typologie is mede bedoeld voor de classificatie van vegetatieopnamen. In de Proefverkweldering zijn 72 PQ's uitgelegd die in de periode van elf jaar van één jaar vóór de uitpoldering t/m tien jaar erna zeven maal zijn opgenomen. Dit heeft geresulteerd in totaal in 504 opnamen (Tabel 4.9).

De vegetatie van een groot deel van de opnamen die in het jaar vóór uitpoldering gemaakt zijn plus een aantal uit de eerste jaren daarna voldeden niet aan de hoofdvoorwaarden van de SALT08-typologie en vormden volgens SALT08 geen kweldervegetatie. In deze opnamen kwamen geen of slechts sparszaam zilte soorten voor en kregen van ons de code 'Nzg' (afkorting voor niet-zilt grasland; Tabel 4.9).

Bij 42 van de 504 opnamen was de vegetatie binnen het PQ niet homogeen toen de opname gemaakt werd. De classificatie van niet homogene opnamen met behulp van de SALT08-sleutel kan problematisch zijn. De inhomogeniteit werd meestal veroorzaakt door een klein verschil in hoogteligging of door een sterk vertrapte plek binnen het opnamevlak. In de praktijk betekende dit dat twee of drie verschillende SALT08-typen binnen één PQ voorkwamen. Voor de presentatie en beschrijving van de vegetatieontwikkeling zijn de inhomogene opnamen op basis van de soortensamenstelling zo goed mogelijk handmatig ingedeeld (Tabel 4.8).

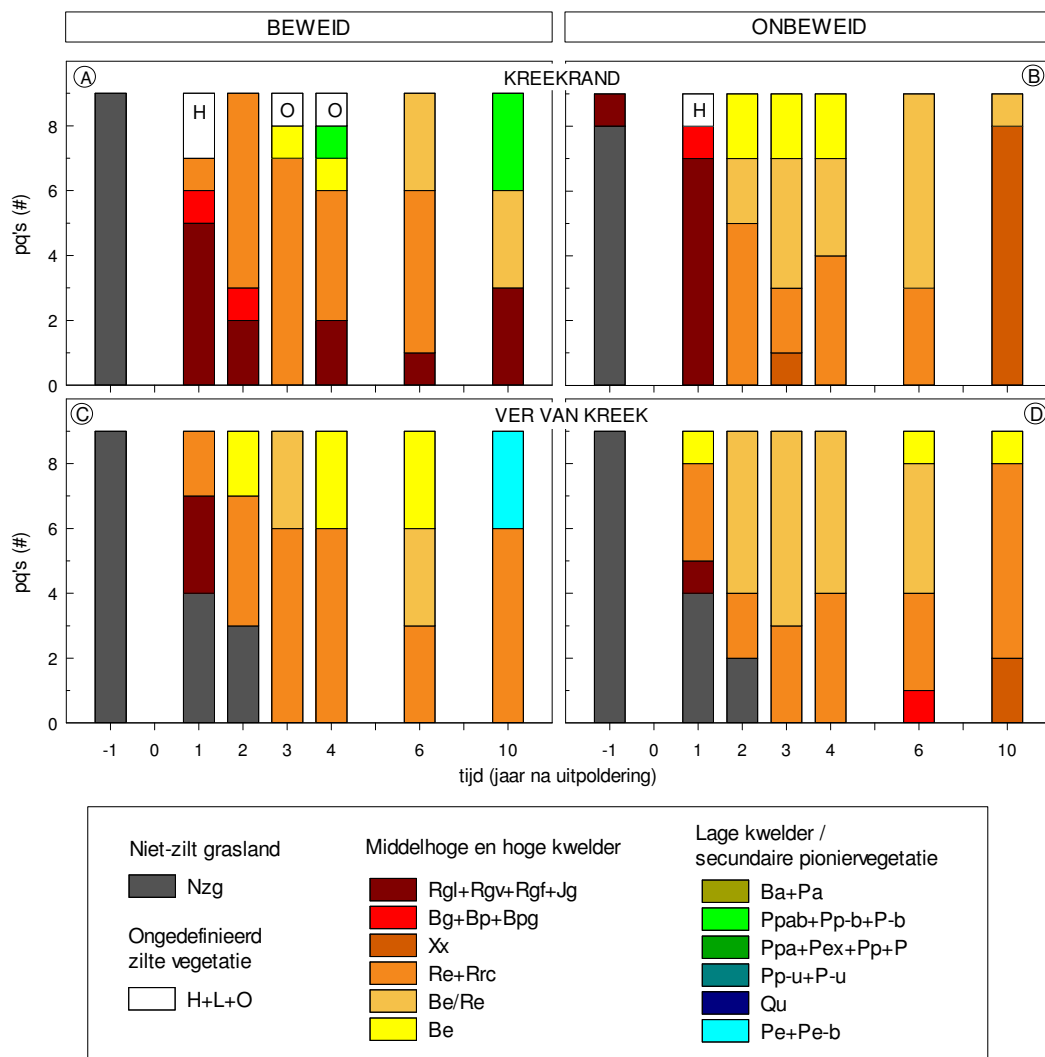
Op basis van de SALT08-typologie was het niet altijd goed mogelijk een onderscheid te maken tussen de twee vegetatietypen met een hoge bedekking van Kweek: het brakke Kweek-type Be en het Kweek-type van de hoge kwelder Re. Deze twee vegetatietypen kunnen vooral in het geval van soortenarmere opnamen in soortensamenstelling zeer dicht bij elkaar liggen maar verschillen ecologisch gezien in standplaats. Het brakke Kweek-type (Be) komt voor op nattere plekken die door zowel zoet als zout water worden beïnvloed. Dit zijn vaak lagergelegen en/of slechter ontwaterde plekken waar bijvoorbeeld regenwater stagneert. Kweekgemeenschappen van de hoge kwelder (Re) komen voor op drogere en hierdoor hogergelegen en/of beter ontwaterde standplaatsen. Opnamen van de Proefverkweldering waarin niet voldoende onderscheidende soorten aanwezig waren voor een eenduidige indeling naar één van de twee typen kregen de code Be/Re. Dit betrof 15% (77) van het totaal aantal opnamen uit de Proefverkweldering (Tabel 4.9).

Tabel 4.8 Toedeling van alle niet homogene opnamen in de Proefverkweldering (PP) en op de aanliggende kwelder (KW) op basis van de soortensamenstelling.

| Toedeling inhomogene opnamen | Aantal PQ's |
|---|-------------|
| Niet-zilt grasland (Nzg) | 8 |
| Op basis van dominante soort is > 50 % van opnamevlak tot één SALT08-type te rekenen | 16 |
| Meerdere verwante SALT08-typen mogelijk die in figuur 4.30 t/m 4.32 zijn samengenomen | 5 |
| Ongedefinieerd hoge en middelhoge kwelder (H) | 4 |
| Ongedefinieerd lage kwelder en secundaire pioniervegetatie (L) | 6 |
| Ongedefinieerd kweldervegetatie (O) | 3 |
| Totaal | 42 |

Tabel 4.9 Toedeling van de vegetatieopnames van de PQ's in de Proefverkweldering aan vegetatietypes van het opgestelde vaste typenstelsel voor Nederlandse kwelders SALT08 (Kers 2013). De tabel geeft een overzicht van de toedeling van de opnames op basis van de SALT08-typologie. Tevens geeft de tabel de overeenkomst tussen de typologie van SALT08 en Plantengemeenschappen van Nederland (VVN; Schaminée *et al.* 1996, 1998). Zie tekst voor verdere toelichting.

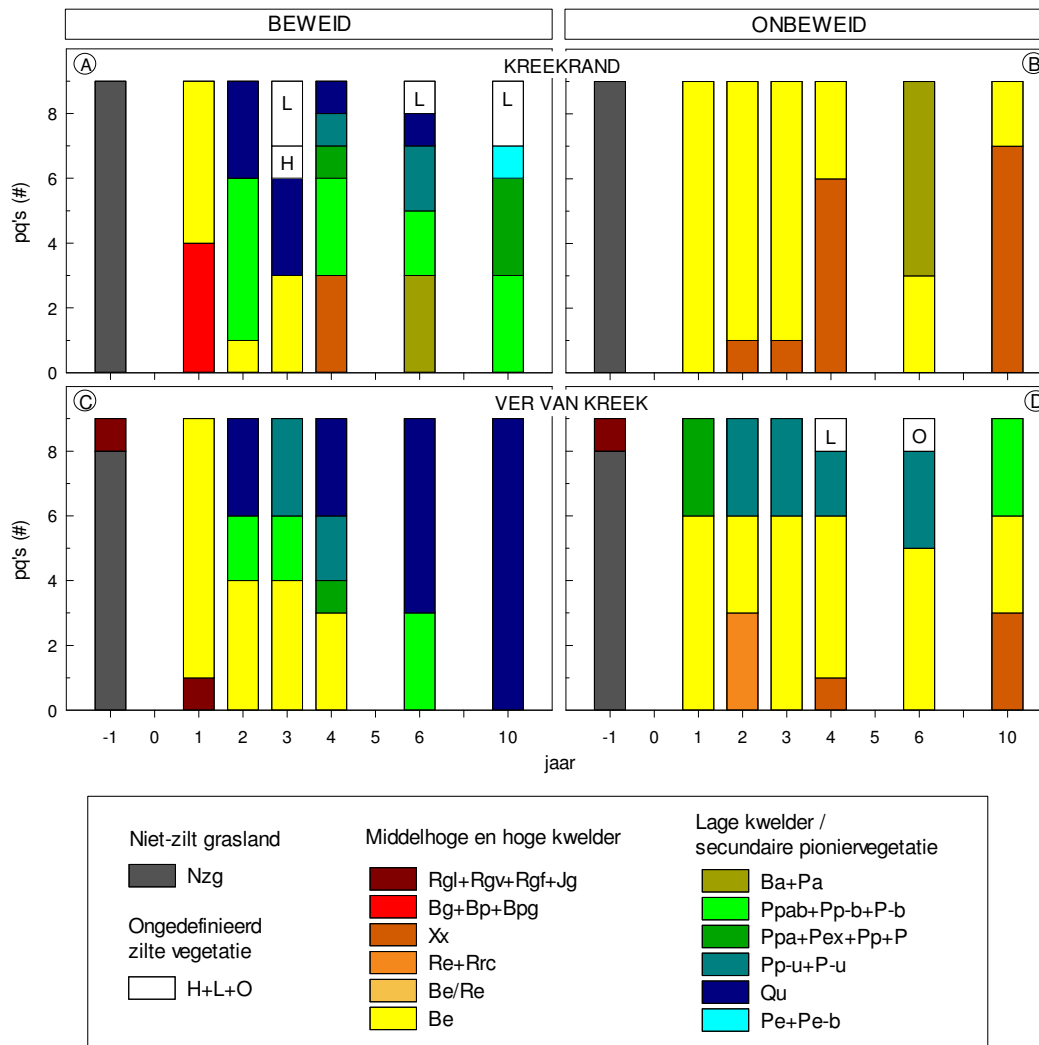
| Vegetatietype | | Aantal PQ's | Omschrijving |
|---|---------------|-------------|--|
| SALT08 | VVN | | |
| <i>Niet-zilt grasland</i> | | | |
| Nzg | 12RG | 82 | Zilte soorten ontbreken of zijn nauwelijks aanwezig |
| <i>Ongedefinieerde kweldervegetatie</i> | | | |
| O* | - | 3 | Ongedefinieerde kweldervegetatie |
| <i>Hoge en middelhoge kwelder (incl. brakke typen)</i> | | | |
| Rgv | 12RG | 6 | Engels raaigras >10 % |
| Rgl | 12Ba3a | 17 | Veldgerst >1 % |
| Rgf | 12BaRG | 1 | Rood zwenkgras >15 % |
| Jg | 26AcRG | 2 | Fioringras \geq 15 %, relatief hoge bedekking soorten van middelhoge kwelder |
| Bg | 12RG03 | 2 | Fioringras >25 %, bedekking soorten van nat milieu (excl. Fioringras) > soorten van droog milieu |
| Bp | 12RG | 2 | Zilverschoon >25 %, bedekking soorten van nat milieu (excl. Fioringras) > soorten van droog milieu |
| Bgp | 12RG | 4 | Zilverschoon codominant (>25 %) |
| Rrc | 26RG | 2 | Akkerdistel >25 % |
| Re | 12RG | 57 | Kweek >25 %, bedekking soorten van droog milieu > soorten van nat milieu (excl. Fioringras) |
| Be/Re | 12BaRG/12RG | 77 | niet eenduidig als Re of Be te classificeren |
| Be | 12BaRG | 107 | Kweek >25 %, bedekking soorten van nat milieu (excl. Fioringras) > soorten van droog milieu |
| Xx | 26RG | 33 | Spiesmelde dominant (> 50 %) |
| H * | - | 4 | Ongedefinieerde hoge kweldervegetatie |
| Rgl/Rgv/Rgf/Rpf/Jz/Jg* | - | 2 | Jz: Zeealsem > 15%; Rpf: Rood zwenkgras > 15% en Zilverschoon > 25%; verder zie individuele typen |
| Re/Rrc * | - | 1 | Zie individuele typen |
| <i>Lage kwelder en secundaire pioniervegetatie (incl. brakke typen)</i> | | | |
| Pa | 26AaRG | 3 | Zulte codominant, soortenarm |
| Ba | 26RG04 | 6 | Zulte codominant, soortenarm met soorten van brak milieu |
| Ppa | 26Aa1a | 1 | Gewoon kweldergras en Zulte codominant |
| Ppab | 26Aa1a | 3 | Gewoon kweldergras en Zulte codominant met soorten van brak milieu |
| Pex | 26Aa1a | 1 | Melkkruid > 25 % en Gewoon kweldergras \geq 25 % |
| Pp | 26Aa1a | 3 | Gewoon kweldergras dominant, soortenarm |
| Pp-b | 26Aa1c | 22 | Gewoon kweldergras dominant, soortenarm met soorten van brak milieu |
| Ppu | 26Aa1a | 15 | Klein schorrenkruid > 25 % en Gewoon kweldergras codominant (> 25 %) |
| P | 26Aa1a | 3 | IJle begroeiing (5–25 % bedekking) van Gewoon kweldergras |
| P-b | 26A1c | 2 | IJle begroeiing (5–25 % bedekking) van Gewoon kweldergras met soorten van brak milieu |
| P-u | 25Aa3 | 4 | Klein schorrenkruid dominant (> 25%) en Gewoon kweldergras > 5 % |
| Qu | 25Aa3 | 29 | Klein schorrenkruid dominant (>25%). |
| Pe | 26AbRG/26Ab1a | 1 | Stomp kweldergras en Zilte schijnspurrie > 5% |
| Pe-b | 26RG02 | 3 | Stomp kweldergras en Zilte schijnspurrie > 5% met soorten van brak milieu |
| Pex/Pp* | - | 1 | Zie individuele typen |
| L * | - | 6 | Ongedefinieerde lage kweldervegetatie |
| Totaal | | 504 | |



Figuur 4.36 De vegetatieontwikkeling in de hoge delen van de Proefverkweldering (locaties 1 t/m 6) op basis van de PQ-opnamen van het laatste jaar vóór uitpoldering en het eerste t/m het vierde jaar, het zesde en het tiende jaar na uitpoldering. De PQ's zijn uitgesplitst naar beweiding en ligging ten opzichte van de gegraven kreen. Per paneel wordt de vegetatieontwikkeling in negen PQ's beschreven. De vegetatieopnamen zijn geclassificeerd met behulp van de SALT08-typologie (Kers 2013). In de figuur zijn meerdere SALT08-typen samengevat. De vegetatiecodering is conform de typologie van SALT08 en omschreven in Tabel 4.9. De exclusures zijn in het eerste jaar na uitpoldering (jaar 1) geplaatst; dit betekent dat de onbeweide PQ's in de uitgangssituatie (de jaren -1 en 0) werden beweide. Zie tekst voor verdere toelichting.

Hogergelegen PQ's

Bij de hogergelegen PQ's was het verschil in vegetatieontwikkeling tussen de beweide en onbeweide situatie minder sterk dan bij de lagergelegen PQ's. In de meeste PQ's van de hogergelegen locaties ontwikkelde zich binnen de eerste drie jaren na uitpoldering een door Kweek gedomineerde vegetatie (Figuur 4.36). In sommige gevallen verliep deze ontwikkeling via een stadium met een hoge bedekking van Fioringras en/of Engels raagrass (Rgl, Rgv). In de hoogstgelegen PQ's (locaties 1 t/m 3) ontwikkelde zich veelal een Kweekvegetatie van de hoge kwelder (Re) terwijl de Kweekvegetatie in de maar iets lagergelegen PQ's (locaties 4 t/m 6) vaak tot het brakke Kweek-type (Be) hoorde. Daarnaast was een groot aandeel van de vegetatie niet eenduidig in één van deze twee typen in te delen. Dit was vooral het geval bij de onbeweide PQ's omdat de vegetatie daar over het algemeen soortenarmer was.



Figuur 4.37 De vegetatieontwikkeling in de lage delen van de Proefverkweldering (locaties 7 t/m 12) op basis van de PQ-opnamen van het laatste jaar voor uitpoldering en het eerste t/m het vierde jaar, het zesde en het tiende jaar na uitpoldering. De PQ's zijn uitgesplitst naar beweiding en ligging ten opzichte van de gegraven kreeken. Zie Figuur 4.36 voor verdere toelichting.

Alleen op de kreekrand van de hogere delen was er enigszins een verschil te zien tussen de vegetatieontwikkeling in de beweide en onbeweide situatie (Figuur 4.36). Dit kwam grotendeels door een afwijkende vegetatieontwikkeling in de beweide PQ's van locatie 6. In deze PQ's waren gedurende de monitoringsjaren na uitpoldering in plaats van Kweekvegetatie veelal gemeenschappen met hoge bedekkingen van Fioringras en/of Zilver schoon aanwezig (Rgl, Bpg). Na de verandering van runderbeweiding naar een paardenbeweiding met een veel hogere dichtheid, had zich in het tiende jaar na uitpoldering in de beweide PQ's van locatie 6 zich een vegetatietype van de lage kwelder met Gewoon kweldergras ontwikkeld. Daarnaast werden in het tiende jaar op de kreekrand in drie andere beweide PQ's (locatie 2) de hoogopgaande Kweekvegetatie vervangen door kortere graslandvegetatie waarin Fioringras domineerde. Het lijkt aannemelijk dat de ontwikkeling van de kortere graslandvegetatie op de kreekranden is veroorzaakt door een hogere veedichtheid en graasdruk.

Lagergelegen PQ's

Op de lagere delen was in de beweide situatie sprake van een hogere variatie aan vegetatietypen in vergelijking met de onbeweide PQ's (Figuur 4.37). In de niet beweide PQ's ontwikkelde zich na uitpoldering voornamelijk het brakke Kweek-type (Be). Daarentegen leidde beweiding in de lagere delen tot de ontwikkeling van een hoog aandeel PQ's met vegetatietypen van de lage kwelder met Gewoon kweldergras en secundaire pioniervegetatie met Klein schorrenkruid (Qu).

Naast beweiding was ook de ligging ten opzichte van de kreek en daarmee o.a. de mate van ontwatering van grote invloed op de vegetatieontwikkeling. Op de beter gedraineerde kreekrand is in de beweide situatie het aandeel secundaire pioniervegetatie en Kweek-vegetatie gedurende de tien jaar na uitpoldering afgenomen en hebben meer grazige vegetatietypen met Gewoon kweldergras zich uitgebreid (Figuur 4.37). Op ruime afstand van de kreek heeft een slechtere afwatering in combinatie met vertrapping door het vee in de tien jaar geleid tot een sterke toename van secundaire pioniervegetatie met Klein schorrenkruid. In het tiende jaar was dit het meest extreem en waren zelfs alle beweide PQ's ver van de kreek met Klein schorrenkruid-vegetatie begroeid (Figuur 4.37).

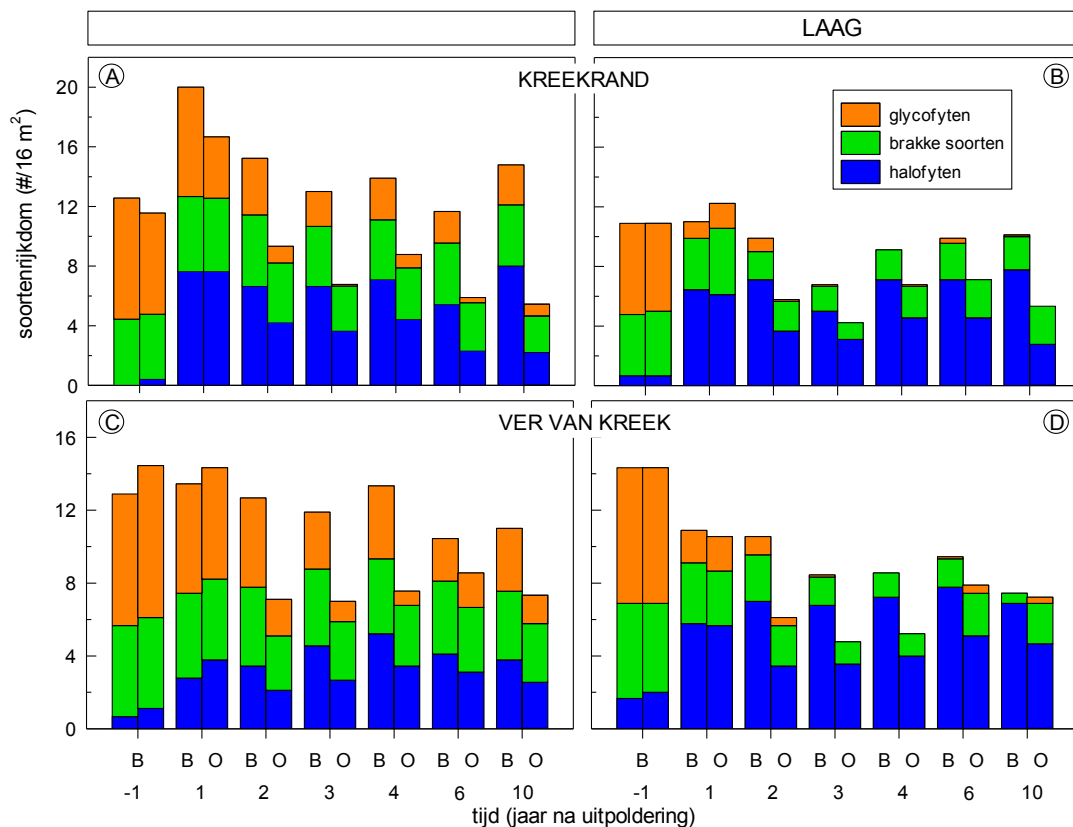
Op ruime afstand van de gegraven kreek, was op één locatie (locatie 11) sprake van een gestagneerde afwatering. Waarschijnlijk als gevolg van de geringe bodemaeratie ontwikkelde zich hier in de onbeweide situatie een soortenarme Gewoon kweldergras-/Klein schorrenkruid-vegetatie (Pp-u). Voor de onbeweide situatie is dit de enige locatie waar zich gedurende de eerste tien jaren van de Proefverkweldering geen Kweek-vegetatie heeft ontwikkeld.

Na uitpoldering was in een aantal voornamelijk onbeweide PQ's dicht bij de kreek sprake van een ontwikkeling van een Spijesmelde-vegetatie (Xx; Figuur 4.36 en Figuur 4.37). De ontwikkeling naar een dominantie van Spijesmelde ging gepaard met het instorten van de dominantie van Kweek. In de literatuur is een tijdelijke vervanging van Zeekweek door Spijesmelde wel beschreven als een gevolg van een bijzonder hoge sedimentatie in de voorafgaande winter. In de Proefverkweldering was geen eenduidige samenhang tussen een hoge stormindex (§ 2.2; Tabel 2.3) en de ontwikkeling van een Spijesmelde-vegetatie. In de Proefverkweldering waren vooral in 2005 en 2011 veel PQ's (respectievelijk 10 en 20 PQ's) begroeid met Spijesmelde-vegetatie. De winter van 2004/05 had wel een hoge stormindex maar dit was niet het geval voor de winter van 2010/11 (Tabel 2.3). In de meeste PQ's was de Spijesmelde-vegetatie van 2005 in 2007 vervangen door een dominantie van Zulte (Pa, Ba). Een groot deel van dezelfde PQ's was in 2011 weer begroeid met Spijesmelde. De verwachting is dat ook de Spijesmelde-vegetatie in 2011 van tijdelijke aard is.

De beweiding had in het algemeen een positief effect op het aantal soorten of de soortenrijkdom per PQ (Figuur 4.38). Dit effect was het sterkst in de hoge delen van de Proefverkweldering, waar de soortenrijkdom hoger was dan in de lage delen. Door het uitsluiten van de beweiding ontwikkelde zich in de exclusures een hoogopgaande vegetatie van vooral Kweek (vgl. Figuur 4.36 en Figuur 4.37) waardoor een aantal soorten moeite had zich hier te handhaven, dan wel te vestigen. Zo namen de glycofyten en brakke soorten in de onbeweide PQ's sneller af dan in de beweide situatie, terwijl tegelijkertijd het aantal zoute soorten in de beweide situatie een snellere toename liet zien dan in de onbeweide situatie.

De verwachting is dat in de onbeweide situatie de Kweekvegetatie op korte of langere termijn vervangen zal worden door een vegetatie van Zeekweek. In vrijwel alle studies komt bij een beheer van "niets doen" of *laissez faire* een vegetatie gedomineerd door Zeekweek als eindstadium van kwelderontwikkeling naar voren (Bakker *et al.* 1997, 2003). Voor brakke omstandigheden wordt een soortenarme Rietvegetatie als eindstadium van kwelderontwikkeling gezien (Raabe 1981; Esselink 2000). Alleen in uitzonderlijke situaties, daar waar bijvoorbeeld sprake is van een bijzonder lage

sedimentatie of relatief natte omstandigheden, lijkt de ontwikkeling naar een Zeekweekvegetatie uit te blijven, dan wel bijzonder traag te verlopen (Veenklaas 2013). In de Proefverkweldering vormt de hierboven genoemde locatie 11 een voorbeeld waar door de gestagneerde ontwatering in de onbeweide situatie vestiging en uitbreiding van Zeekweek voorlopig minder waarschijnlijk is. De verwachting voor de overige exclusures in de Proefverkweldering is dat bij eventuele instandhouding ervan, deze geleidelijk door Zeekweek overheerst gaan worden. Zeekweek werd in het tweede jaar na uitpoldering voor de eerste maal in enkele PQ's aangetroffen; in het vierde jaar al in bijna 20% en in het tiende jaar in 33% van de onbeweide PQ's. Voor het behoud en verdere ontwikkeling van een gevarieerde kwelderbegroeiing in de Proefverkweldering vormt beweiding daarom een belangrijk beheerinstrument.



Figuur 4.38 Vergelijking tussen de ontwikkeling van het gemiddeld aantal soorten per PQ tussen de beweide en onbeweide situatie in de Proefverkweldering en opgesplitst naar zouttolerantie van de aangetroffen soorten. In de beweide situatie en de exclusures van één jaar voor uitpoldering, één tot vier, zes en tien jaar na uitpoldering in (A) het hoge (westelijke) en (B) het lage (oostelijke) deel van de Proefverkweldering. Voor de indeling van plantensoorten naar zouttolerantie is dezelfde klasse-indeling gebruikt als bij de transecten (Tabel 3.2). De PQ's zijn op dezelfde wijze in vier gelijke groepen ingedeeld als in Figuur 4.36 en Figuur 4.37: op kreekranden in (A) het hoge en (B) het lage deel van de Proefverkweldering (resp. locaties 2, 4, en 6 en locaties 8, 10 en 12) en op grotere afstand van de kreeken in (C) het hoge deel en (D) lage deel (resp. locaties 1, 3, en 5 en locaties 7, 9 en 11). De exclusures zijn in het eerste jaar na uitpoldering (jaar 1) geplaatst; dit betekent dat de onbeweide PQ's in de uitgangssituatie (de jaren -1 en 0) werden beweid. B = Beweid, O = Onbeweid.

4.6.4 Discussie vegetatieontwikkeling

Binnen een periode van tien jaar is de vegetatie van de Proefverkweldering ingrijpend veranderd. Voor de uitpoldering werd het gebied volledig bedekt door een vegetatie van Fioringras en Engels raaigras waarin nauwelijks of geen zouttolerante planten voorkwamen, het zogenaamde *niet-zilt grasland*. Deze vegetatie is binnen een periode van tien jaar in zijn geheel vervangen door verschillende vegetatietypes van de lage -, brakke - en hoge kwelder plus voor een belangrijk deel door een zgn. secundaire pioniervegetatie van Klein schorrenkruid en Zeekraal (Figuur 4.27). Wanneer op soortniveau naar het optreden van doelsoorten wordt gekeken lijkt er, als ook het voorkomen buiten de transecten wordt meegerekend, geen enkele plantensoort in de Proefverkweldering te ontbreken (§ 4.6.2; Figuur 4.35). Dit laatste resultaat vormde vier jaar na uitpoldering mede aanleiding te concluderen dat de Proefverkweldering een succes was (Tekstkader II; van Duin *et al.* 2007; Beintema 2007).

Er kunnen een tweetal kanttekeningen bij de vegetatieontwikkeling in de Proefverkweldering worden geplaatst. In de eerste plaats zou idealiter de mate van succes moeten worden bepaald op basis van te voren opgestelde doelen. Nu is achteraf een maatlat gezocht om het succes te meten. Een tweede kanttekening, die ook door van Duin *et al.* (2007) is gemaakt op basis van de vegetatieontwikkeling t/m het vierde jaar na uitpoldering, is dat het om een momentopname gaat. Dit geldt ook voor de ontwikkeling t/m het tiende jaar. Er is misschien niet voldoende stilgestaan bij het perspectief op de langere termijn. De vegetatie kan – onder meer als gevolg van de hoogteontwikkeling – op langere termijn voortgaande veranderingen laten zien. Ook zijn er voor de beheerder mogelijkheden om de vegetatieontwikkeling in een meer gewenste richting te sturen. Hieronder zal op beide kanttekeningen nader worden ingegaan.

Een beweidbare kwelder als a-priori-doelstelling

Voordat de Proefverkweldering van start ging is door It Fryske Gea als doelstelling geformuleerd de ontwikkeling van een *beweidbare kwelder* (van Duin *et al.* 2007). De vraag of deze doelstelling is gerealiseerd is echter lastig te beantwoorden, omdat het niet duidelijk is wat onder een beweidbare kwelder moet worden verstaan. De herkomst van de term beweidbare kwelder ligt waarschijnlijk in de zogenaamde delimitatiecontracten die in de jaren dertig van de vorige eeuw zijn afgesloten tussen de Staat der Nederlanden en de oevereigenaren langs de Friese en Groninger waddenkust. Voordat het Rijk hier toen met landaanwinningswerken kon beginnen moest er namelijk eerst overeenstemming worden bereikt met de oevereigenaren over de eigendomskwestie (Dijkema *et al.* 2001). Het gebied waarin de oevereigenaren het recht van oeveraanwas behielden wordt begrensd door de delimitatielijnen op 300 meter zeewaarts van de toen bestaande kwelder. Het Rijk heeft daarbij zich verplicht in deze strook (de delimitatiezone) landaanwinningswerken aan te leggen en te onderhouden totdat deze strook zich tot een *beweidbare kwelder* had ontwikkeld (Dijkema *et al.* 2001). Hieruit kan worden geconcludeerd dat het bij het begrip beweidbare kwelder om een grazige kwelder met dus een hoge bedekking aan grassen zou moeten gaan. Toen omstreeks 2000 naar een aanpassing werd gezocht van de delimitatiecontracten om te zorgen voor een betere aansluiting op de gewijzigde doelstelling van het Rijk voor de landaanwinningswerken, namelijk het behoud en de ontwikkeling van een natuurlijker kwelder, bleek de term beweidbare kwelder een moeilijk begrip waaraan geen vaste criteria waren verbonden (pers. meded. Kees Dijkema). Dit is ook van toepassing op de Proefverkweldering. Ruwweg de helft van het gebied was na tien jaar bedekt met een grazige vegetatie; de ander helft met de (niet-grazige) secundaire pioniervegetatie van Klein schorrenkruid en Zeekraal (Figuur 4.26). Overigens was het laaggelegen deel van de Proefverkweldering waar het

laatstgenoemde vegetatietype overheerste wel goed begaanbaar voor het vee. Het antwoord op de vraag of de van te voren opgestelde doelstelling is gerealiseerd, is dan misschien ook het beste te beantwoorden in de trant van 'Ja, ten dele' of 'Ja, maar niet helemaal'.

Beheer en vegetatieontwikkeling op langere termijn

Ook na tien jaar is het gebied nog steeds in ontwikkeling en zijn de inrichtingsmaatregelen uit 2001 en het huidige beheer van invloed op de vegetatieontwikkeling. De beweiding had niet overal eenzelfde effect op de vegetatie. In het hoge deel van de Proefverkweldering en langs de krekken leidde de beweiding tot een hogere soortenrijkdom per PQ (§ 4.6.3; Figuur 4.38). Bij beweiding kon Kweek zich goed handhaven (Figuur 4.28, Figuur 4.31) en was sprake van ontwikkeling van verschillende vegetatietypen met een hoog aandeel Kweek (Figuur 4.36). Deze Kweekdominantie hangt waarschijnlijk samen met de hoogteligging en verzilting. Bij eenzelfde hoogte hebben punten in de Proefverkweldering in vergelijking met de kwelder mogelijk een lager zoutgehalte (§ 4.5.1). Een brakke soort als Kweek lijkt hiervan te profiteren. Er zijn geen responsanalyses uitgevoerd tussen het optreden van plantensoorten en hoogte. Uit een globale vergelijking tussen de hoogtekarten van de vegetatietransecten en het optreden van Kweek kan echter worden opgemaakt dat bij een hoogte vanaf ongeveer 1.60 m +NAP de soort een belangrijke plaats kan innemen in de vegetatie. Bij een hoogte vanaf ongeveer 1.75 m +NAP lijken Roodzwenkgras en Engels raaigras meer ruimte te krijgen en kunnen ook soorten als Witte klaver, Aardbeiklaver en Rode ogentroost voorkomen. Het is echter niet reëel om ervan uit te gaan dat binnen afzienbare tijd een voortgaande hoogteontwikkeling uitzicht biedt op een opvolging in de vegetatieontwikkeling van de fase met veel Kweek door vegetatietypen met een hoger voorkomen van de vijf laatstgenoemde soorten. De kreekranden buiten beschouwing gelaten, liet het westelijke, hoge deel van de Proefverkweldering maar een geringe toename in hoogte zien: 2.0 mm per jaar tot 4.3 mm per jaar (SEB en opslibbingsplaten in resp. Tabel 4.4 en Tabel 4.5). Uitgaande van deze cijfers en verder gelijkblijvende omstandigheden zou voor een benodigde stijging van het maaiveld met ongeveer 10 cm al gauw een periode van ruwweg 30 jaar nodig zijn. Dit zou een nog langere periode worden als ook nog rekening wordt gehouden met de lange termijn stijging van het GHW van 2.2 mm per jaar (Figuur 2.2): er is dan nauwelijks nog sprake van een effectieve stijging van het maaiveld in het getijdenvenster.

Het niet beweiden leidde in de hooggelegen PQ's tot een sterke afname van het aantal plantensoorten per PQ (Figuur 4.38AC) voornamelijk als gevolg van de overheersing door Kweek. Bij eventuele verlaging van de veedichtheid of invoering van systeem van wisselbeweiding waarbij jaren met – en zonder beweiding worden afgewisseld (de Vlas *et al.* 2013; Nolte 2014) mag eenzelfde effect worden verwacht.

De vegetatieontwikkeling in het laaggelegen oostelijke deel van de Proefverkweldering werd overheerst door de ontwikkeling van een zgn. secundaire pioniervegetatie van Klein schorrenkruid en Zeekraal (§ 4.6.1; Figuur 4.26). In het zevende en tiende jaar bedekte dit vegetatietype bijna 50% van de Proefverkweldering. De hoge bedekking van dit vegetatietype wordt door de beheerder als minder gewenst beschouwd. In het najaar is er wel enige sprake van benutting door ganzen, maar in het voorjaar is deze vrijwel nihil (Bos *et al.* 2014; zie ook § 4.7.4). Ook voor broedvogels is dit vegetatietype minder aantrekkelijk (§ 4.8.4).

De exclusieproeven laten zien dat de beweiding een belangrijke rol speelt bij de ontwikkeling en het zich handhaven van deze secundaire pioniervegetatie (§ 4.6.3). In alle PQ's op alle laaggelegen locaties in de Proefverkweldering die ver van een kreek lagen werd de vegetatie in het tiende jaar gevormd door secundaire pioniervegetatie (Figuur 4.37C). Bij de herinrichting van de

Proefverkweldering zijn de aanwezige greppels gedempt op de plaatsen waar deze zouden aansluiten op de uitgegraven krekens. Hierdoor is de Proefverkweldering vernat; in het lage deel van de Proefverkweldering zodanig dat het water na een overstroming relatief lang in het maaiveld blijft staan. Wanneer dit in het weideseizoen optreedt, kan het effect van vertrapping erg groot zijn. De impact van beweiding wordt mogelijk nog versterkt doordat in zeer natte omstandigheden veel grassoorten overleven doordat wortels zuurstof van de bovengrondse delen ontvangen via een passieve uitwisselingstransport in de plant. Eénmaal afgebeten of vertrap is dit niet meer mogelijk en sterft de hele plant af.

Het hoge aandeel secundaire pioniervegetatie in de lage delen van de Proefverkweldering is dus een gevolg van de combinatie vernatting en beweiding. De ontwikkeling was minder sterk geweest als de greppels niet waren geblokkeerd. In dat geval waren veel greppels vanzelf geleidelijk dichtgeslibd, terwijl andere greppels op diepte waren gebleven of verder waren uitgeschuurd; een ontwikkeling die vergelijkbaar is met die op voormalige landaanwinningskwelders waar het greppelonderhoud is gestaakt ten behoeve van een meer natuurlijke ontwikkeling, zoals op de Dollardkwelders van Het Groninger Landschap (Esselink 2000; Esselink *et al.* 2002).

Vermindering van de beweiding is een voor de hand liggende optie om de ontwikkelingskansen van een meer grazige vegetatie te verhogen. Gezien de grote rol van vertrapping biedt een systeem van wisselbeweiding, waarbij een jaar met beweiding wordt afgewisseld met een herstelperiode van 1 – 2 jaar zonder beweiding naar onze inschatting meer perspectief dan een continue beweiding met een lage veedichtheid. Hier kan op relatief eenvoudige wijze mee worden geëxperimenteerd.

Het is lastig om te voorspellen of bij ongewijzigd beheer de secundaire pioniervegetatie niet vanzelf op korte of iets langere termijn zal afnemen. De toename van de maaiveldhoogte was in het lage deel van de Proefverkweldering veel hoger dan in het hoge westelijke deel (o.a. Tabel 4.3). Dit zou moeten resulteren in een verlaging van de overstromingsduur en betere kansen voor grassen. De hoogteontwikkeling zal echter op den duur gaan afvlakken. Van belang daarbij is dat niet verwacht mag worden dat de Proefverkweldering qua hoogteontwikkeling de achterstand op de aangrenzende kwelder helemaal zal inlopen en het gebied daardoor een laagte in het landschap zal blijven. Hoe de vegetatie zich ontwikkelt zal sterk afhangen van hoe de ontwatering zich zal ontwikkelen.



Foto 7 Zeegerst, doelsoort bij kwelderherstel en in 2011 aangetroffen in de Proefverkweldering op de transecten T2 en T3.

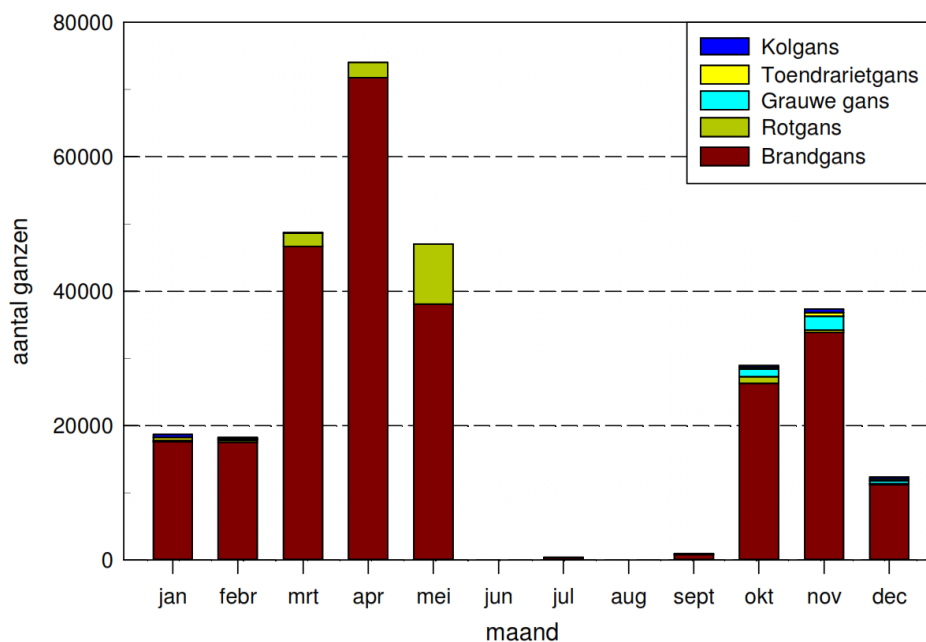
4.7 Ganzen

In het winterhalfjaar verblijven grote aantallen Brand- en Rotganzen in Nederland, met name tijdens de herfst- en voorjaars trek. De Brandgans komt sinds 1994 ook als broedvogel in Nederland voor. De pleisterende Brand- en Rotganzen foerageren vooral op kweldervegetaties en cultuurgraslanden. De Rotgans komt daarbij uitsluitend voor langs de kust. De Brandgans overwintert de laatste decennia ook massaal in het (Friese) binnenland, een ontwikkeling die niet los gezien kan worden van de groei van de populatie (van 267 000 in 1996/97 tot 770 000 in 200/11). In NFB zijn sinds 1996 jaarrond maandelijkse tellingen uitgevoerd met uitzondering van de seizoenen 1999/2000 en 2000/2001.

4.7.1 Aantallen Rot- en Brandganzen

Rot- en Brandganzen zijn beide talrijk in NFB, maar de Brandgans domineert met 91% van het totaal aantal doorgebrachte gansdagen in de periode 2002 – 2011. Rotganzen waren goed voor ruim 5% van het aantal gansdagen en Grauwe Gans voor 2%. Het aantal ganzen is in het voorjaar hoger dan in de herfst en de winter. Rotganzen zijn vooral in mei relatief veel aanwezig, maar in vergelijking met de Brandganzen gaat het nog steeds om relatief bescheiden aantallen (Figuur 4.39).

Bij alle overige soorten, te weten Toendrarietgans, Kolgans en nog 19 soorten ganzen of zwanen, ging het slechts om lage aantallen.



Figuur 4.39 Voor de vijf meest talrijke ganzensoorten in Noard-Fryslân Bûtendyks het gemiddelde aantal aanwezige ganzen over de periode 2002 – 2011.

Buitendijks

Het aantal Brandgansdagen was in het eerste seizoen waarin werd geteld (1996/97) het laagst met minder dan 6 miljoen gansdagen. De daaropvolgende jaren schommelde dit aantal op een hoger niveau. In de laatste twee seizoenen (2010/11 en 2011/12) lag het aantal Brandgansdagen op ruim 9 miljoen (zie Figuur 4.40). Het aantal Rotgansdagen lag veel lager; in de periode 1996 – 2012 nam het aantal Rotgansdagen in NFB aanvankelijk af van meer dan 1 miljoen in het seizoen 1996/97 naar rond de 400 000 in de seizoenen tot 2008, met wat grotere schommelingen in de laatste drie jaar.

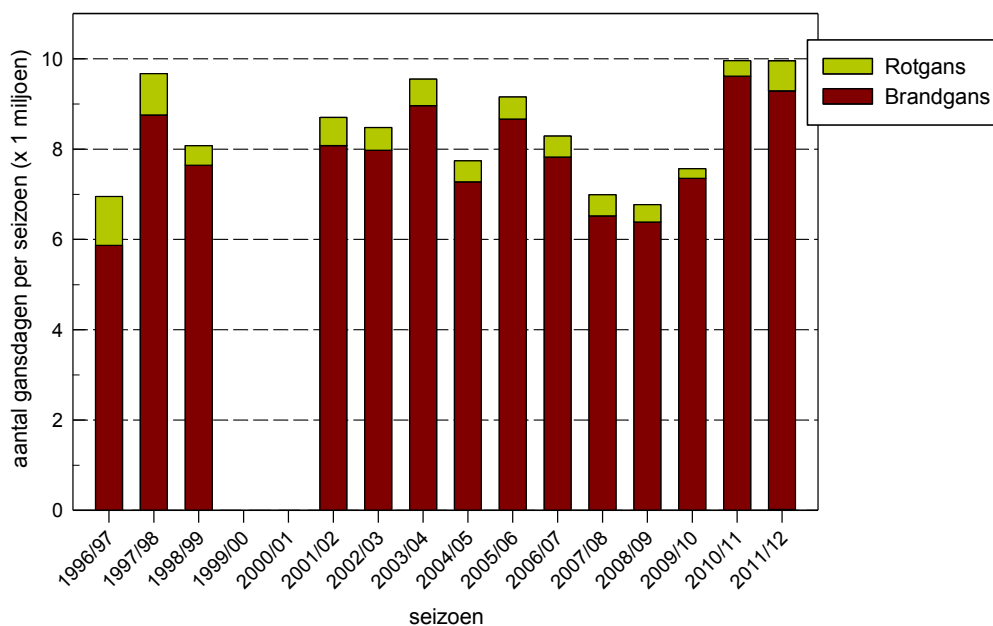
Voor de twee soorten samen lag het aantal gansdagen in het afgelopen decennium in geheel NFB gemiddeld op 2200 per ha.

Binnendijs

In de aangrenzende telgebieden binnendijs (zie Bijlage IV, Figuur 2 voor omgrenzing) werden geen hoge aantallen ganzen waargenomen. Het aantal gansdagen fluctueerde er rond de 3% van het totaal aantal gansdagen in NFB. Er was geen significante trend in de tijd (lineaire regressie $F_{1,13} = 0.89$, n.s.).

Proefverkweldering

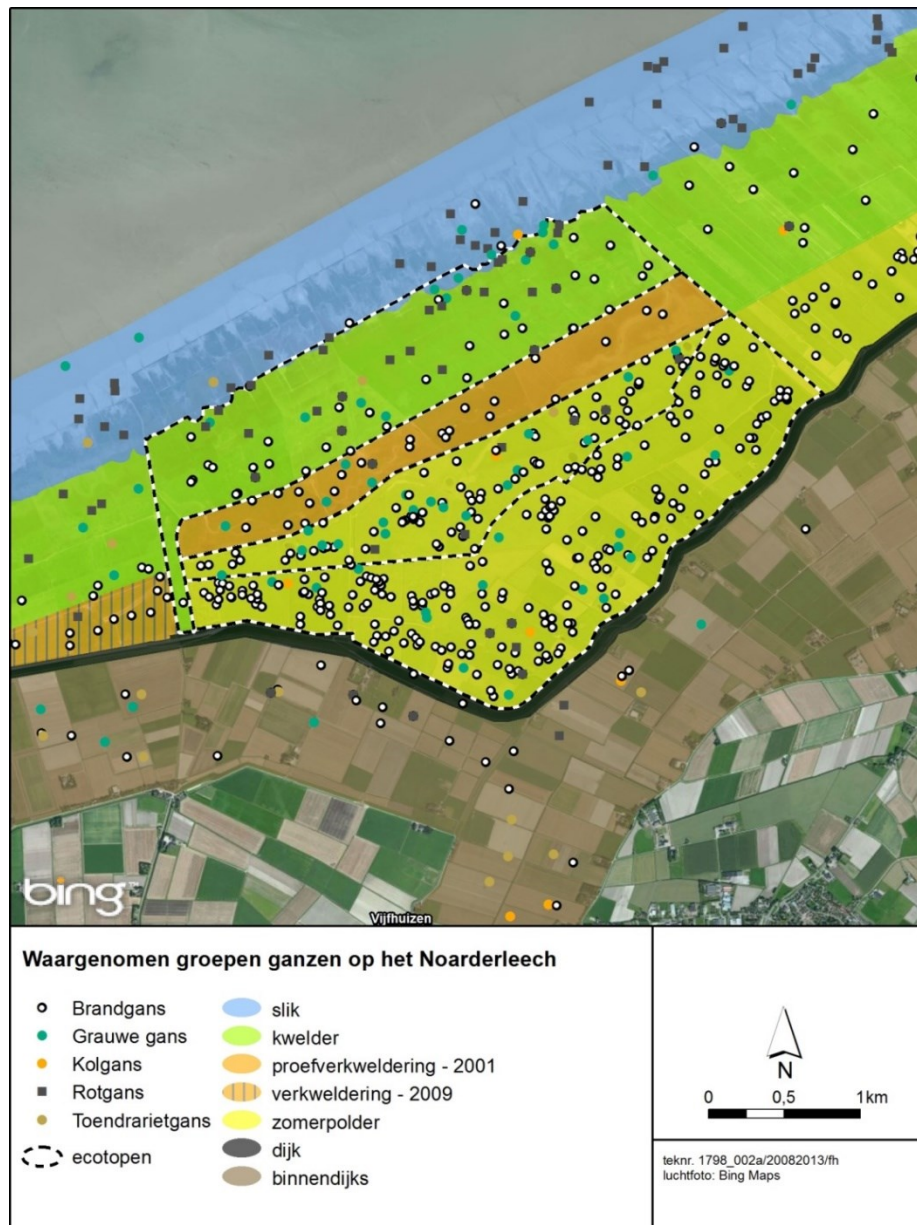
In de Proefverkweldering werden in de onderzoeksperiode incidenteel groepjes Rotganzen en Grauwe ganzen gezien. De Brandgans werd echter het meest waargenomen, maar daarbij ging het ook niet om grote aantallen. Voor de periode na de uitpoldering lag de gemiddelde dichtheid op 864 gansdagen per ha per seizoen, zonder een duidelijke trend in de tijd. Ter vergelijking: in heel NFB was dit gemiddeld 2200 gansdagen per ha. In de drie jaren voorafgaand aan de uitpoldering lag de benutting op 2071 brandgansdagen per ha per seizoen. Uit Figuur 4.41 blijkt dat de meeste groepen in het westelijke deel van de Proefverkweldering zijn waargenomen.



Figuur 4.40 Gemiddeld aantal Rotgans- en Brandgansdagen in NFB per seizoen over de periode 1996 – 2012. Seizoen 1996/97 geeft de periode 1 juli 1996 t/m 30 juni 1997, etc.

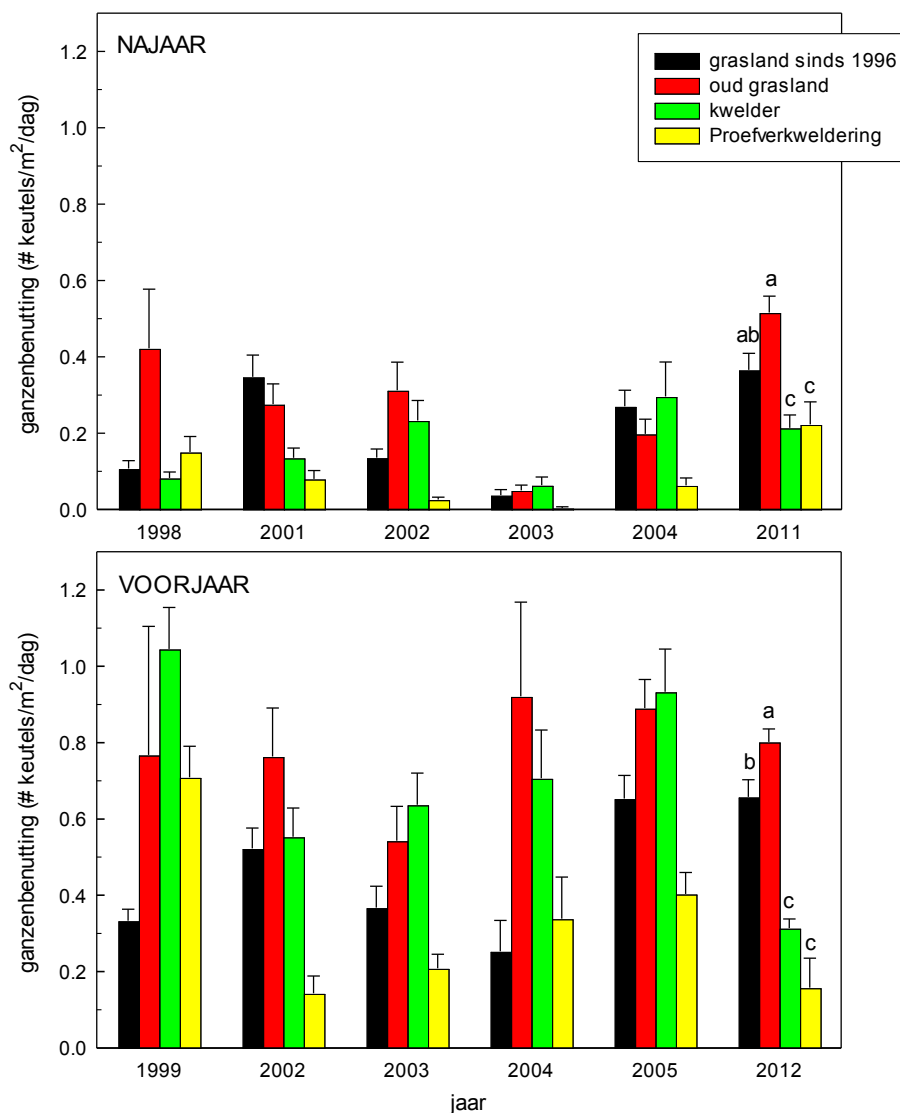
4.7.2 Metingen van de begrazingsdruk

Naast gansentellingen zijn in de jaren 1998 tot 2005 en in 2012 ook ganzenkeutels geteld op het Noarderleech. Deze tellingen (in aantal keutels per m² per dag) geven een goede schatting van begrazingsdruk door de ganzen en worden gepresenteerd in Figuur 4.42. Bij de keuteltellingen is geen onderscheid gemaakt tussen Rot- en Brandganzen. Door het grote aandeel aan Brandganzen in de gansentellingen nemen we aan dat de keuteltellingen in de zomerpolders (de graslanden) vooral op Brandganzen betrekking hebben. Op de kwelders zullen de resultaten mede door de Rotganzen zijn beïnvloed, met name in de maanden april en mei wanneer het aantal Rotganzen het hoogst is.



Figuur 4.41 Waargenomen groepen ganzen in het Noorderleech in de periode 2005/06 – 2011/12 (totaal ongeveer 80 tellingen).

Binnen het seizoen was de begrazingsdruk in het voorjaar hoger dan in het najaar en de winter (Figuur 4.42; Wald $\chi^2 = 48$, $P < 0.001$). Dit komt overeen met de resultaten van de ganzentellingen. De Proefverkweldering en de kwelder hadden in het laatste meetjaar beide een lagere ganzenbenutting dan de beide graslandtypen in de zomerpolder (GLM, Wald $\chi^2 = 107$, $P < 0.001$). Vooral in het voorjaar was het verschil groot. Ook in de andere jaren was de ganzenbenutting in de Proefverkweldering duidelijk lager dan in de zomerpolder of de kwelder. Wel liet de ganzenbenutting in de Proefverkweldering in het voorjaar de eerste jaren een jaarlijkse stijging zien, maar in 2012 lag het niveau opnieuw lager. Gezien het feit dat ook de benutting op de kwelder in het voorjaar van 2012 sterk achterbleef bij de eerdere jaren kan hier overigens dezelfde oorzaak achter zitten. Vanaf 2003 liet de ganzenbenutting in de herfst een toename zien in de Proefverkweldering en was in 2011 niet lager dan voor de ingreep. In het laatste meetjaar was er – mede door het hiervoor genoemde – geen statistisch significant verschil in begrazingsdruk tussen de Proefverkweldering en de kwelder.



Figuur 4.42 Begrazingsintensiteit in vier ecotopen in het Noorderleech, berekend in keutels per m² per dag. De figuren geven het najaar en het voorjaar van dezelfde telseizoenen weer. De foutenbalk geeft de standaardfout van het gemiddelde over de verschillende raaien. Voor het seizoen 2011/12 geven de letters binnen elk paneel aan welke waarden significant verschillend waren.

Benutting per vegetatietype

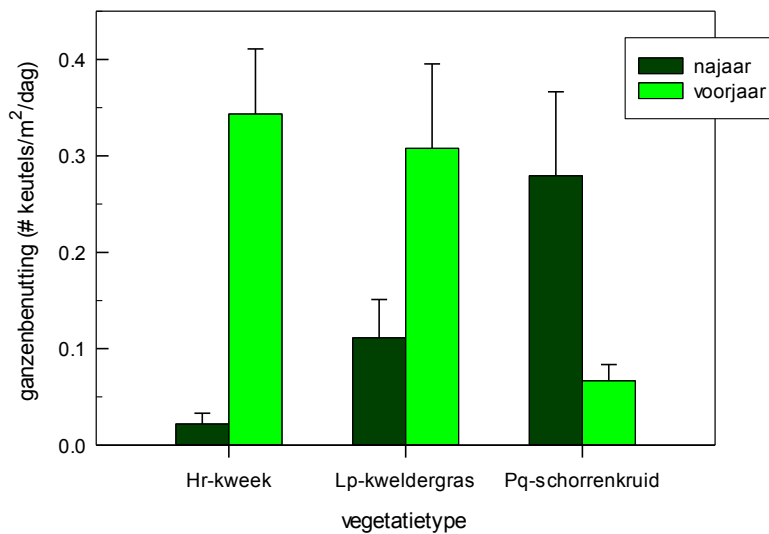
Bijna de helft van de Proefverkweldering bestond in 2011 uit secundaire pioniervegetatie met Klein schorrenkruid en Zeekraal (§ 4.6.1; Figuur 4.27). Verder was het vegetatietype met Kweek en het type met Gewoon kweldergras van belang. Al deze vegetatietypen werden door ganzen benut, zij het dat de begrazingsdruk in de Proefverkweldering sterk verschilde tussen de seizoenen (GLM, interactie periode*vegetatietype Wald Chi² = 54, $P < 0.001$). Het vegetatietype met Kweek werd in het voorjaar wél, maar in het najaar eigenlijk niet benut. Precies het tegenovergestelde was het geval met de secundaire pioniervegetatie, die wel in het najaar, maar niet in het voorjaar werd benut (Figuur 4.43).

Begrazingsdruk in de Proefverkweldering in relatie tot beweiding en maaiveldhoogte

Bij een eenmalige telling van keutels nabij en in de exclusies in mei 2012 is een duidelijk patroon in het terreingebruik door ganzen waargenomen (ANOVA hele model $F_{7,47} = 18.6$, $P < 0.001$). De dichtheid aan ganzenkeutels verschilde sterk tussen het laaggelegen deel van de Proefverkweldering

(locaties 9 t/m 12) en het hogergelegen westelijke deel (locaties 1 t/m 4; Figuur 4.44). Statistisch gezien was er sprake van een significante drie-weg interactie tussen maaiveldhoogte, beweiding en afstand tot de kreek ($F_{1,47} = 16.2$, $P < 0.001$).

In het hooggelegen westelijke deel waren geen opvallend grote verschillen tussen de beweidde situatie en de onbeweidde exclusures. In het laaggelegen deel daarentegen was dat anders. Daar bleek dat de onbeweidde vegetatie in de exclusures veel méér door ganzen werd benut dan de beweidde vegetatie buiten de exclusure (Foto 8). Op de oeverwal vlakbij bij de kreek viel dit effect nog mee, maar verder van de kreek werd nauwelijks een ganzenkeutel buiten de exclusure gevonden. In de beweidde situatie had zich op de oeverwal een vegetatie met Gewoon kweldergras ontwikkeld, terwijl verder van de kreek de Proefverkweldering hier werd bedekt met de secundaire pioniervegetatie met Klein schorrenkruid en Zeekraal (vgl. Figuur 4.26).



Figuur 4.43 Begrazingsintensiteit (keutels per m² per dag) per vegetatietype in de Proefverkweldering (zie ook Figuur 4.26). De foutenbalk geeft de standaardfout weer van het gemiddelde over de verschillende telrondes van de raaien. Hr = vegetatietype van de hoge kwelder met Kweek, Lp = vegetatietype van de lage kwelder met Gewoon kweldergras, Pq = secundaire pioniervegetatie met Klein schorrenkruid en Zeekraal.

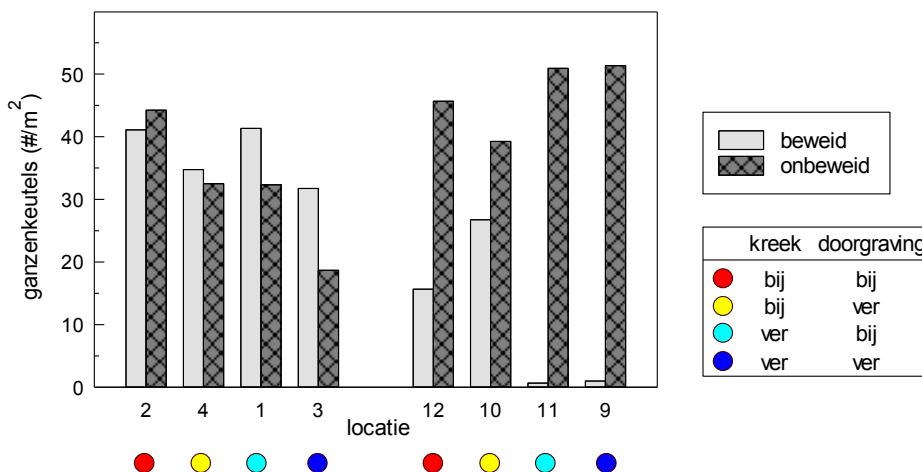
4.7.3 Ontwikkelingen in het habitat

Vegetatietypen

De vegetatieontwikkeling op basis van de vegetatiekaarten (zie § 4.6.1) laat zien dat de Proefverkweldering in tien jaar tijd is veranderd van een homogeen niet-zilt grasland naar een zilte kwelder. De Proefverkweldering was in het tiende jaar voor ongeveer de helft bedekt met secundaire pioniervegetatie terwijl de andere helft werd bedekt met vegetatietypen van de lage, hoge en brakke kwelder.

Vegetatiehoogte

De vegetatiehoogte is zowel in het voor- als najaar gemeten. Op grasland en kwelder was de vegetatie overall kort, minder dan 6 cm. In het najaar was de vegetatie hoger (Figuur 4.45). In het najaar van 2004 was de gemiddelde vegetatiehoogte in de Proefverkweldering meer dan 10 cm. Onder invloed van overstromingen en gewassterfte neemt in de loop van winter de vegetatiehoogte op de kwelder en in de Proefverkweldering af. Ook in de zomerpolders was sprake van een afname in vegetatiehoogte. In het voorjaar van 2002 en 2012 was de vegetatiehoogte op de kwelder en in de Proefverkweldering relatief laag.



Figuur 4.44 Dichtheid van ganzenkeutels nabij de 48 permanente kwadraten voor vegetatie opnames (het cumulatief van keutels over een onbepaalde tijdsperiode, begin mei 2012). De dichtheid is uitgezet per locatie en uitgesplitst naar beweid en onbeweid; de locaties verschillen in maaiveldhoogte (Locaties 9 – 12 zijn laaggelegen), afstand tot de doorgraving in de zomerkade en afstand tot de kreek.

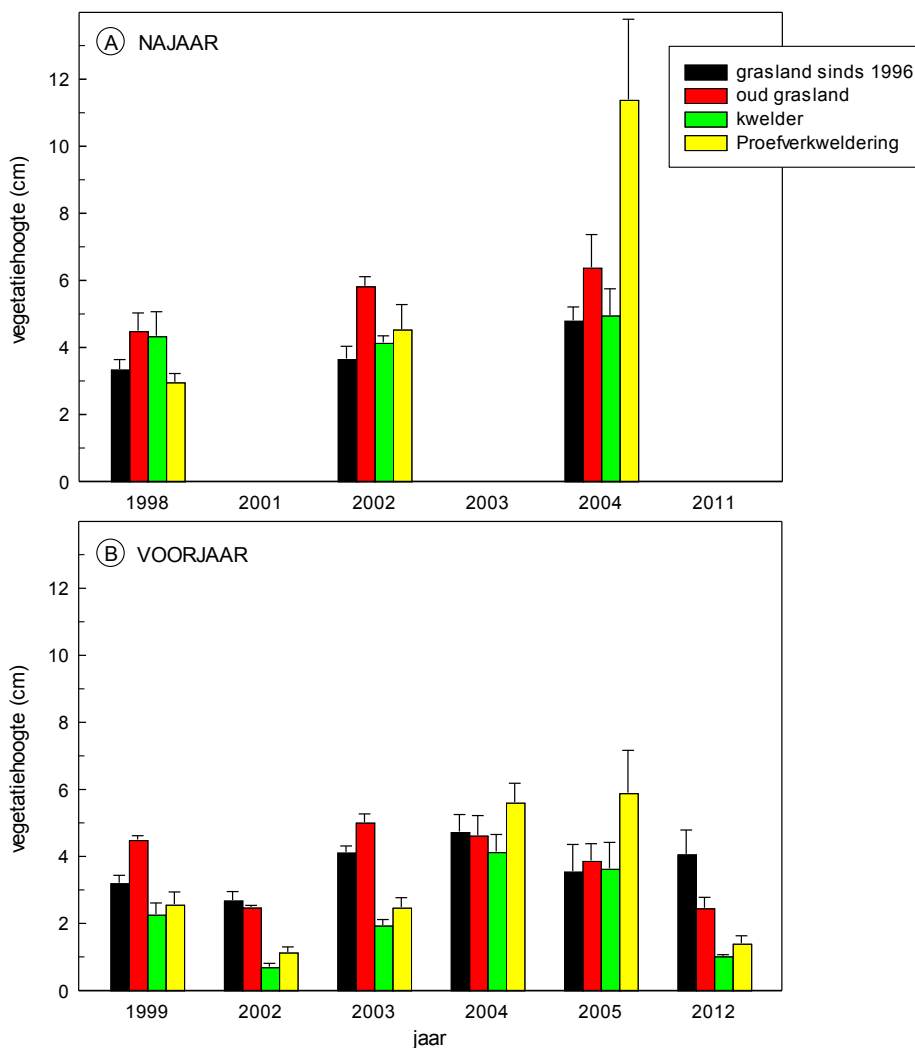


Foto 8 Illustratie van het effect van de beweiding op de vegetatie in het laaggelegen oostelijke deel van de Proefverkweldering en op de benutting van de vegetatie door ganzen. Foto toont de situatie op Locatie 9 op 9 mei 2012 met binnen de exclusie een door ganzen kort gehouden grasvegetatie bezaaid met ganzenkeutels en buiten de exclusie de secundaire pioniervegetatie waar in het voorjaar voor de ganzen vrijwel niets te vreten is.

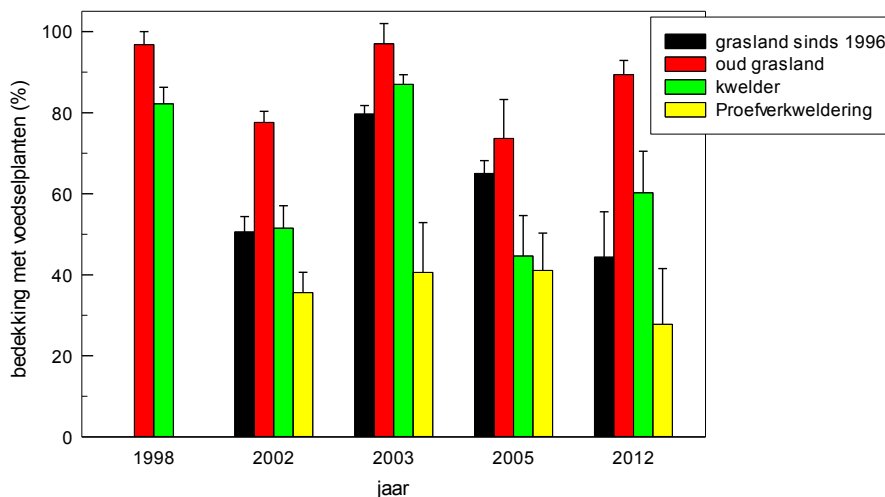
Voedselbeschikbaarheid voor ganzen

Op grond van vegetatiesamenstelling en ontwikkelingen in de Proefverkweldering lijkt de voedselbeschikbaarheid voor ganzen met de Proefverkweldering achteruit gegaan te zijn. Om dit te illustreren is in Figuur 4.46 de totale bedekking uitgezet van plantensoorten die een belangrijk aandeel kunnen hebben in het dieet van de ganzen (opgesomd in § 3.4).

Deze bedekking met 'voedselplanten' in de keutelplots, lag in de zomerpolders en op de kwelder tussen de 40 en 97%. In de Proefverkweldering kwam deze bedekking in de eerste tien jaren echter niet boven de 40% uit. Van de voedselplanten was Fioringras de belangrijkste soort in de Proefverkweldering, maar de bedekking ervan nam af van gemiddeld 34 % ± 1 s.e. (standaardfout) in 2002 tot 13% ± 3 in 2012. In 2012 was de bedekking van Gewoon kweldergras en die van Kweek toegenomen tot respectievelijk 12% ± 25 en 10% ± 18. In de Proefverkweldering was in het voorjaar ook veel kale grond, (gemiddeld 51% ± 11). In het najaar was Klein schorrenkruid hier een beeldbepalende soort. Van deze soort is niet bekend of deze wel door ganzen wordt gegeten.



Figuur 4.45 Gemiddelde vegetatiehoogte in (A) najaar en (B) voorjaar in de seizoenen 1998/99, 2001/02 –2004/05 en 2011/12.



Figuur 4.46 De gemiddelde bedekking van voor ganzen eetbare plantensoorten in de Proefverkweldering, de zomerpolders en op de kwelder. De bedekking is gemeten op de raaien waar ook de ganzenbenutting is gemeten door middel van keuteltellingen. De error bars geven de standaardfout.

4.7.4 Discussie: ganzen in de Proefverkweldering en in NFB

In het eerste voorjaar na uitpoldering werd de Proefverkweldering nauwelijks door ganzen bezocht, maar daarna was sprake van een geleidelijk herstel. In het voorjaar van 2012 was de ganzenbenutting van de Proefverkweldering echter opeens lager dan in voorgaande jaren. Ook op de kwelder was de ganzenbenutting in het voorjaar van 2012 echter uitzonderlijk vergeleken met eerdere jaren. Waarschijnlijk is dit veroorzaakt door het koude voorjaar van 2012. In het laatste telseizoen was de vegetatiehoogte op de kwelder en de Proefverkweldering erg laag: In de Proefverkweldering en op de kwelders waren nog relatief veel kale plekken aanwezig. Vanwege het koude en natte voorjaar van 2012 is de gewasgroei op de kwelder en in de Proefverkweldering laat op gang gekomen. In 2011/12 was mede hierdoor er geen significant verschil in ganzenbenutting tussen de Proefverkweldering en kwelder.

Tot het laatste seizoen was de ganzenbenutting van de Proefverkweldering lager dan van de kwelder. De verklaring hiervoor ligt in het voedselaanbod. De bedekking van potentiële voedselplanten was in de Proefverkweldering lager dan op de kwelder. In het voorjaar komt daar het hoge aandeel aan secundaire pioniervegetatie nog een keer bij. Door het bijna geheel ontbreken van grassen, is dit vegetatietype in het voorjaar ongeschikt voor ganzen om er te kunnen foerageren. Plaatsen waar een grazige vegetatie aanwezig was werden wel door de ganzen benut, zoals bleek uit de resultaten van de keuteltellingen op de raaien en bij de éénmalige telling van keutels in en buiten de exclusies (Bos *et al.* 2014). Daar waar zich een grazige vegetatie had kunnen ontwikkelen (in de exclusies), of handhaven (op het westelijke hooggelegen deel) was sprake van benutting van zekere omvang.

In het najaar werd de secundaire pioniervegetatie wel door de ganzen benut. Bij aankomst uit de broedgebieden vonden de ganzen er klaarblijkelijk voedsel. Vermoedelijk ging het hier om de consumptie van het zaad van Zeekraal (en misschien ook van Klein schorrenkruid). In de Waddenzee bestaat een ruim aanbod aan zeekraalvelden, maar die worden bijna niet door Brandgans benut (Ebbing 1979). De grootschalige benutting door de Brandgans van Zeekraal in de Lauwersmeer in de eerste jaren na inpoldering was volgens Ebbing (1979) mogelijk door de ruime aanwezigheid van zoet water zodat de ganzen konden drinken tijdens het foerageren op de zoute Zeekraal. Een

aanvullende analyse zou duidelijkheid kunnen geven of de benutting van de Zeekraal in de Proefverkweldering steeds samenviel met een regenperiode, zodat er voor de ganzen zoet - of brakwater op het maaiveld beschikbaar was. Beheermaatregelen die ertoe leiden dat voedselplanten (met name grassen) in de Proefverkweldering kunnen toenemen en dat de bedekking met Klein schorrenkruid vermindert, zal de waarde van de Proefverkweldering als foerageergebied voor ganzen verhogen (§ 4.6.4; Bos *et al.* 2014).

De aan de hand van de ganzentellingen geschatte dichtheden in de Proefverkweldering zijn niet zo hoog als in de uitgangssituatie voor de uitpoldering. Bij het schatten van de benutting aan de hand van ganzentellingen moet er echter rekening mee worden gehouden dat dit soort schattingen sterk door toeval kunnen worden beïnvloed, zeker in een groot gebied als NFB waar groepen door het gebied ‘schuiven’. Ook zal in een beperkt aantal gevallen de bij de telling waargenomen groepen niet op de kaart zijn gezet, zodat er bij de aantallen vanaf 2005/06 sprake zal zijn van een zekere onderschatting. Niettemin komt het resultaat van de ganzentellingen overeen met het resultaat van de keuteltellingen. Ook uit de keuteltellingen blijkt dat de ganzenbenutting van de Proefverkweldering onder het niveau is gebleven van de uitgangssituatie. Tevens geven de keuteltellingen aan dat de ganzenbenutting in de Proefverkweldering is achtergebleven bij wat er op een goed ontwikkelde beweide kwelder mogelijk is.

Het aantal ganzen dat binnendijks voedsel zoekt was beperkt en fluctueerde rond de 3% van het getelde totaal aantal ganzen. Er is geen belangrijke verandering in de binnendijkse benutting opgetreden (gebieden grenzend aan NFB). Er is dan ook geen noodzaak om te discussiëren of enige verandering in het aantal ganzen binnendijks aan de Proefverkweldering moet worden toegeschreven. Wat er verderop in het binnenland aan eventuele veranderingen in ganzenbenutting is opgetreden, is vooral afhankelijk van de beschikbare ruimte, rust en de kwaliteit van het grasland aldaar. Het is niet zinvol om te speculeren of de – op deze schaal – kleine verandering van de Proefverkweldering in NFB heeft bijgedragen aan een verandering op deze grote schaal en afstand.

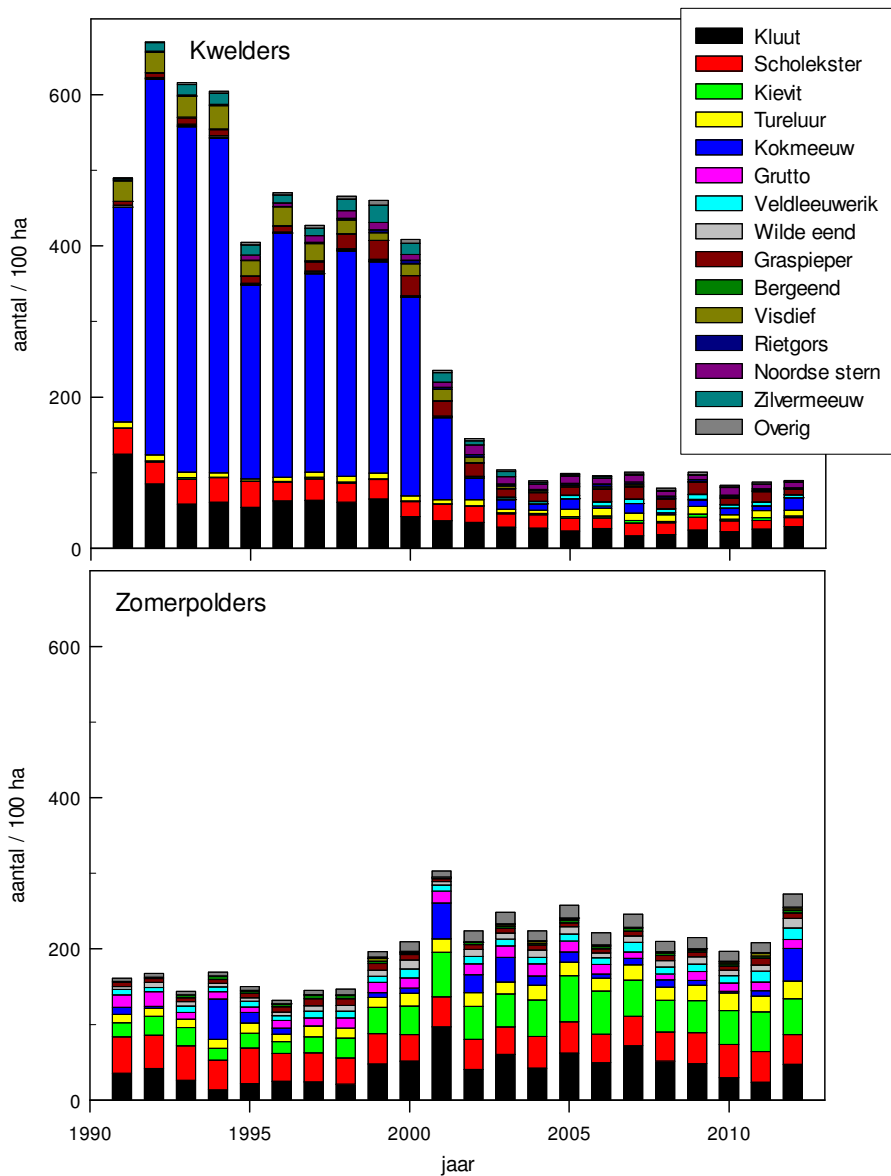
Ondanks het feit dat de Proefverkweldering slechts 4% van het buitendijkse gebied beslaat, was in de periode voorafgaande aan het project bij sommige partijen zorg over de eventuele verandering in de rol van het gebied als pleisterplaats voor ganzen. NFB is de laatste decennia een belangrijke pleisterplaats geweest voor een substantieel deel van de NW-Europese populatie Brandganzen. Dat is onveranderd gebleven. Op grond van de trends in doorgebrachte aantallen gansdagen in de studieperiode kunnen we stellen dat NFB een belangrijke pleisterplaats voor ganzen was én is.

4.8 Broedvogels in NFB

NFB als geheel omvat tegenwoordig ruim 3100 hectare met open habitat in de vorm van kwelder en zomerpolder. Het aantal waargenomen soorten broedvogels tussen Zwarte Haan en Holwerd schommelt rond de dertig (zie Tabel 4.10). Voor negen van deze soorten zijn instandhoudingsdoelen voor het Natura-2000 gebied Waddenzee geformuleerd. Hiervan komen vooral Kluut, Bontbekplevier en Noordse stern verhoudingsgewijs veel in het studiegebied voor. Andere soorten met een instandhoudingsdoel, zoals de Kleine mantelmeeuw, Strandplevier, Eidereend en de roofvogels, zijn minder vaak als broedvogel vastgesteld. Van de 22 rodelijstsoorten die in de periode 1991 - 2011 zijn vastgesteld, zijn het vooral de zgn. primaire weidevogels die in grote aantallen voorkomen, zoals: Graspieper, Tureluur, Veldleeuwerik en Grutto.

Het totaal aantal broedparen is sinds het midden van de jaren negentig van de vorige eeuw sterk afgenomen door een algehele achteruitgang van koloniebroedvogels. Grote kolonies Kokmeeuw en Visdief zijn verdwenen en ook het aantal Kluten is sterk gedaald. Als belangrijkste oorzaak voor deze ontwikkeling wordt de toegenomen aanwezigheid van de Vos en eventuele andere grondpredatoren in het gebied gezien (Bos *et al.* in druk). Als door verstoring of predatie een broedseizoen eenmaal is mislukt, keren kolonievogels in de volgende jaren vaak niet meer terug naar hun oude kolonie. Daarnaast kunnen bij sommige soorten andere factoren een bijkomende rol hebben gespeeld, zoals bijvoorbeeld veranderingen in beheer of vegetatie.

De qua aantallen belangrijke vogelsoorten komen zowel op de kwelders als in de zomerpolders tot broeden (Figuur 4.47). De kwelders onderscheidden zich in het verleden door extreem hoge aantallen Kokmeeuwen, maar ook door de aanwezigheid van andere kolonievogels als Visdief, Zilvermeeuw en Noordse stern. Overige soorten waar de kwelders de afgelopen 20 jaar belangrijk voor waren, zijn de Bontbekplevier, kiekendieven en de Velduil (Tabel 4.10). De zomerpolders vielen in dezelfde periode op door het bijna jaarlijks broeden van Pijlstaart, Zomertaling en Wintertaling, terwijl er tweemaal een broedgeval van de Kemphaan werd vastgesteld.



Figuur 4.47 De ontwikkeling van de broedvogelbevolking op de kwelders en in de zomerpolders van NFB (uitgedrukt in aantal broedpaar per 100 ha) over de periode 1991 – 2012, opgesplitst voor de 14 meest talrijke soorten. De afzonderlijk weergegeven soorten vormen de tien meest talrijke soorten van de zomerpolders, aangevuld met soorten uit de top-tien van de kwelders. De soorten zijn gesorteerd naar gemiddelde aantallen in de zomerpolders. Het betreft de gebieden van Zwarte Haan tot Paesens, exclusief de verkwelderde delen van Paesens, Holwerd, Noarderleech en de Bildtpollen en ook exclusief de gebieden Hoek van de Bant, de kwelder bij Wierum en de Westhoek.

Tabel 4.10 De broedvogelbevolking van NFB in de jaren 1991 – 2012 opgesplitst naar primaire weidevogels, kolonievogels, roofvogels en overige soorten. De tabel is gesorteerd op soortgroep en daarna op naam. SVI staat voor de landelijke staat van instandhouding (+ = gunstig, – = ongunstig). De naam van rodelijstsoorten is in rood afgedrukt.

| Soort | 1991 | 1992 | 1993 | 1994 | 1995 | 1996 | 1997 | 1998 | 1999 | 2000 | 2001 | 2002 | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 | 2012 | SVI |
|-----------------------------|------|-------|------|-------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|-----|
| Primaire weidevogels | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Gele kwikstaart | 33 | 33 | 53 | 44 | 50 | 75 | 57 | 42 | 65 | 66 | 30 | 26 | 13 | 14 | 11 | 22 | 13 | 35 | 27 | 19 | 29 | 16 | |
| Graspieper | 173 | 212 | 258 | 267 | 283 | 270 | 376 | 538 | 646 | 669 | 480 | 467 | 328 | 348 | 306 | 407 | 424 | 362 | 404 | 206 | 388 | 229 | |
| Grutto | 174 | 217 | 108 | 115 | 76 | 111 | 111 | 145 | 145 | 137 | 82 | 136 | 145 | 156 | 137 | 121 | 78 | 70 | 123 | 105 | 124 | 107 | |
| Kemphaan | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | 1 | | 1 | |
| Kievit | 186 | 266 | 274 | 164 | 213 | 184 | 265 | 294 | 368 | 403 | 317 | 439 | 466 | 502 | 640 | 608 | 492 | 432 | 467 | 460 | 569 | 486 | |
| Kuifeend | 2 | 2 | 3 | 4 | 12 | 12 | 22 | 18 | 18 | 24 | 14 | 29 | 24 | 24 | 36 | 24 | 22 | 12 | 23 | 21 | 21 | 26 | |
| Scholekster | 1240 | 1131 | 1197 | 1145 | 1207 | 922 | 1025 | 937 | 997 | 804 | 796 | 867 | 765 | 833 | 807 | 684 | 727 | 740 | 724 | 693 | 628 | 617 | |
| Slobeend | 2 | 2 | 3 | 3 | 2 | 2 | 3 | 3 | 3 | 15 | 7 | 8 | 13 | 8 | 14 | 19 | 4 | 6 | 10 | 4 | 3 | 13 | |
| Tureluur | 288 | 296 | 272 | 261 | 207 | 234 | 305 | 328 | 320 | 329 | 239 | 361 | 268 | 301 | 401 | 400 | 405 | 382 | 394 | 336 | 419 | 381 | |
| Veldleeuwerik | 81 | 58 | 106 | 82 | 91 | 81 | 117 | 116 | 114 | 144 | 80 | 149 | 156 | 161 | 195 | 217 | 253 | 226 | 241 | 194 | 248 | 245 | |
| Watersnip | | | | | | | 2 | | | | | 1 | 3 | 3 | 3 | 1 | | 1 | | | | 1 | |
| Wilde eend | 97 | 101 | 102 | 90 | 89 | 58 | 119 | 106 | 119 | 131 | 40 | 90 | 86 | 99 | 92 | 66 | 76 | 85 | 92 | 72 | 74 | 113 | |
| Zomertaling | | | | | | | 1 | 2 | 3 | 3 | 1 | 2 | 3 | 3 | 3 | 2 | 1 | 2 | 2 | | | 2 | |
| Kolonievogels | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Kl. mantelmeeuw | | | | | | | 3 | 4 | 3 | 2 | | | | | | | | | | 1 | | + | |
| Kluut | 3117 | 2265 | 1534 | 1491 | 1395 | 1617 | 1609 | 1543 | 1967 | 1397 | 1278 | 1190 | 1245 | 958 | 1114 | 1076 | 960 | 869 | 952 | 712 | 783 | 1071 | – |
| Kokmeeuw | 6345 | 11461 | 9771 | 10722 | 6853 | 6966 | 5860 | 6576 | 6240 | 5667 | 2639 | 817 | 583 | 284 | 431 | 123 | 360 | 138 | 245 | 187 | 185 | 734 | |
| Noordse stern | 26 | 27 | 26 | 38 | 144 | 121 | 219 | 234 | 245 | 201 | 146 | 283 | 210 | 148 | 210 | 161 | 199 | 143 | 130 | 205 | 136 | 174 | + |
| Visdief | 577 | 586 | 589 | 668 | 475 | 557 | 505 | 387 | 272 | 361 | 335 | 163 | 95 | 69 | 48 | 68 | 61 | 26 | 20 | 53 | 61 | 36 | – |
| Zilvermeeuw | 44 | 243 | 296 | 310 | 290 | 218 | 208 | 329 | 488 | 315 | 272 | 122 | 148 | 49 | 31 | 43 | 31 | 19 | 15 | 15 | | 9 | |
| Roofvogels | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Bruine kiekendief | | | | 1 | | | | | | | | | 2 | 2 | 2 | 1 | 1 | 1 | 3 | 2 | 3 | 3 | + |
| Grauwe kiekendief | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 4 | | | |
| Torenvalk | | | | | | | 1 | | | | 1 | 1 | 2 | 1 | 1 | | | | | | 1 | | |
| Velduil | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | – |
| Overige vogels | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Bergeend | 11 | 22 | 68 | 68 | 46 | 50 | 76 | 66 | 42 | 22 | | 32 | 41 | 31 | 37 | 49 | 47 | 65 | 52 | 49 | 48 | 51 | |
| Blaauwborst | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | 1 | 3 | | | 3 | |
| Boerenwaluw | 1 | 1 | 2 | 4 | 1 | 1 | 2 | 2 | 1 | | | | | 5 | 3 | 2 | 2 | 8 | 10 | 3 | 2 | 9 | |
| Bontbekplevier | 7 | 7 | 8 | 12 | 12 | 12 | 18 | 20 | 24 | 29 | | 16 | 21 | 14 | 18 | 7 | 13 | 21 | 11 | 13 | 16 | 11 | – |
| Bonte strandloper | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | |

Tabel 4.10 (vervolg, groep overige vogels).

| Soort | 1991 | 1992 | 1993 | 1994 | 1995 | 1996 | 1997 | 1998 | 1999 | 2000 | 2001 | 2002 | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 | 2012 | SVI | |
|----------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|-----|---|
| Bosrietzanger | | | | | | | | | | | | | | | | | 2 | | | | | | 2 | |
| Brandgans | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Dodaars | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | 1 | | | | | | | |
| Eider | 5 | 4 | 10 | 14 | 7 | 11 | 10 | 10 | 10 | 9 | 8 | 7 | 4 | 3 | 2 | 2 | 2 | 1 | 1 | 1 | 1 | 2 | 1 | - |
| Ekster | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Fazant | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | | | | | | | | | | 3 | 1 | | |
| Holenduif | 5 | 1 | 2 | 2 | 1 | 2 | 3 | 5 | 5 | 2 | 2 | 1 | 1 | 1 | | | | | | | | | | |
| Kauw | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | 1 | | | | | |
| Kleine karekiet | 1 | 2 | 2 | 2 | 2 | 1 | 2 | 3 | 3 | 3 | 2 | 7 | 6 | 7 | 6 | 1 | 11 | 10 | 4 | 1 | 3 | 9 | | |
| Kneu | | | 4 | 2 | | 1 | 2 | 14 | 4 | 3 | 1 | 1 | 1 | 1 | 2 | 2 | 6 | 5 | 2 | 3 | 1 | 4 | | |
| Krakeend | 1 | | | | | | | 4 | 2 | 5 | 7 | 8 | 15 | 13 | 8 | 16 | 13 | 8 | 16 | 13 | 10 | 25 | | |
| Kwartel | | | | | | 1 | 2 | 3 | 3 | 1 | 2 | 19 | | | | | | | | | | | | |
| Kwartelkoning | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Meerkoet | 18 | 15 | 10 | 5 | 11 | 7 | 5 | 17 | 31 | 27 | 9 | 38 | 33 | 44 | 57 | 51 | 56 | 44 | 37 | 30 | 26 | 29 | | |
| Oeverloper | | | | | | | | | | | | | | | | | | 3 | 3 | 2 | 1 | | | |
| Patrijs | 3 | 1 | 4 | 7 | 2 | 1 | 1 | 1 | 2 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Pijlstaart | | | | | | | | | | 2 | | 3 | 4 | | 2 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | 1 | |
| Putter | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Rietgors | 1 | 4 | 8 | 10 | 16 | 38 | 50 | 90 | 104 | 66 | 77 | 70 | 61 | 59 | 89 | 69 | 63 | 58 | 43 | 44 | 44 | 13 | | |
| Rietzanger | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | 1 | | | 2 | 1 | | |
| Rouwkwikstaart | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | |
| Smient | | | | | | | | | 3 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 2 | | | | | | | |
| Soepeend | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 |
| Soepgans | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | |
| Sprinkhaanrietzanger | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | |
| Stelkluit | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Strandplevier | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Tapuit | 1 | | 1 | 1 | 2 | 1 | 2 | 2 | 1 | 2 | 1 | 2 | 4 | 2 | 2 | 2 | 2 | 1 | 2 | 6 | 1 | 1 | | |
| Waterhoen | | | | | | | | | | | | 6 | | | | 1 | | | | | | | | 1 |
| Wintertaling | | | | | | | | | 15 | 8 | 5 | 17 | 5 | 6 | 8 | 1 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 | | | |
| Witte kwikstaart | 8 | 13 | 21 | 12 | 15 | 14 | 18 | 25 | 37 | 26 | 13 | 27 | 28 | 27 | 23 | 18 | 30 | 29 | 30 | 30 | 34 | 28 | | |
| Zwarte roodstaart | | | | | | | | | | | 1 | 1 | | | | | | | | | | | | |
| Totaal | 12425 | 16969 | 14710 | 15535 | 11508 | 11541 | 10977 | 11807 | 12274 | 10923 | 6923 | 5393 | 4779 | 4174 | 4711 | 4294 | 4404 | 3811 | 4106 | 3487 | 3883 | 4473 | | |
| aantal soorten | 20 | 24 | 24 | 29 | 27 | 27 | 29 | 34 | 29 | 31 | 32 | 33 | 37 | 31 | 35 | 34 | 34 | 36 | 36 | 31 | 35 | 35 | 38 | |

4.8.1 De broedvogelbevolking van het Noarderleech en de Proefverkweldering

In aantallen uitgedrukt vormen de weidevogels, en dan vooral de steltlopers, in de broedvogelbevolking van het Noarderleech de belangrijkste groep (Figuur 4.48). Aanvankelijk waren ook grote aantallen kolonievogels in het gebied aanwezig, maar daar is een grote verandering in opgetreden. In het Noarderleech is in tien jaar tijd het totaal aantal broedvogels afgenomen van 2283 naar 1759 paar (Bijlage VI; optelling van tabellen 1 t/m 3), vooral door een achteruitgang van Kokmeeuw, Zilvermeeuw, Noordse stern en Kluut. Deze afname deed zich met name voor op de kwelders. In 2012 was bij de Kluut en Kokmeeuw sprake van een herstel door een stijging van de aantallen in de zomerpolders (Bijlage VI, Tabel 2).

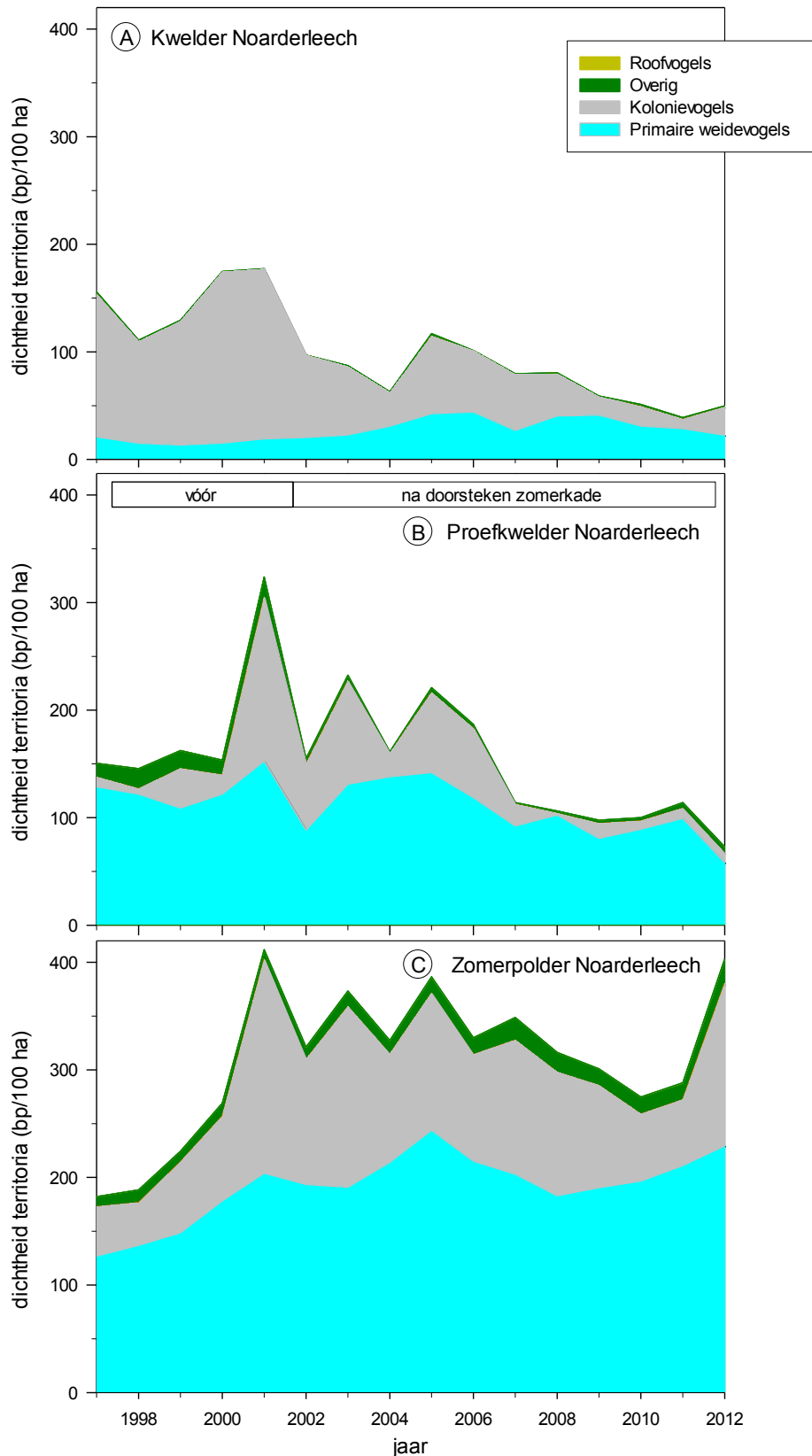
In de Proefverkweldering kwamen in de eerste tien jaar na uitpoldering jaarlijks 10 – 12 soorten tot broeden met Scholekster, Tureluur, Kievit en Veldleeuwerik als de meest talrijke soorten (Bijlage VI, Tabel 1). In 2011 was de dichtheid 118 broedpaar per 100 ha, hetgeen lager was dan de uitgangssituatie voor de uitpoldering en in de eerste jaren erna. Vooral Scholekster en Kluut zijn in de Proefverkweldering afgenomen.

De zomerpolders van het Noarderleech vormden in de periode 2002 – 2011 met jaarlijks ongeveer 25 soorten broedvogels het meest soortenrijke habitat (Bijlage VI, Tabel 2). Ook de dichtheid was hier hoog met gemiddeld ruim 320 broedpaar per 100 ha. Het gaat hierbij voornamelijk om Kievit, Scholekster, Tureluur en Kluut, en er zijn ook tientallen broedparen Veldleeuwerik, Graspieper en Grutto. Ten opzichte van weidevogelgebieden in het binnenland van de Provincie Friesland, zijn dit hoge dichtheden. Net als elders in NFB is het aantal Kluten en Kokmeeuwen in de zomerpolders duidelijk afgenomen, maar is het totale aantal broedvogels er min of meer stabiel gebleven (Bijlage VI, Tabel 2).

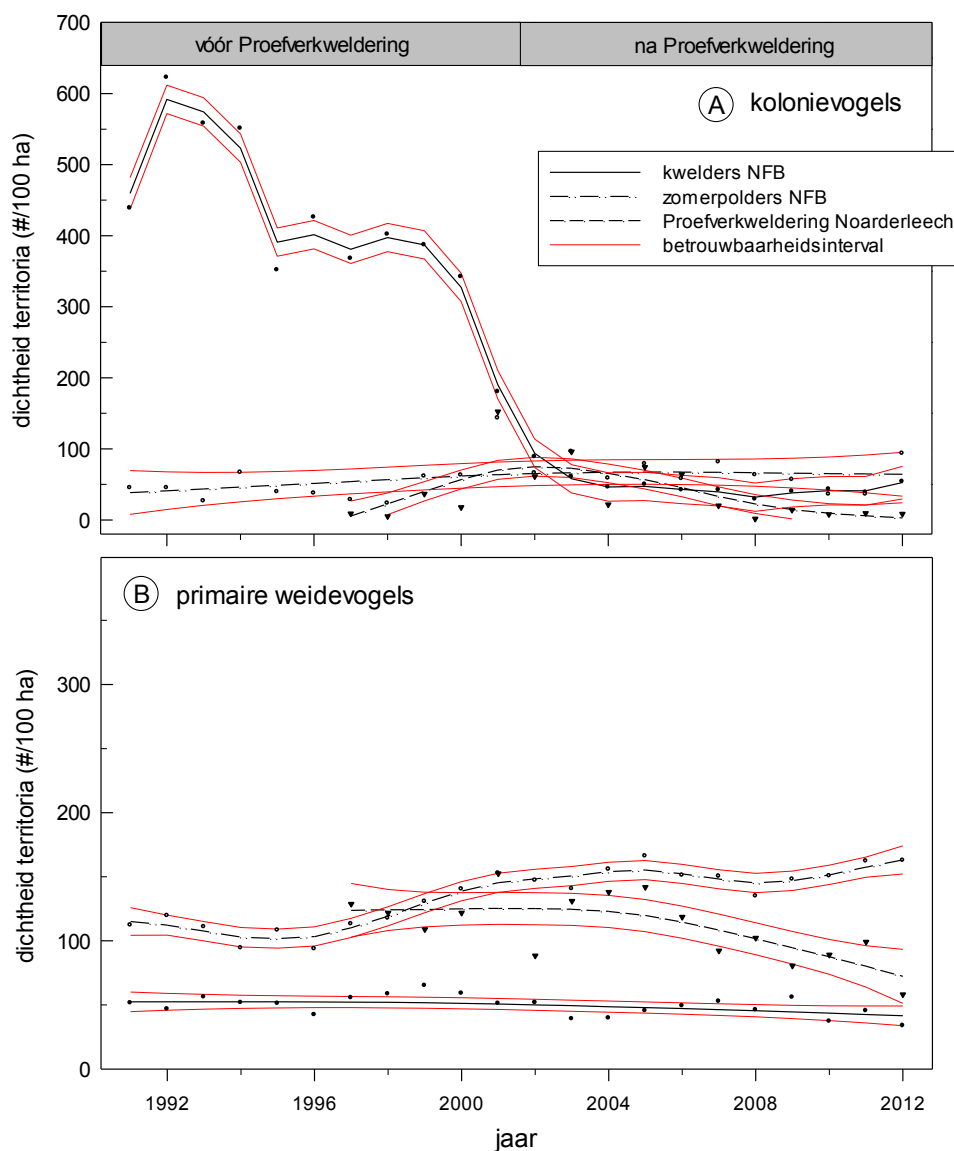
Op de kwelder van het Noarderleech kwamen in de periode 2002 – 2011 jaarlijks 14 – 16 soorten tot broeden, waaronder Graspieper, Kievit, Kluut, Scholekster, Tureluur, Veldleeuwerik en in 2011 ook 8 paar Grutto (Bijlage VI, Tabel VI.3). Vooral door de afname van de koloniebroeders (Kokmeeuw en Zilvermeeuw, Visdief, Noordse stern en Kluut) is de totale dichtheid aan broedvogels op de kwelder meer dan gehalveerd tot 39 broedpaar per 100 ha in 2011 (Figuur 4.48A).

4.8.2 Broedvogels van de Proefverkweldering vergeleken met de kwelders en zomerpolders van NFB

Zoals hierboven al is genoemd, kenmerkten de kwelders van NFB zich tot en met het jaar 2000 door zeer hoge aantallen koloniebroeders. Die hoge aantallen worden tegenwoordig niet meer aangetroffen. Het aantal koloniebroeders bleef tot 2003 afnemen waarna er een stabilisatie optrad (Figuur 4.49). De ontwikkeling van de koloniebroeders werd vooral bepaald door de Kokmeeuw en in mindere mate ook door de Kluut (Figuur 4.46). In de zomerpolders van NFB lijkt over de gehele periode 1991 – 2012 gerekend, sprake te zijn geweest van een licht stijgende trend in de dichtheid van de koloniebroeders (Figuur 4.49), maar deze was niet significant. De dichtheden in de Proefverkweldering namen voorafgaand aan de uitpoldering wat toe, maar zijn daarna weer afgenomen. De scherpe piek in 2001 (het laatste voorjaar voor de uitpoldering) hangt mogelijk samen met het feit dat in verband met de herinrichting grote delen van de Proefverkweldering in het winterseizoen van 2000/01 langdurig onder water hebben gestaan (van Duin *et al.* 2007). Deze plekken zullen in het voorjaar van 2001 lange tijd slechts spaarzaam begroeid zijn geweest. Opvallend is dat in 2001 de kolonievogels ook in de zomerpolders piekaantallen lieten zien. Een tweede verklaring voor het hoge aantal kolonievogels in 2001 zou kunnen zijn dat 2001 het jaar van de mond-en-klauwzeer uitbraak was en dat er door de beperkende maatregelen dat voorjaar lange tijd rust in het veld was.



Figuur 4.48 De ontwikkeling van de broedvogels (broedpaar per 100 ha) in de drie deelgebieden van het Noorderleech (A) kwelder, (B) Proefverkweldering en (C) zomerpolders. De dichtheden op de kwelder zijn berekend ten opzichte van het kwelderoppervlak in 2008 van 544 ha (zie § 3.4.3).



Figuur 4.49 De ontwikkeling van dichtheden van kolonievogels en primaire weidevogels op de beweede kwelders en in de zomerpolders van NFB en in de Proefverkweldering. De trendlijnen zijn gefit (aangepast) met het programma Trendspotter, de stippellijnen verwijzen naar het 95% betrouwbaarheidsinterval van de trend. Let op: voor broedvogels lag het begin van de Proefverkweldering in 2002.

Bij de groep van de primaire weidevogels lieten de ontwikkelingen grote verschillen tussen de ecotopen zien. In de zomerpolders van NFB namen de aantallen toe. Met een gemiddelde van meer dan 150 broedpaar per 100 ha behoren de zomerpolders tot de zeer goede weidevogelgebieden (Bos *et al.* in druk). Op de kwelders is sinds de aanvang van de integrale inventarisaties sprake geweest van een lichte daling, vooral als gevolg van de gemiddeld lagere dichtheden gedurende de laatste drie jaar. Voor de uitpoldering was de gemiddelde dichtheid aan primaire weidevogels in de Proefverkweldering ongeveer gelijk aan het gemiddelde in de zomerpolders van NFB. In de eerste tien jaar na de uitpoldering was de dichtheid in de Proefverkweldering lager, maar bleef nog wel boven het gemiddelde niveau van de kwelders van NFB.

4.8.3 Verkweldering: effect op drie sleutelsoorten

Voor drie sleutelsoorten (Tureluur, Kluut en Scholekster) gaan we specifiek in op de ontwikkeling van de aantallen op de kwelder, de zomerpolders, de Proefverkweldering en de twee verkwelderingen uit 1990 en 1992 bij Holwerd (Bijlage IV, Tabel 1). Om de ontwikkelingen in de verschillende gebieden met elkaar te kunnen vergelijken is het aantal broedparen uitgedrukt in de dichtheid per 100 ha. Om de ontwikkelingen op de kwelders los te kunnen zien van de lichte toename van de omvang van de kwelders, is voor alle jaren bij de kwelders uitgegaan van het oppervlakte in 2008 (§ 3.4.3). Bijlage V (Figuur V.1) geeft voor de volledigheid de gereconstrueerde ontwikkeling in areaal van de verschillende ecotopen van Zwarte Haan tot Holwerd-Oost, onafhankelijk van het gegeven of er informatie over broedvogels voorhanden was.

Uitgaande van de gemiddelde dichtheid over alle gebieden was bij de Scholekster sprake van een sterke afname; was er bij de Tureluur eerst een toename gevolgd door een stabilisatie en was er bij Kluut aanvankelijk een sterke afname, maar is er vanaf 2005 een stabilisatie (data niet getoond). Voor de drie soorten wordt hieronder de ontwikkelingen in de Proefverkweldering besproken en vergeleken met die in de overige kwelders, de twee reeds eerder verkwelderde gebieden bij Holwerd en de zomerpolders tussen Zwarte Haan en Holwerd.

Scholekster

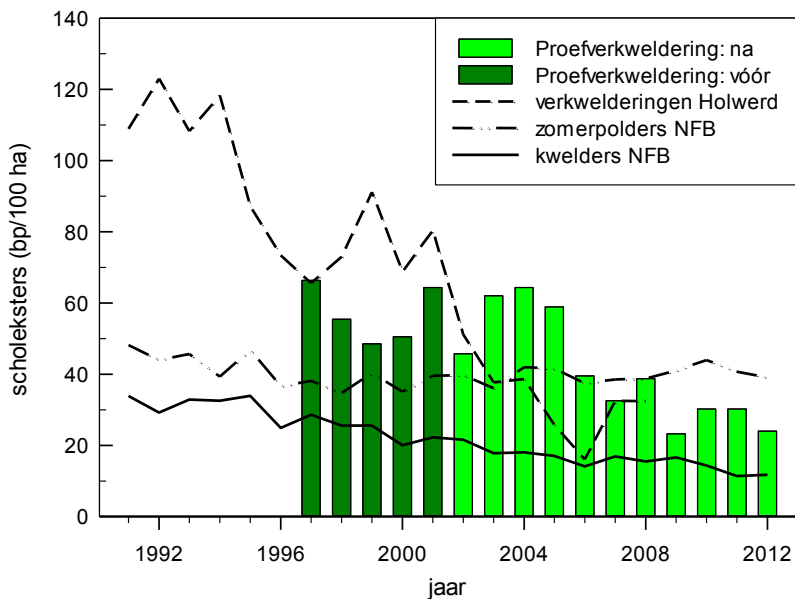
De Scholekster nam in de Proefverkweldering aanvankelijk wat toe, maar daarna volgde een afname (Figuur 4.50). De dichtheid was er tot 2012 gemiddeld hoger dan op de kwelders. Op de kwelders en in de reeds verkwelderde gebieden nam de dichtheid ook af, waarbij de afname in de twee reeds verkwelderde gebieden het sterkste was. In alle ecotopen was de meerjarige trend negatief, met uitzondering van de zomerpolders waar de dichtheid geen significante verandering liet zien. De ontwikkeling van de dichtheid in de Proefverkweldering week significant af van die in de zomerpolders ($P < 0.001$) maar niet van die op de kwelders. Deze afname past bij de populatieontwikkeling op landelijk niveau, waar ook van een sterke achteruitgang sprake is (Ens *et al.* 2011).

Tureluur

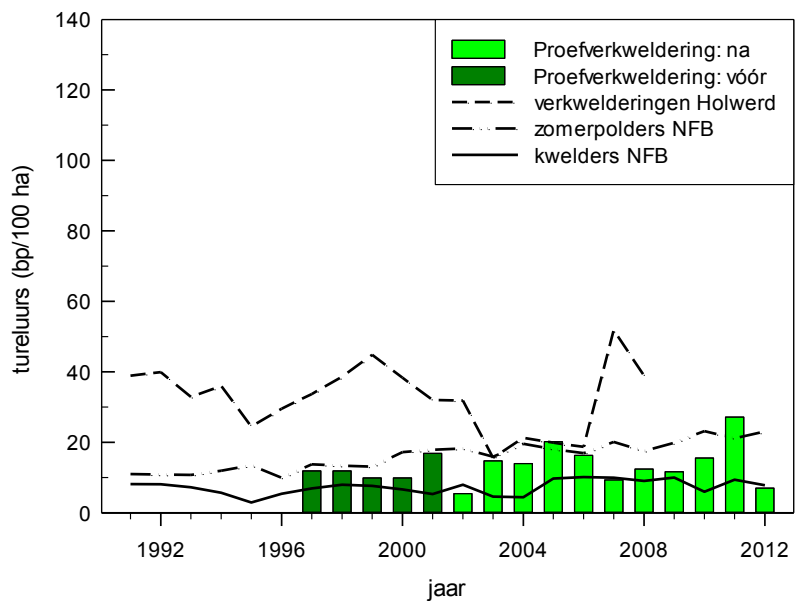
De Tureluur liet een toename zien in de Proefverkweldering, met uitzondering van een sterke dip in het laatste jaar (2012; Figuur 4.51). In de reeds verkwelderde gebieden liet de Tureluur een lichte afname zien; op de kwelders en in zomerpolders was sprake van een lichte toename. De ontwikkeling van de dichtheid in de Proefverkweldering week niet significant af van die in de overige ecotopen.

Kluut

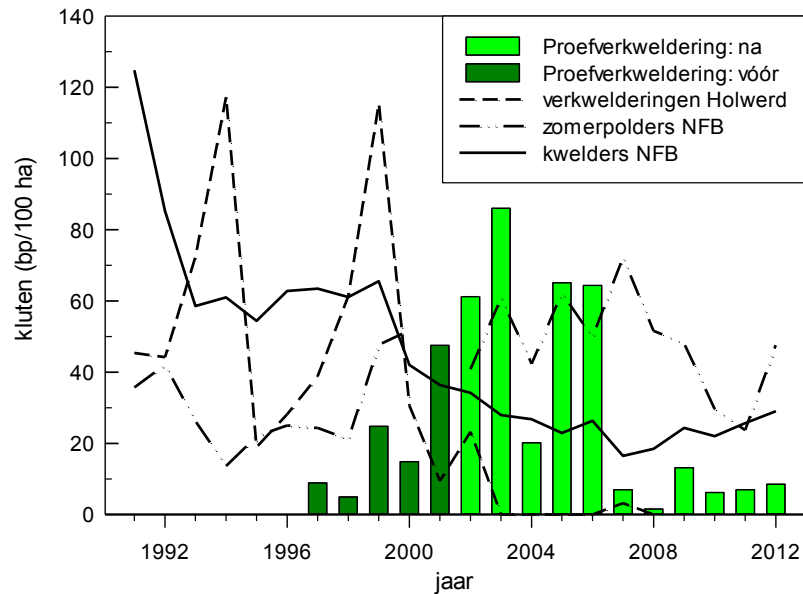
Aanvankelijk nam de Kluut toe in de Proefverkweldering, maar na 2006 was er een scherpe terugval (Figuur 4.52). Deze ontwikkeling verschilde sterk met die in de zomerpolders en met die op de kwelders. De verkwelderde gebieden bij Holwerd lieten een duidelijke afname zien. Ook op de kwelders was lange tijd sprake van een afnemende dichtheid, maar de laatste jaren nam de Kluut hier weer toe. In de zomerpolders is over de gehele periode (1991 – 2012) bezien sprake van een toename in de dichtheid. In de meer recente jaren was sprake van sterk fluctuerende dichtheden vanaf 2007 overheersend relatief lage dichtheden.



Figuur 4.50 De aantalsontwikkeling van de Scholekster (broedpaar/100 ha) in de Proefverkweldering, de twee verkwelderingen bij Holwerd, de overige kwelders en de zomerpolders van Noard-Fryslân Bûtendyks. De langjarige trend is in alle ecotopen negatief, met uitzondering van die in de zomerpolders. De ontwikkeling van de dichtheid in de Proefverkweldering wijkt significant af van die in de zomerpolders ($P < 0.001$) maar niet van die op de kwelders.



Figuur 4.51 De aantalsontwikkeling van de Tureluur (broedpaar/100 ha) in de Proefverkweldering, de twee verkwelderingen bij Holwerd, de overige kwelders en de zomerpolders van Noard-Fryslân Bûtendyks. De ontwikkeling van de dichtheid in de Proefverkweldering wijkt niet significant af van die in de overige ecotopen.



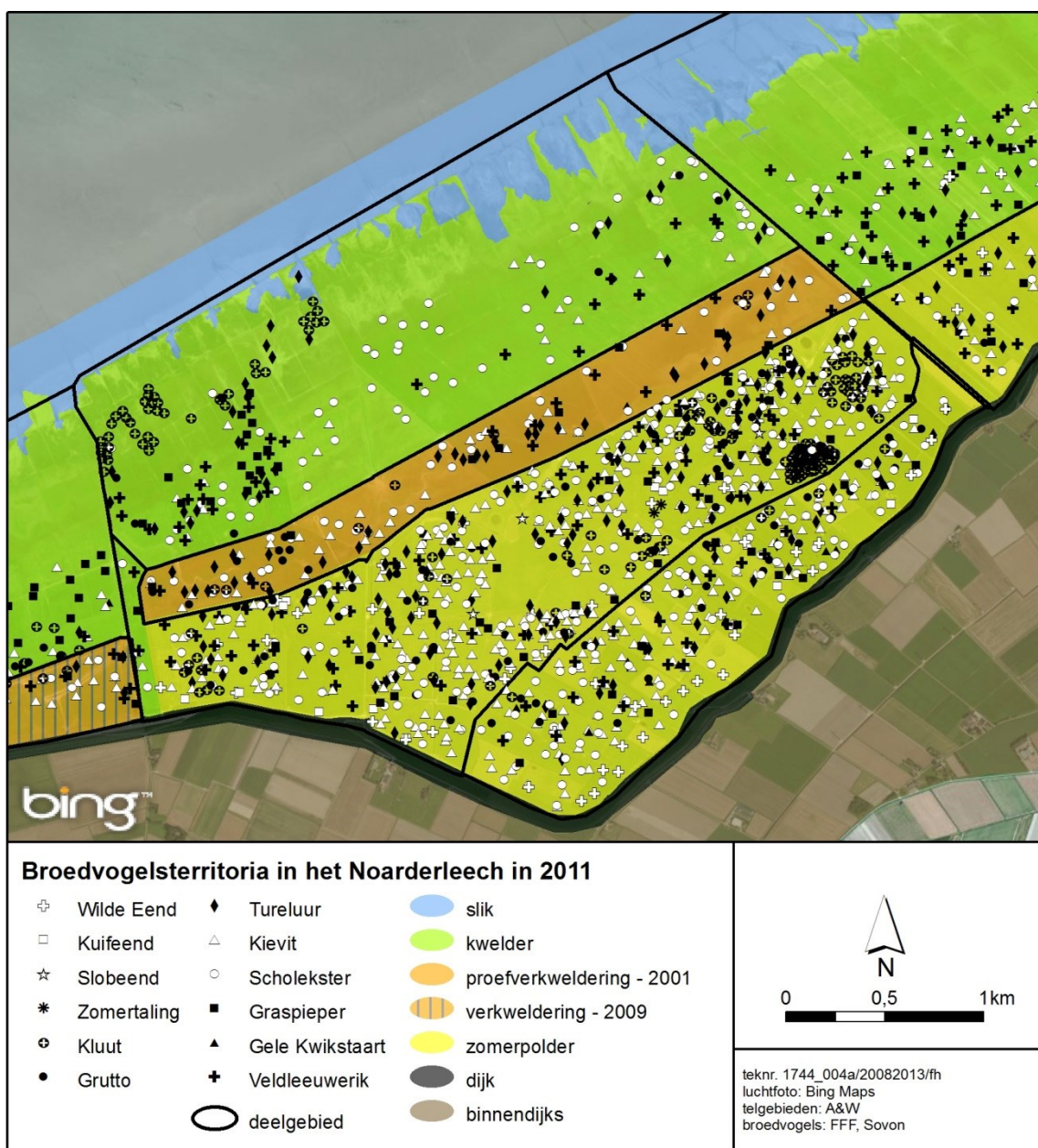
Figuur 4.52 De aantalsontwikkeling van de Kluut (broedpaar/100 ha) in de Proefverkweldering, de twee verkwelderingen bij Holwerd, de overige kwelders en de zomerpolders van Noard-Fryslân Bûtendyks. Over de gehele periode gerekend was er sprake van een toename in de zomerpolders en een afname in de overige ecotopen. De ontwikkeling in de Proefverkweldering week significant af van die op de kwelders ($P < 0.05$) maar niet van die in de zomerpolders.

4.8.4 Broedvogels in relatie tot de vegetatie

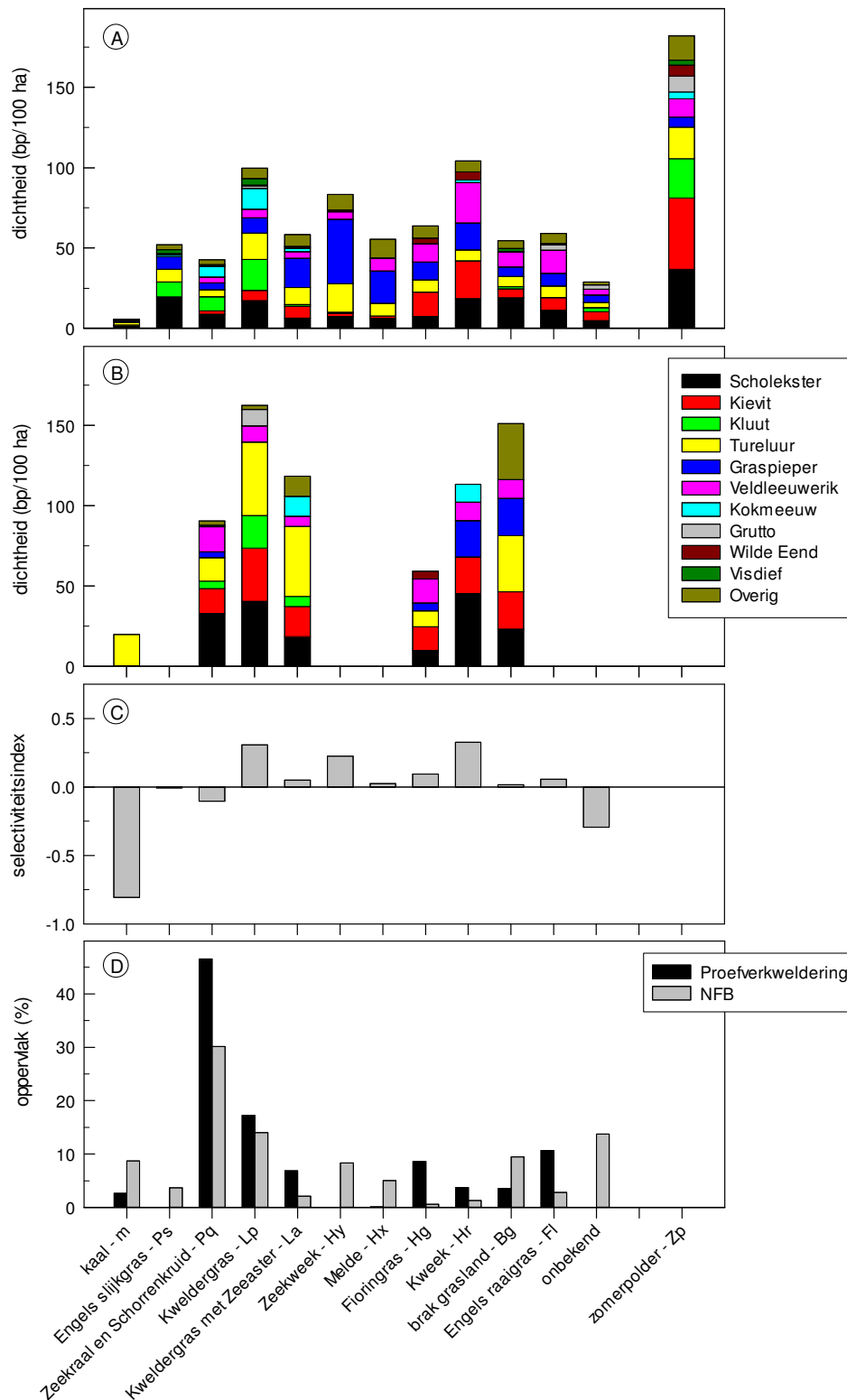
Op basis van de gekarteerde territoria is het mogelijk inzicht te geven in de waarde van de verschillende terreindelen binnen elk ecotoop of gebied. Figuur 4.53 geeft de verspreiding van de meest talrijke broedvogels van het Noarderleech in 2011. Dit verspreidingskaartje illustreert tevens de hoge dichtheid aan territoria in de zomerpolders. Binnen de Proefverkweldering was voor veel soorten sprake van een zwaartepunt in de verspreiding in het hooggelegen westelijke deel, zoals bijvoorbeeld voor de Grutto. Gemiddeld over NFB was de dichtheid aan broedvogels het hoogst in de zomerpolders, dan in het vegetatietype met Kweek en op de derde plaats het vegetatietype met Gewoon kweldergras (Figuur 4.54AC).

Op de kwelder zijn verspreid over de gehele zonerings van de pionierkwelder tot de hoge kwelder met Kweek en Zeekweek territoria van broedvogels vastgesteld. De selectiviteitsindex in Figuur 4.54C geeft aan dat het “vegetatietype” kale bodem (m) werd gemeden (negatieve selectie) en dat er gemiddeld een voorkeur was voor vegetatietypen van a) Kweek (Hr), b) Gewoon kweldergras (Lp) en c) Zeekweek (Hy). Wel was er sprake van duidelijke verschillen tussen vogelsoorten. Verhoudingsgewijs lieten Kievit, Kluut en Scholekster de laatste jaren de hoogste dichtheden zien in de zomerpolder. Graspieper en Veldleeuwrik bereikten daarentegen in sommige vegetatietypen op de kwelder de hoogste dichtheden, namelijk in de vegetatietypen Hy en Hr (vegetatietypen van de hoge kwelder met resp. Zeekweek of Kweek). In de Proefverkweldering was ruim 35% van de territoria – althans volgens de kaart – gevestigd in de secundaire pioniervegetatie (Pq), het type dat verreweg het grootste deel (50%) van het gebied innam. Dit geeft tegelijkertijd de moeilijkheid van de analyse aan. Wanneer het kaartbeeld nauwkeuriger wordt bekeken valt op dat veel territoria min of meer geconcentreerd langs de drie gegraven kreek lagen. Langs de kreek was sprake van een smalle vegetatiezonerings (vgl. vegetatiekaart in Figuur 4.26), waardoor één territorium in meerdere vegetatietypen lag en het belang van de secundaire pioniervegetatie voor de broedvogels daardoor kan

worden overschat. De broedvogeldichtheid in dit vegetatietype was dan ook lager dan die in de vegetatietypen met Gewoon kweldergras of Kweek (zie Figuur 4.54B), analoog aan de gemiddelde kwelder (Figuur 4.54A).



Figuur 4.53 Kaart met vastgestelde territoria van de meest talrijke soorten broedvogels in het Noarderleech.



Figuur 4.54 (A) Dichtheid (aantal broedpaar/100 ha) van de meest talrijke broedvogels in NFB per vegetatietype (RWS vegetatiekaart 2008; TMAP-classificatie uit 2008). (B) Dichtheid van de meest talrijke broedvogels in het Noorderleech. (C) De selectiviteitsindex per vegetatietype op kwelders (berekend over alle broedparen van NFB). Een positieve waarde duidt op voorkeur voor een bepaald vegetatietype. (D) De bedekking van vegetatietypen in de Proefverkweldering en de in deze analyse opgenomen kwelders tussen Zwarte Haan en Holwerd (exclusief Ferwerd en Holwerd-Oost). De vegetatietypen zijn langs de x-as gesorteerd op hun vegetatiekundige positie in de kwelderzoning van het wad, via de pionierkwelder tot de hoge kwelder.

4.8.5 Discussie broedvogels

In de zomerpolders van NFB bereikt het merendeel van de broedvogels veel hogere dichtheden dan op de kwelders. De conclusie lijkt dan ook voor de hand te liggen dat verkweldering van zomerpolders tot een afname van broedvogels zal leiden. Bij de uitgevoerde vergelijking zijn echter enkele kanttekeningen te maken. Tegelijkertijd moet de vraag worden gesteld waarom de dichtheid van broedvogels op de kwelders van NFB nu relatief laag is en of bij verkweldering geen hogere referentiewaarden als doelstelling kunnen of moeten worden gebruikt? Of anders geformuleerd: kunnen bij een andere inrichting of beheer hogere dichtheden van broedvogels op de kwelder worden verwacht? Daarbij is de vraag relevant welke factoren van invloed zijn op de broedvogels en hoe deze factoren door inrichting en beheer beïnvloed kunnen worden.

Aantalsontwikkeling algemeen

Hieronder worden kort vier factoren besproken die van belang kunnen zijn voor de aantalsontwikkeling van een soort in een gebied:

i) Vegetatiestructuur. Van alle vogelsoorten bestaat wel kennis over habitatvoorkeur. Er zijn uitgesproken kalegrondbroeders, zoals plevieren, sterns en Kluten. Andere soorten als Kievit en Scholekster prefereren een korte vegetatie, terwijl soorten als Grutto en Tureluur juist een voorkeur hebben voor een hogere vegetatie om hun nest te kunnen camoufleren. Mandema *et al.* (2015) hebben over een langere periode (1992 – 2008) voor de vastelandkwelders langs de Friese en Groninger kust de relatie onderzocht tussen dichtheid van broedvogels, de verdeling tussen ruige of hoogopgaande vegetatie en korte vegetatie en de beweiding in de voorafgaande jaren (zie ook de Vlas *et al.* 2013). Het aandeel hoogopgaande vegetatie nam daarbij toe naarmate een kwelder meer jaren niet meer werd beweid. Zowel de soortenrijkdom als de totale dichtheid aan broedvogels namen toe naarmate er op een kwelder meer hoge vegetatie aanwezig was. Het effect van deze relatie werd in de loop van de onderzoeksperiode echter minder sterk als gevolg van veranderingen in de vegetatie door de voortgaande successie (toename van Zeekweek) na het stoppen van beweiding. Uit analyses voor zes afzonderlijke soorten bleek dat de relatie niet voor alle soortgroepen en zeker niet voor alle soorten gold. Bij de steltlopers, liet de Kluut voor de onderzochte jaren een negatief verband zien met het aandeel hoge vegetatie, de Tureluur een positief verband en de Scholekster eerst een positief verband en later een negatief verband. Bij Graspieper en Veldleeuwrik was sprake van een optimumcurve waarbij lagere dichtheden werden gevonden bij zowel een hoog aandeel korte als hoge vegetatie. Het optimum van de Graspieper lag daarbij in vergelijking met de Veldleeuwrik op een wat ruigere kwelder. Van de drie onderzochte zangvogels liet alleen de Rietgors een continu stijgende lijn zien naarmate het aandeel hoge vegetatie verder toenam. Dit verschil in voorkeur van deze zangvogels is ook te herkennen in Figuur 4.54.

Niet alleen de hoogte van de vegetatie is echter van belang, maar ook de afwisseling tussen kort en lang of de diversiteit in structuur. Zo liet Dallinga (1993) zien dat op de Dollardkwelders de Tureluur bij voorkeur in hoge Kweekvegetatie broedde, maar dan niet te ver van een overgang of grens met een kortere vegetatie. Ook bij een soort van een meer korte en open vegetatie als de Scholekster lijkt structuurdiversiteit een rol te spelen: in onderzoek in NFB werd rond een Scholeksterneest door Mandema *et al.* (2013a) een grotere variatie in vegetatiehoogte gemeten dan gemiddeld in de wijdere omgeving. In recent onderzoek op Duitse kwelders bleken Scholeksters bij voorkeur hun nestplaats te kiezen op relatief korte afstand van een vegetatiegrens (Erb 2012).

In een groot deel van de Proefverkweldering en van de kwelder van het Noorderleech vond de laatste jaren een intensieve beweiding met paarden plaats waarbij het weideseizoen al op 1 april van start ging (Tabel 2.2). Dit resulteerde in zo'n korte vegetatie dat de dieren moesten worden bijgevoerd. Voor de broedvogels betekende dit dat er geen of nauwelijks aanbod aan structuurdiversiteit aanwezig was.

Soorten hebben dus elk een eigen voorkeur voor een bepaalde vegetatiestructuur. Afhankelijk van welke vogelsoort als doelsoort in het beheer is opgenomen kan met beweidingbeheer de vegetatiestructuur worden beïnvloed. Een hoge of maximale diversiteit aan broedvogels is te bereiken door variatie in het beheer aan te brengen en verschillende vormen van beheer naast elkaar toe te passen (de Vlas *et al.* 2013; Nolte 2014). Bij het palet van beheerregimes voor een maximale diversiteit aan broedvogels behoren ook het tijdelijk niet beweiden (zgn. rotatie- of wisselbeweiding) en het permanent uit beweiding houden van stukken kwelder. Het lopende beweidingsonderzoek in NFB kan in de nabije toekomst meer inzicht kunnen geven in de relatie tussen verschillende vormen van beweiding, vegetatiestructuur en broedvogels.

ii) Voedselaanbod. In het binnenland kan het voedselaanbod voor weidevogels als Kievit en Grutto worden verhoogd door bemesting met ruwe mest (Timmerman *et al.* 2006). Door een dergelijke maatregel wordt het aanbod aan regenwormen verhoogd. Dit geldt ook voor de zomerpolders, waar door It Fryske Gea voorwaarden aan de pachters zijn opgelegd over de bemesting (zie verder hieronder bij aantalsontwikkeling in de zomerpolders).

Enkele broedvogels van de kwelder zoals Scholekster, Kluut en Tureluur gebruiken bij laagwater het nabijgelegen wad of kwelderkreken om hun voedsel te zoeken. De Kluut heeft daarbij lange tijd kunnen profiteren van het grootschalige grondwerk in de kwelderwerken, waardoor er voor deze soort een ruim aanbod van geschikt foerageerhabitat was (slik met zachte bodem en een hoog voedselaanbod van Zeeduisendpoot; Engelmoer & Blomert 1985). Het grondwerk in de kwelderwerken is echter vanaf 1991 afgebouwd en per 2000 vrijwel gestopt (Dijkema *et al.* 2001). Alleen op de kwelder ten Noorden van Ferwerd vindt de laatste jaren nog greppelonderhoud plaats. In dit deelgebied weten de Kluten zich vooralsnog goed te handhaven (data niet getoond). Het voorkomen van de Grutto in de Proefverkweldering is beperkt tot het hoge westelijk deel (Figuur 4.53), waar door de geringe zoutinvloed nog regenwormen kunnen voorkomen. Langs natuurlijke weg vindt hier via sedimentatie aanvoer van voedingsstoffen plaats. Eventuele bemesting zal hier leiden tot veranderingen in vegetatiesamenstelling met een toename van ruderaal soorten als bijvoorbeeld Akkerdistel. Bij een eventuele zeer intensieve vorm van beweiding zoals dat bijv. de laatste jaren in de beheercompartimenten 102 en 103 het geval was (Figuur 2.1), zal afgezien van de effecten op de vegetatiestructuur, via bodemverdichting leiden tot een lagere beschikbaarheid van regenwormen en het verdwijnen van de Grutto uit de Proefverkweldering.

iii) Predatie. Over kolonievogels is in de literatuur uitgebreid gerapporteerd over predatie van nesten en dat de aanwezigheid van de Vos of andere grondpredatoren kan leiden tot het verdwijnen of het grootschalig verhuizen van kolonies. Het gaat hierbij vaak minder om de feitelijke predatie van eieren of jongen, maar meer om de geregelde aanwezigheid van grondpredatoren. Het kan jaren duren voordat vogels het eventueel opnieuw op een plek proberen, maar kunnen geschikte plekken ook voorgoed verlaten blijven. Ook in NFB is het optreden van grondpredatoren en de kans op predatie van grote invloed geweest op de recente teruggang van de aantallen kolonievogels (vgl. Figuur 4.47; Bos *et al.* 2007, in druk).

Predatie kan ook bij solitair broedende vogels – in elk geval lokaal – van invloed zijn op de aantalsontwikkeling. Een hoge predatie van nesten of jongen kan er toe bijdragen dat de reproductie onvoldoende is om een populatie op peil te houden. Systematisch verzamelde gegevens over toegenomen aanwezigheid van (grond)predatoren als de Vos en van marterachtigen op de kwelders van NFB of langs de kustzone ontbreken echter.

Via inrichtingsmaatregelen kan een gebied minder toegankelijk worden gemaakt voor grondpredatoren. Via bijvoorbeeld het verwijderen van bruggen over kreken en uitwateringen kan de isolatie van een gebied worden vergroot. Het verwijderen van kunstmatige verhogingen in het landschap zoals voormalige kades van zomerpolders maakt het buitendijkse gebied minder geschikt als woongebied voor de Vos of andere grondpredatoren.

iv) Klimaatverandering en reproductie. Over de gehele Waddenzee gerekend lieten maar enkele vogelsoorten in de afgelopen 10 – 20 jaar een stabiele of groeiende populatieomvang zien (JMBB 2013). Bij de meeste soorten was de afgelopen 20 jaar sprake van een bijna continue achteruitgang van het aantal broedparen. Bij een aantal soorten zoals bijvoorbeeld de Scholekster is vastgesteld dat de jaarlijkse reproductie te laag is om de populatie op peil te houden. Voor op kwelders broedende soorten ligt de oorzaak voor deze te lage reproductie mogelijk in een stijging van de overstromingskans van de kwelder in het broedseizoen door lange termijn veranderingen in het weerpatroon (van de Pol *et al.* 2010, 2012). Bij “binnenland” soorten als Grutto en Kievit moeten andere factoren een rol spelen.

v) Beweiding en broedsucces. Beweiding kan leiden tot een belangrijke verlaging van het broedsucces. Ook hier kan een falende reproductie uiteindelijk leiden tot afnemende populaties. In onderzoek uitgevoerd in NFB hebben Mandema *et al.* (2013b) laten zien dat de kans op vertrapping van kunstnesten bij beweiding met paarden ruim tweemaal zo hoog was als bij runderen. Bij een veebezetting van 1 paard per ha ging in drie weken tijd 37% van de nesten door alleen vertrapping verloren. Bij runderbeweiding waren deze verliezen weliswaar veel lager, maar ook nog aanzienlijk: bij een dichtheid van 1 dier per ha 17% en bij 0.5 dier per ha 11% (Mandema *et al.* 2013b).

Behalve door vertrapping kan beweiding ook indirect tot een verlaging van het broedsucces leiden. Door beweiding neemt de vegetatiehoogte af, waardoor de zichtbaarheid van nesten verstopt in hogere vegetatie toeneemt en daarmee de kans op predatie. Zo nam in een Engels onderzoek de predatie van Tureluurnesten toe van 28% in de onbeweide situatie tot 95% bij een runderbeweiding met 0.8 dier per ha (Sharps *et al.* 2015). Deze predatie kwam zowel door grondpredatoren als door vogels. Ook in NFB is sprake van predatie van nesten door zowel grondpredatoren, als door vogels zoals bijvoorbeeld Zwarte kraai en Kleine mantelmeeuw (Jaap Feddema, pers. meded.).

Hierboven is reeds de betekenis van vegetatiestructuur voor broedvogels besproken en hoe een maximale diversiteit aan broedvogels kan worden verkregen door het naast elkaar toepassen van verschillende beheerregimes. Ook het tijdelijk en permanent niet beweiden van stukken kwelder zouden onderdeel moeten zijn van een dergelijk mozaïekbeheer. Ten einde de betekenis van de kwelders in NFB voor broedvogels verder te verhogen kunnen hier bovenop de volgende aanbevelingen worden gedaan:

- vervanging van paardenbeweiding door beweiding met runderen
- het aanhouden van een lage veebezetting tijdens broedseizoen

- delen van de kwelder voor de duur van het broedseizoen niet beweiden zodat hier een optimale reproductie kan plaatsvinden.

Aantalsontwikkeling in NFB en in de Proefverkweldering in het bijzonder

De sinds 1991 opgetreden veranderingen in de broedvogelbevolking van de kwelder wordt gedomineerd door de achteruitgang van de kolonievogels (Figuur 4.47A). Bij deze achteruitgang heeft een aantal factoren zoals veranderingen in het voedselaanbod, in het beheer van de kwelderwerken en in verstoring door predatie een grote rol gespeeld (zie boven). Deze veranderingen waren al aan de orde ruim voor de start van de Proefverkweldering (Engelmoer *et al.* 2001; Bos *et al.* in druk). De kolonievogels worden daarom hier verder buiten beschouwing gelaten.

Door opslibbing is de hoogte van de kwelders in de loop van de onderzoeksperiode vrij snel toegenomen. In de kwelderwerken bedroeg de gemiddelde hoogtetoe name in de jaren 1992 – 2009 in de pionierzone 2.1 cm per jaar en in de hogerliggende kwelderzone 1.5 cm per jaar (Dijkema *et al.* 2011). Mede hierdoor is ook de vegetatiesamenstelling sterk veranderd met een toename van vegetatietypen van de hoge kwelder (Dijkema *et al.* 2011; van Wesenbeeck *et al.* 2014). Door de hoogtetoe name is de overstromingskans van de kwelder in het broedseizoen afgenomen. Hierdoor en door de vegetatieverandering is de geschiktheid van de kwelder als broedgebied voor veel vogelsoorten toegenomen (zie ook Figuur 4.54). Een duidelijke positieve respons van broedvogels is echter tot nu toe uitgebleven.

In de eerste tien jaar van de Proefverkweldering werd niet een beheer gevoerd gericht op een verhoging van de geschiktheid van het gebied voor broedvogels. Dit geldt ook voor de aangrenzende kwelder van het Noorderleech. De intensieve paardenbeweiding zoals die met ingang van 2008 in het centrale deel van de Proefverkweldering en aangrenzende kwelder plaats vond is, had een kort afgegraasde kwelder tot gevolg met maar weinig structuur voor broedvogels (zie boven). Hoewel het aantal broedvogels niet per beheercompartiment is uitgewerkt, leek de dichtheid in 2011 hier lager dan elders (vgl. Figuur 4.53). Met het oog op de hoge kans van vertrapping van nesten door de paarden zal het broedsucces hier deze jaren uitzonderlijk laag zijn geweest (zie hierboven onder punt (iv) beweiding en broedsucces).

In het kader van de plannen om de zomerpolders tot kwelders om te vormen is It Fryske Gea vanaf 1994 begonnen met aankoop van gronden in de zomerpolders. In 1996 kon hierbij een grote stap worden gemaakt door de overname van de vennootschap ‘het Noorderleegs Buitenveld B.V.’. Op de aangekochte gronden werd door It Fryske Gea een overgangsbeheer ingesteld, waarbij beperkingen werden opgelegd aan het agrarisch gebruik. Wanneer met dit gegeven in het achterhoofd opnieuw naar de aantalsontwikkeling van sommige broedvogels wordt gekeken, lijkt het aannemelijk dat dit overgangsbeheer bij veel soorten een positief effect heeft gehad. In een korte periode (1997 – 2001) lieten verschillende soorten (Figuur 4.47B) en de groep primaire weidevogels (Figuur 4.49B) een jaarlijkse stijging van de aantallen zien, waarna de aantallen zich op een hoger niveau stabiliseerden. Ook Slobeend en andere minder talrijke eendensoorten werden vaker als broedvogel vastgesteld na invoering van het overgangsbeheer (vgl. Tabel 4.10 en Bijlage VI, Tabel VI.2). In het beheer van de kwelders en in de Proefverkweldering is in dezelfde periode minder rekening gehouden met broedvogels. Dit kan een belangrijke nuancering zijn bij het evalueren van het effect van de verkweldering op de broedvogelbevolking.

Mede door de veranderingen in het beheer zijn de zomerpolders het meest vogelrijk waarbij moet worden opgemerkt dat vooral in het Noorderleech het contrast tussen zomerpolder en kwelder erg groot is. In het Noorderleech neemt de Bokkenpollenpolder een bijzondere plaats in, waarschijnlijk doordat er:

- er vaak inundatie met zoetwater plaatsvindt (vooral in de winter)
- de vegetatie bij de start van het broedseizoen kort is
- door distels er een beschermende dekking voor jonge vogels is
- al jaren sprake is van extensief beheer met weinig bemesting
- de breedte van de polder gunstig is voor de rust.

Door het bovengenoemde verschil in beheer tussen aan de ene kant de zomerpolders en aan de andere kant de kwelders en de Proefverkweldering vormt de kwelder een minder geschikt ijkpunt om het effect van verkweldering op de broedvogels te evalueren. Om voor de Proefverkweldering een vergelijkingspunt of een streefgetal te hebben zou op basis van hoogteligging en verwachte vegetatieontwikkeling, gekeken kunnen worden naar de dichtheid van broedvogels op de kwelder buiten de primaire pionierzone en daarbij opnieuw de kolonievogels buiten beschouwing te laten. Op basis van de resultaten in Figuur 4.54AB zou bij een gewijzigd beheer de dichtheid van niet-koloniebroeders in de Proefverkweldering in elk geval op 100 broedpaar per 100 ha of hoger moeten kunnen uitkomen.



Foto 9 De secundaire pioniervegetatie van Klein schorrenkruid en Zeekraal in het laaggelegen oostelijke deel van de Proefverkweldering in de nazomer (foto september 2012).

5 Evaluatie

5.1 Inleiding

Noard-Fryslân Bûtendyks is in de jaren zeventig en tachtig van de vorige eeuw jarenlang inzet geweest van een belangenstrijd tussen landbouw en natuurbescherming. De vraag was of de 4000 ha buitendijkse gronden tussen Zwarte Haan en Holwerd door bedijking geheel of gedeeltelijk ingericht zou worden als landbouwgebied, of dat ze een onderdeel van de Waddenzee zouden blijven door alleen de bestaande zeedijk te verzwaren en op te hogen tot deltahogte (Abrahamse & Muntingh 1975; Schroor 2009). In 1988 is via een gerechtelijke uitspraak (Raad van State) het besluit gevallen dat de bestaande dijk zou worden verzwared en konden de zomerpolders, kwelders en kwelderwerken hun buitendijkse ligging behouden (Hosper & de Vlas 1994).

In 1992 hebben de zomerpolders een bestemmingsverandering richting natuur gekregen. Reeds toen zijn aanbevelingen opgesteld en is planvorming op gang gekomen om de zomerpolders om te vormen of te verkwelderen en zo tot een herstel van een grootschalig kweldergebied te komen (Hosper & de Vlas 1994). Bij het opstellen van de eerste plannen werd hierbij al uitgegaan van een poldergewijze of stapsgewijze uitvoering van de plannen. Op basis van het korte-termijn succes van de Proefverkweldering, is al in 2009 de uitdijking van de zomerpolder van de Bildtpollen uitgevoerd (48 ha, Bakker *et al.* 2014) en zijn er concrete plannen voor een volgende stap, namelijk het herstel van een zoet-zout overgang door de bouw van een nieuw uitwateringsgemaal in het Noarderleech: het gemaal Vijfhuizen.

In navolging van de evaluatie van de Proefverkweldering na vier jaar monitoring (van Duin *et al.* 2007) volgt in dit hoofdstuk een evaluatie van de Proefverkweldering op basis van een tienjarige ontwikkeling. De evaluatie zal zich richten op een beoordeling van de mate van succes en de effectiviteit van de getroffen inrichting- en beheermaatregelen. Ook zullen eventuele kennislacunes worden aangegeven en aanbevelingen worden gedaan ten aanzien van de uitvoering van mogelijke volgende uitpolderingen en de inrichting van NFB. Er wordt hierbij zoveel mogelijk geschreven vanuit de doelstelling en het perspectief van It Fryske Gea, namelijk: een herstel en behoud van een halfnatuurlijk kwelderlandschap (Jager & Rintjema 2003).

Het kwelderherstel in NFB onderscheidt zich in één opzicht in belangrijke mate van bijvoorbeeld de Peazemerlannen en veel herstelprojecten elders: in NFB gaat het om een landwaartse uitbreiding van bestaande kwelder terwijl bij projecten elders het in het algemeen gaat om gebieden waar voor een bestaande dijk geen of nauwelijks nog een kwelder aanwezig was. De bestaande kwelder kan eventueel als zaadbron functioneren waardoor kwelderplanten het nieuwe gebied makkelijker zouden kunnen koloniseren en zich zo sneller een kweldervegetatie zou kunnen ontwikkelen (Bakker *et al.* 2001; Mossman *et al.* 2012b). Tegelijkertijd kan de bestaande kwelder zich echter qua breedte en hoogte zo ver hebben ontwikkeld dat de getijdengolf met vertraging en minder energie in het nieuw uitgepolderde gebied binnendringt, waardoor de invloed van het getij en het zeewater er lager zou kunnen zijn dan in vergelijking met de situatie waarin die kwelder er niet zou zijn geweest.

5.2 Streefbeeld

In deze paragraaf wordt stil gestaan bij de vraag wat voor soort streefbeeld gehanteerd kan worden voor de Proefverkweldering en in bredere zin voor NFB. Onder een streefbeeld wordt verstaan een voorstelling van de natuur of het landschap dat in ruimte en tijd realiseerbaar wordt geacht en waarbij rekening wordt gehouden met allerlei beperkende randvoorwaarden (Tekstkader III). Een streefbeeld wordt in de regel opgesteld op basis van een referentiebeeld.

Door It Fryske Gea is voor de Proefverkweldering het streefbeeld op praktische wijze omschreven als “*beweidbare kwelder*”. Voor Noard-Fryslân Bûtendyks als geheel is het streefbeeld omschreven als een “*halfnatuurlijk landschap waarin gestreefd wordt naar een gevarieerde vegetatie met zoveel mogelijk planten- en diersoorten die van nature op kwelders thuishoren*” (Jager & Rintjema 2003). Het gebruik van de term “halfnatuurlijk” impliceert de onderkenning dat een herstel tot een nagenoeg natuurlijk kwelderlandschap niet mogelijk is. De kwalificatie (nagenoeg) natuurlijk of halfnatuurlijk is van grote invloed bij het maken van keuzes bij beheer en inrichting.

De huidige vastelandkwelders zijn voor het overgrote deel ontstaan uit landaanwinningsactiviteiten en zijn vanuit geomorfologisch oogpunt als kunstmatig te omschrijven. Omdat de flora wel spontaan (= niet ingezaaid) is ontstaan spreken we toch liever van een halfnatuurlijk landschap (*sensu* Westhoff 1949; Londo 1997). De natuurlijke morfologie van een kwelder, met name het krekensysteem wordt reeds vastgelegd in het (pre-)pionierstadium van een kwelder (zie voor discussie Esselink 2000). Om de huidige kwelders om te vormen tot min of meer natuurlijke kwelders zouden ze dus geheel afgegraven moeten worden tot ruim onder het niveau van GHW. De voormalige zomerpolder van de Proefverkweldering en de overige zomerpolders in Noard- Fryslân Bûtendyks zijn stuk voor stuk ingepolderde kwelders die vanuit een vorm van landaanwinningswerken zijn ontwikkeld (Schroor 2009). Dit betekent dat het bij de Proefverkweldering en bij eventueel toekomstige verkwelderingen in Noard-Fryslân Bûtendyks, steeds om herstel van een halfnatuurlijke kwelder gaat.

Ook in het *Handboek Natuurdoeltypen* (Bal *et al.* 2001) worden de kwelders langs het Friese en Groninger vasteland als een halfnatuurlijk landschap omschreven, hoewel elders in dit Handboek de termen “natuurlijk” en “halfnatuurlijk” gekoppeld worden aan de schaal of oppervlakte waarop de natuur zich kan ontwikkelen. Londo (1997) geeft kritiek op deze koppeling. Bij toepassing van deze koppeling zouden uitgestrekte halfnatuurlijke landschappen als de New Forest in Zuid-Engeland, de Alvar op Öland (Zuid-Zweden) of de Spaanse dehesas als (begeleid) natuurlijk geclassificeerd moeten worden. Voor de vastelandkwelders in de Waddenzee is de koppeling tussen de termen natuurlijk of halfnatuurlijk en oppervlakte evenmin toepasbaar.

Beweidbare kwelder

In het geval van de Proefverkweldering is het streefbeeld omschreven als beweidbare kwelder. In § 4.6.4 is al ingegaan op waar de term beweidbare kwelder vandaan komt en de constatering dat de term een moeilijk begrip is waaraan geen vaste criteria zijn verbonden. Dit maakt het lastig om in een evaluatie het streefbeeld beweidbare kwelder als criterium of maatlat te gebruiken. Vroeger werd met de term waarschijnlijk een grazige kwelder bedoeld met een hoge bedekking van laagblijvende grassen, zoals Gewoon kweldergras, Roodzwenkgras, Fioringras en eventueel Kweek (zie ook § 4.6.4).

Kader III: Streef- en Referentiebeelden

Streefbeeld (definitie):

Een voorstelling van de natuur zoals men die, vanuit de aangehangen visie, in tijd en ruimte realiseerbaar acht, daarbij rekening houdend met allerlei beperkende factoren (Lenders *et al.* 1997).

Referentiebeelden (definitie):

Voorstellingen van de structuur en het functioneren van de natuur of ecosysteem in andere tijden of op andere plaatsen (zie ook Lenders *et al.* 1997). Voor één en hetzelfde gebied kunnen dus meerdere referentiebeelden worden gehanteerd. De keuze voor een bepaald referentiebeeld is in de regel afhankelijk van de visie van de beherende organisatie. Afhankelijk van het type informatie dat gebruikt wordt om tot de opstelling van een referentiebeeld te komen, worden drie soorten referentiebeelden onderscheiden:

a) Historisch referentiebeeld

Een historische referentiebeeld heeft betrekking op historische gegevens van een gebied waarvoor een referentiebeeld geformuleerd moet worden. Een historische referentiebeeld wordt opgesteld aan de hand van historische databronnen en op wetenschappelijk onderzoek gebaseerde reconstructies.

b) Geografisch referentiebeeld

Een geografische referentiebeeld wordt opgesteld aan de hand van gegevens over gebieden elders die sterk overeenkomen met een ideaalbeeld dat voor ogen staat van het gebied waarvoor een referentiebeeld geformuleerd moet worden. Het voordeel van een geografische referentie is dat hieraan onderzoek mogelijk is om tot een relatief compleet referentiebeeld te komen.

c) Theoretisch referentiebeeld

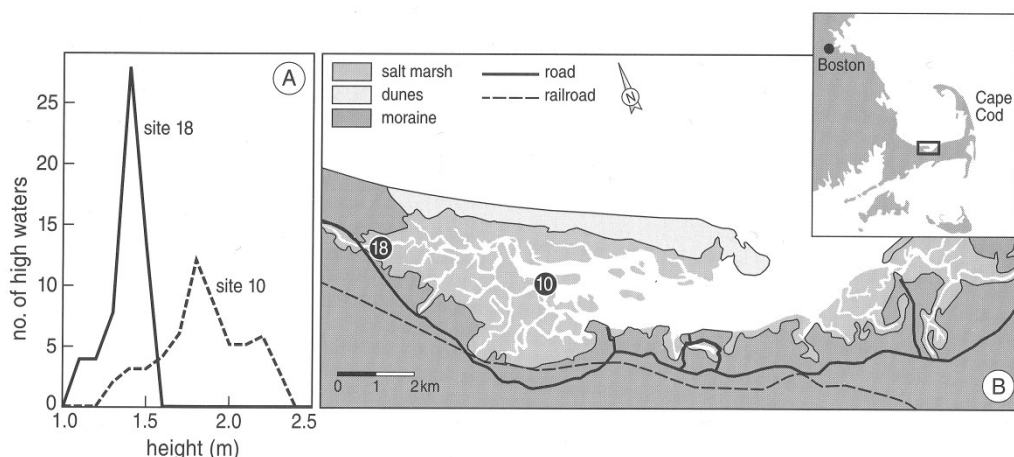
Een dergelijk referentiebeeld wordt opgesteld op basis van theoretische ecologische kennis van ecosystemen. Wanneer geen of onvoldoende historische gegevens beschikbaar zijn en evenmin vergelijkbare gebieden kunnen worden gevonden die een geografische referentie kunnen vormen, vormt het opstellen van een theoretisch referentiebeeld de enige mogelijkheid. Als nadeel van deze benadering wordt wel gezien dat een referentiebeeld wordt gecreëerd dat slechts in theorie bestaat, maar historische of geografische referentie mist (Lenders *et al.* 1997).

In de praktijk zal in geconstrueerde referentiebeelden vaak sprake zijn van een combinatie van de drie genoemde benaderingen.

Herstel gradiëntrijke brede kwelder

Een ander aspect van kwelderherstel in Noard-Fryslân Bûtendyks is dat het één van de weinige plekken tussen Den Helder en Esbjerg is waar het mogelijk is om tot een herstel van een brede kwelder van meerdere kilometers tussen de zeedijk en de Waddenzee te komen. Het verschil met een “normale” vastelandkwelder is dat een brede kwelder een meer volledige hydrodynamische gradiënt heeft, waarbij het lokale niveau van GHW vanaf de kwelderrand naar binnen toe kan afnemen (Figuur 5.1). Mede hierdoor laten sedimentatie en hoogteontwikkeling eenzelfde gradiënt over de kwelder zien (§ 1.1). Ver van de kwelderrand gelegen delen kunnen daardoor laag en nat zijn (van Wesenbeeck *et al.* 2014). Als gevolg van deze omstandigheden wordt de vegetatiesuccessie er vertraagd en kan de ontwikkeling naar Zeekweek hier ontbreken, ook als de kwelder niet wordt beweid (Veenklaas 2013). Een voorbeeld van een dergelijke situatie is te vinden op de kwelder op de Hamburger Hallig in Sleeswijk-Holstein (Esselink *et al.* 2009). De kansen op ontwikkeling van gradiënten in de abiotiek bij uitpoldering van de zomerpolders in Noard-Fryslân Bûtendyks zijn ook genoemd in de in 1994 opgestelde toekomstvisie voor NFB (de Vlas 1994). Mede gebaseerd op het hierboven genoemde onderzoek op de Hamburger Hallig wordt in de meest recente *Quality Status Report of the Wadden Sea* de volgende aanbeveling gedaan (Esselink *et al.* 2009):

Waar dat maar mogelijk is moet prioriteit worden gegeven aan het behoud en herstel van brede kwelders.



Figuur 5.1 Voorbeeld van gradiënt van het lokale GHW op een brede kwelder bij Cape Cod (Amerika). Figuur A geeft voor dezelfde maand dat waargenomen is een vergelijking van de frequentieverdeling van de opgetreden peilen van hoogwater in een kwelderkreek vlakbij de grens met het natuurlijke achterland (site 18) met die in een kreek in het waddengebied vlak voor de kwelder (site 10). De beide locaties lagen ongeveer 4 km van elkaar (zie kaartje in figuur B). Figuur naar van der Molen (1997) en overgenomen uit Esselink (2000).

Met de uitpoldering van de Proefverkweldering is de bestaande kwelder 300 meter in landwaartse richting verbreed. In de onderstaande evaluatie zal niet alleen worden ingegaan op de ontwikkeling binnen de Proefverkweldering zelf, maar ook waar dat mogelijk is, in hoeverre de Proefverkweldering kwelderbreed gezien heeft bijgedragen een aan grotere verschillen of meer variatie in de abiotiek, kenmerkend voor een brede kwelder.

5.3 Evaluatie Proefverkweldering

In veel projecten voor natuurherstel of natuurontwikkeling werd in het verleden zelden een kwantitatieve en dus goed toetsbare doelstelling voor herstel geformuleerd (Esselink *et al.* 2003). Dit geldt in belangrijke mate ook voor de Proefverkweldering. Op basis van een tienjarige ontwikkeling wordt in deze paragraaf de mate van succes van de Proefverkweldering als kwelderherstelproject besproken. Behalve de vraag in hoeverre de hierboven beschreven streefbeelden na tien jaar eventueel al zijn gerealiseerd, zal de ontwikkeling van de Proefverkweldering ook aan de hand van achteraf *ad hoc* opgestelde en toegevoegde criteria worden beoordeeld (Figuur 5.2).

Hoogteontwikkeling

Als gevolg van de uitpoldering kon de Proefverkweldering door sedimentatie van met zeewater aangevoerd sediment weer in hoogte toenemen. Voor de 92 jaar dat het gebied als zomerpolder heeft gefunctioneerd mag worden aangenomen dat de toevoer van sediment nagenoeg was geblokkeerd en dat daardoor de hoogteontwikkeling van het gebied min of meer heeft stilgestaan. Deze aanname wordt bevestigd door de hoogteontwikkeling gemeten in het kader van het monitoringsprogramma op de SEB-metpunten in de bestaande zomerpolders (Figuur 4.8). Verstoring van het bodemoppervlak door vertrapping en gekrab door paarden vormt waarschijnlijk de verklaring dat hier zelfs netto een afname in bodemhoogte is gemeten (§ 4.3.2). SEB-metingen over een periode van 12 jaar in de zomerpolder van de Peazemerlannen lieten echter een vergelijkbaar resultaat zien: ook hier was geen sprake van een toename van de maaiveldhoogte (van Duin *et al.* 2011); ook niet in jaren met een hoge stormactiviteit zoals gemeten op de kwelder en in de Proefverkweldering (Esselink & Chang 2010).

| Parameter | Kwelder (doel) |
|---------------------------------|----------------|
| Abiotiek | |
| Hoogteontwikkeling | |
| Zoutgehalte bodem | |
| Kreekontwikkeling / ontwatering | |
| Verschuiving lokaal GHW | ? |
| Vegetatie | |
| Vestiging kweldervegetatie | |
| Ontwikkeling hoofdzones | |
| Vestiging doelsorten | |
| Ganzen | |
| Voedselaanbod incl. trend | |
| Gebruik najaar | |
| Gebruik voorjaar | |
| Broedvogels | |
| Primaire weidevogels | |
| Kolonievogels | - |

Figuur 5.2 Evaluatie van de Proefverkweldering op basis van een tienjarige ontwikkeling. De lengte van de pijlen geeft aan in hoeverre de doelstelling of de streefsituatie in deze periode is bereikt. Aangetekend moet worden dat de omvorming van zomerpolder naar kwelder voor veel broedvogels tot een verlaging van de dichtheden leidt. Alle beoordelingscriteria zijn achteraf opgesteld. Zie tekst voor verdere toelichting.

Voor de Proefverkweldering betekent de 92 jaar durende stilstand in hoogteontwikkeling dat het gebied theoretisch gezien een achterstand van bijna 20 cm op had gelopen ten opzichte van de gestegen zeespiegel (vgl. Figuur 2.3). Met een stijging van de Proefverkweldering met ongeveer 7 cm is in de eerste tien jaar na de uitpoldering ruim 30% van deze achterstand ingelopen (Figuur 5.3).

De hoogteontwikkeling van de Proefverkweldering was ongeveer 40% lager ten opzichte van de gemiddelde hoogteontwikkeling van de kwelder, waar de hoogte met ongeveer 11 mm per jaar toenam (§ 4.3.2). Een belangrijke verklaring hiervoor is dat de kwelder dichterbij de sedimentbron (de zee) ligt dan de Proefverkweldering. In de iets westelijker gelegen Bildtpollenverkweldering werd een nog groter verschil gevonden in opslibbing tussen voormalige zomerpolder en de zeewaarts gelegen kwelder (Bakker *et al.* 2014). De verwachting is dat de Proefverkweldering de achterstand in hoogte ten opzichte van de kwelder niet zal inlopen en ook in de toekomst lager zal blijven. Deze verwachting komt overeen met de ontwikkeling van een zogenaamd omgekeerd hoogteprofiel in een brede kwelder (zie § 5.2; van Wesenbeeck *et al.* 2014). Vanuit deze invalshoek bezien heeft de uitvoering van de Proefverkweldering bijgedragen aan een meer gevarieerde opbouw van de kwelder in NFB.

Op kleinere schaal was binnen de Proefverkweldering eveneens sprake van een hoogte-differentiatie: door een sterkere opslibbing langs de krekken begon zich een patroon van oeverwallen met daarachter lageregelegen kommen af te tekenen.

Zoutgehalte bodem

Na de uitpoldering was in de Proefverkweldering al snel sprake van een duidelijke zoutgradiënt in het bodemvocht die samenhang met de bodemhoogte in de Proefverkweldering (§ 4.5.1). Een dergelijke gradiënt is een belangrijke voorwaarde voor de ontwikkeling van een gevarieerde kweldervegetatie.

In vergelijking met de kwelder, lag het zoutgehalte in de Proefverkweldering op een wat lager niveau, met name in de eerste vier jaar na uitpoldering. Gecorrigeerd voor de hoogteligging was er in het tiende jaar geen significant verschil meer tussen kwelder en Proefverkweldering (Veeneklaas *et al.*

2015). Hier zijn twee mogelijke verklaringen voor aangevoerd (zie ook § 4.5.1), nl.: (a) een doorgevoerde verandering in het beheer met een verhoging van de veedichtheid, (b) de geleidelijke over meer jaren gespreide opbouw van de zoutconcentraties in het grondwater (van Duin *et al.* 2007), waardoor bij droogte de aanvoer van zout via capillaire opstijging van grondwater naar het oppervlak in de beginperiode lager zal zijn geweest dan in het laatste jaar.

Naast de monitoring van de zoutgehalten zelf, kan men zich ook afvragen in hoeverre er ecologische indicatoren zijn die het beeld van het verziltingsproces in de Proefverkweldering kunnen aanvullen. Een opvallende waarneming was het voorkomen van regenwormen in de hoogste delen van de Proefverkweldering tot in het tiende jaar na uitpoldering. Een andere opvallende waarneming is de vestiging en uitbreiding van Riet (§ 4.6.2). Hoewel het vegetatietype *niet-zilt grasland* in het tiende jaar niet meer kon worden gekarteerd, waren op soortniveau niet-zouttolerante plantensoorten als Engels raaigras en Witte klaver nog opvallend algemeen aanwezig in het hooggelegen westelijk transect T1 (Tabel 4.7). Deze waarnemingen kunnen erop wijzen dat de zoutinvloed in delen van de Proefverkweldering mogelijk lager blijven dan op de kwelder. Ook in de in 2009 uitgevoerde uitpoldering van de Bildtpollenverkweldering – hoewel minder lang gemonitord – behield de vegetatie een opvallend “zoet” karakter (Bakker *et al.* 2014). In NFB is niet onderzocht of het lokale niveau van GHW vanaf de kwelderrand naar de dijk toe afneemt zoals in Figuur 5.2. Een dergelijke afname zou een verklaring kunnen vormen voor het zoetere karakter van beide verkwelderingen. Kwelderbreed gezien zouden beide verkwelderingen in dat geval een bijdrage hebben geleverd aan een grotere variatie in het zoutregime op de kwelders van NFB.

Op grond van bovenstaande discussie wordt het verloop van het verziltingsproces van de Proefverkweldering als positief beoordeeld (Figuur 5.2).

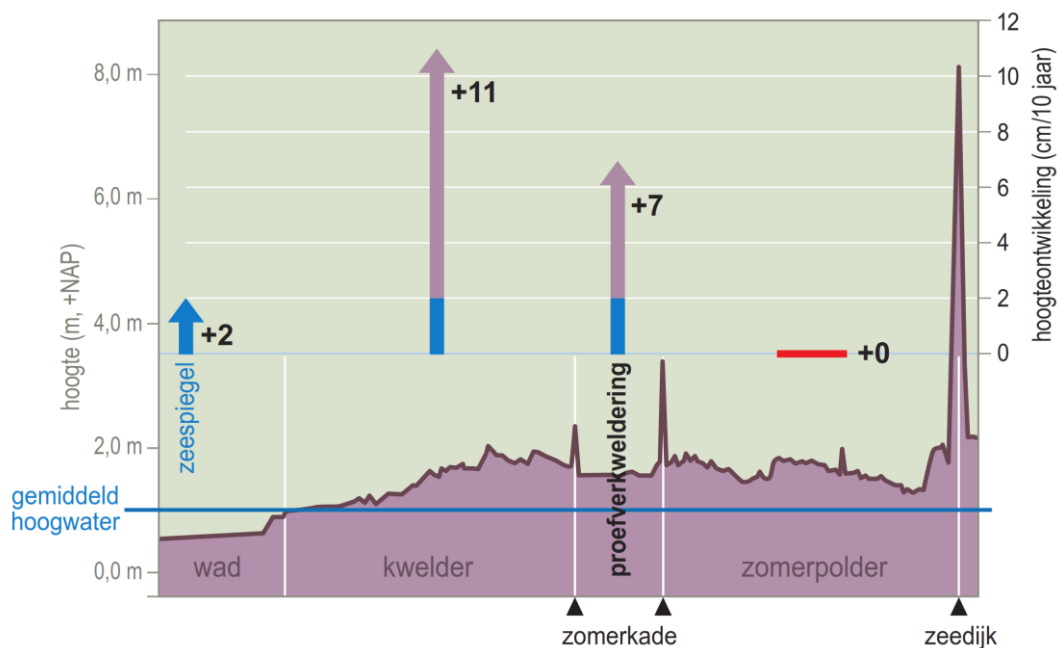
Kreekontwikkeling en ontwatering

De ontwikkeling van de krekken en de ontwatering van de Proefverkweldering is lastig te beoordelen omdat morfologische processen zich over een langere periode kunnen uitstrekken. Ook ontbreekt er een goed referentie- of een ijkpunt. Van nature vormt zich een krekensysteem in een kwelder tegelijkertijd en in interactie met de ontwikkeling van de kwelder zelf en is in aanleg vaak voor die tijd zelfs al aanwezig (Allen 2000; Esselink 2000; van Wesenbeeck *et al.* 2014). Als de kwelder eenmaal is gevormd, is het krekensysteem niet meer zo veranderlijk: de krekken kunnen nog zijwaarts migreren en zich verlengen door achterwaartse insnijding, maar de grote lijnen veranderen niet meer (Allen 2000). Zelfs door de Proefverkweldering tot onder het niveau van GHW af te graven en het hele proces van kreek- en kweldervorming vanaf nul te laten beginnen levert een geomorfologisch afwijkend krekensysteem op t.o.v. een op de overgang van kwelder en wad gevormde priel of kreek, omdat de sedimentsamenstelling verschilt. Een dergelijke ingrijpende maatregel sluit bovendien niet aan op de doelstelling van de Proefverkweldering noch op die van eventuele verdere omvorming van zomerpolders in NFB tot kwelder. Wel kan van de voor de aanleg van de krekken gemaakte keuzes in de Proefverkweldering worden geleerd van hoe bepaalde maatregelen hebben uitgewerkt.

Van de drie aangelegde krekken bleef alleen de oostelijk kreek op diepte en deze leek zich ook door achterwaartse insnijding te verlengen. Deze kreek was tegelijkertijd de enige van de drie waarbij het volgende proces niet werd verstoord door een duiker of een brug: van nature wordt de grootte van het dwarsprofiel van een kreek bepaald door de hoeveelheid water die afgevoerd moet worden en de snelheid waarmee dat gebeurt. Wanneer bij de aanleg van een kreek deze te ruim wordt uitgegraven, zal deze zich in eerste instantie gaan versmallen en verondiepen (Figuur 4.2), om vervolgens via uitschuring door de ebstream eventueel weer dieper te worden. De plaatsing van de duiker in de tweede doorgraafopening heeft deze ontwikkeling hier verstoord. De duiker vormt tegelijkertijd een

drempel waardoor (1) de stroomsnelheid van het water ter plekke geremd wordt en (2) een verdieping van de kreek lager dan het laagste punt in de duiker niet mogelijk is. De meest westelijk kreek leek in het tiende jaar na uitpoldering geen grote aan- en afvoerfunctie meer te hebben. In de doorgraafopening was het kreekprofiel onder het niveau van GHW afgenomen tot slechts 0.3 m² (Figuur 4.1; Tabel 4.1). Hier hebben verschillende factoren die samenhangen met de inrichting mede een rol gespeeld (§ 4.1). Tegelijkertijd moet echter ook bedacht worden dat de krekken in de Proefverkweldering een eindsysteem vormen, waar door onvoldoende waterafvoer krekken verstopt kunnen raken met sediment. De komberging van de westelijke kreek heeft de hoogste ligging en is kleiner dan van de overige twee krekken (Tabel 2.1).

Het afdammen van de aanwezige greppels op de aansluitpunten met de aangelegde krekken is in het laaggelegen oostelijke deel van grote invloed geweest op (1) de ontwateringstoestand van het gebied en (2) in combinatie met de beweiding op een grootschalige ontwikkeling van secundaire pioniervegetatie (§ 4.6.4). De oorspronkelijke greppels waren op veel plaatsen na tien jaar nauwelijks nog als zodanig te herkennen omdat ze bijna volledig waren dichtgeslibd (zie ook Tabel 4.3). Hierdoor is de variatie in het terrein afgenomen. Een aantal greppels liet ondertussen na tien jaar bij de uitmonding op de krekken weer een kort erosiegeultje zien en deze greppels gedroegen zich als een kreek die zich door achterwaartse insnijding aan het verlengen is. Dit proces is niet gemonitord. In het tiende jaar na uitpoldering ging het nog maar om een kleinschalige ontwikkeling.



Figuur 5.3 De ontwikkeling van het dwarsprofiel in NFB ter hoogte van de Proefverkweldering in de eerste tien jaar na uitpoldering ervan. De hoogte in het dwarsprofiel (linker as) is ontleend aan het Algemeen Hoogtebestand Nederland. De stijging van de zeespiegel is gebaseerd op de langjarige ontwikkeling van het niveau van GHW (Figuur 2.3). De overige veranderingen geven een samenvatting van in dit rapport gepresenteerde resultaten uit het monitoringsonderzoek. De kwelder en de Proefverkweldering stijgen sneller dan het niveau van GHW; de hoogteontwikkeling van de niet uitpolderde zomerpolders staat nagenoeg stil en deze polders zullen steeds lager komen te liggen ten opzichte van het GHW-niveau. Bij de hoogteontwikkeling van de kwelder is de pionierzone buiten beschouwing gelaten. Dit verklaart het verschil met de waarde in de brochure (van der Eijk & Esselink 2014).

Een alternatief voor het afdammen van de greppels zou zijn geweest om (1) niet alle greppels af te dammen, maar bijvoorbeeld de helft of twee/derde, of (2) het oude drainagepatroon intact te laten waarna een deel van de greppels vanzelf zou dichtslibben. Beide scenario's zouden na tien jaar tot meer variatie hebben geleid zowel in de terreingesteldheid als de vegetatie.

In totaal wordt de ontwikkeling van de kreken en de ontwatering na tien jaar als minder gunstig beoordeeld (Figuur 5.2).

Vegetatie

De vegetatiekaarten laten zien dat het niet-zilte grasland van de uitgangssituatie van vóór de herinrichting geheel vervangen is door een meer zouttolerante kweldervegetatie (Figuur 4.25; Figuur 4.26). Het streefbeeld van een beweidbare kwelder is echter maar gedeeltelijk gerealiseerd: het hoge aandeel secundaire pioniervegetatie (50% van het gehele gebied; Figuur 4.26; Figuur 4.27) sluit niet aan op het streefbeeld van een beweidbare of grazige kwelder (§ 4.6.4).

Wanneer naar twee achteraf toegevoegde criteria wordt gekeken, lijkt de nieuwe kwelder zich tot nu toe gunstig te hebben ontwikkeld, namelijk (Figuur 5.2):

- (a) De complete kwelderzoning van (secundaire) pionierkwelder, lage-, hoge- en brakke kwelder is in de Proefverkweldering vertegenwoordigd (§ 4.6.1)
- (b) Van een op basis van vegetatiekundige criteria opgestelde lijst van 23 als doelsoort geclassificeerde plantensoorten, werden verreweg de meeste soorten jaarlijks op de drie intensief onderzochte transecten aangetroffen (Figuur 4.35). In het tiende jaar werden hier zelfs 22 van de 23 aangetroffen terwijl de 23^{ste} soort ergens anders in het gebied voorkwam.

Hierboven is al ingegaan op het effect van het afdammen van de greppels op de ontwateringstoestand in het laaggelegen oostelijke deel van de Proefverkweldering. De combinatie van én een slechte ontwatering én beweiding wordt gezien als belangrijke oorzaak van de grootschalige ontwikkeling van de secundaire pioniervegetatie (§ 4.6.4). De verwachting is dat een forse vermindering van de beweiding hier op korte termijn kan leiden tot de ontwikkeling van een meer grazige kweldervegetatie. Een systeem van wisselbeweiding waarbij één jaar met beweiding wordt afgewisseld door een herstelperiode van 1 – 2 jaar is daarbij waarschijnlijk effectiever dan een continue beweiding met een lage veedichtheid (§ 4.6.4).

Ganzen

De benutting van de Proefverkweldering door ganzen ontwikkelde zich naar een vergelijkbaar niveau als op de aangrenzende kwelder. Dit niveau is wel belangrijk lager dan potentieel mogelijk is op een goed ontwikkelde kwelder. De lage benutting door ganzen wordt verklaard door het beperkte voorkomen van grazige vegetatietypen met een hoge bedekking van voor ganzen aantrekkelijke voedselplanten. De verwachting is dan ook dan een eventuele toename van meer grazige vegetatietypen ten koste van de secundaire pioniervegetatie zal leiden tot hogere benutting van de Proefverkweldering door ganzen (Figuur 4.44; § 4.7.4).

Door de nog bescheiden benutting door ganzen is de Proefverkweldering vanuit het perspectief voor ganzen tot nu toe als matig succesvol geclassificeerd (Figuur 5.2).

Broedvogels

In de broedvogelbevolking van NFB vormen de weidevogels tegenwoordig zowel wat betreft het aantal broedparen als het aantal soorten de belangrijkste soortgroep (Tabel 4.10). Tot relatief recent kwamen ook hoge aantallen kolonievogels in het gebied tot broeden, maar deze zijn sterk achteruit-

gegaan. Ten opzichte van 1991 is bijvoorbeeld het aantal broedparen van soorten als Kokmeeuw, Visdief en Kluut ten opzichte van 1991 met 60 – 90% afgenomen (Tabel 4.10; § 4.8.5). Bij deze achteruitgang hebben een aantal factoren zoals veranderingen in het voedselaanbod, het beheer van de kwelderwerken en verstoring door predatie een grote rol gespeeld (zie boven). Deze veranderingen waren al aan de orde ruim voor de start van de Proefverkweldering (Engelmoer *et al.* 2001; Bos *et al.* in druk). De Proefverkweldering is daarom geen factor van betekenis geweest voor de negatieve trend in de achteruitgang van de kolonievogels in NFB. De kolonievogels worden om deze reden in deze evaluatie verder buiten beschouwing gelaten.

In de Proefverkweldering liet de dichtheid aan weidevogels in de eerste tien jaar na uitpoldering een afname zien en benaderde er na tien jaar hetzelfde niveau als de gemiddelde dichtheid op de kwelders van NFB. Deze dichtheid is overigens lager dan dichtheden die wel in andere kwelder-gebieden zijn vastgesteld (Doody 2008). In de zomerpolders bereiken de weidevogels daarentegen een veel hogere dichtheid dan op de kwelders. De laatste jaren is dit verschil in dichtheden zelfs toegenomen, waarschijnlijk door een succesvolle invoering van een weidevogelbeheer in grote delen van de zomerpolders (Figuur 4.49). Het omvormen van zomerpolder naar kwelder zal hoe dan ook meestal tot gevolg hebben dat het aantal weidevogels zal afnemen (CWSS 2010). Ook bij de Proefverkweldering was dit geval en in die zin is de ontwikkeling in feite verlopen zoals mocht worden verwacht. Omdat het een afname betreft kan het echter moeilijk als een succes worden gezien.

Een kanttekening hierbij is nog dat de ontwikkeling van de broedvogelbevolking in de Proefverkweldering extra onder druk heeft gestaan door (1) de grootschalige ontwikkeling van de secundaire vegetatie en (2) de vroege start van het weideseizoen met de zeer intensieve beweiding met paarden gedurende de laatste jaren in een deel van het gebied (zie ook § 4.7.4, 4.8.5). In de laatstgenoemde paragraaf is de verwachting uitgesproken dat onder een ander beheer in de Proefverkweldering de dichtheid van niet-kolonievogels op 100 broedpaar per 100 ha of hoger zou moeten kunnen uitkomen. In het tiende jaar werd deze dichtheid niet meer gehaald (Bijlage VI: Tabel VI.1).

Samengevat geldt voor de broedvogels dat de waargenomen achteruitgang in de Proefverkweldering verwacht werd, maar dat de achteruitgang bij een ander beheer lager had kunnen uitvallen.

Effecten van de Proefverkweldering op de aangrenzende kwelders en kwelderwerken

Er zijn geen aanwijzingen gevonden dat de Proefverkweldering van enige invloed is geweest op de hoogte- of vegetatieontwikkeling van de aangrenzende kwelder of kwelderwerken (zie van Duin *et al.* 2007). In de kwelderwerken was de staat van onderhoud van de rijshoutdammen van doorslaggevende betekenis (zie ook Esselink & Chang 2010).

Effect van de Proefverkweldering op de aangrenzende zomerpolders en agrarische gebieden

Er is geen aanwijzing verkregen dat de realisatie van de Proefverkweldering geleid heeft tot een mogelijke verzilting van de aanliggende zomerpolder (§ 4.5.2).

De benutting door ganzen van het onderzochte aan NFB grenzende binnendijkse gebied bleef gedurende de eerste tien jaar van de Proefverkweldering laag en onveranderd (§ 4.7.1).

Eindconclusie

In zijn totaliteit kan van de Proefverkweldering ook na tien jaar als een redelijk succesvol project voor kwelderherstel worden beschouwd. Voor de aspecten abiotiek en vegetatie waren de ontwikkelingen tot nu toe gunstiger dan voor ganzen en broedvogels. Het succes van de Proefverkweldering had groter kunnen uitvallen als het aandeel van de secundaire pioniervegetatie beperkt was gebleven tot een kleiner oppervlakte.

Met het oog op een mogelijke verdere verkweldering van NFB is het daarom niet alleen van belang hoe het succes van de Proefverkweldering verklaard kan worden, maar ook hoe een dergelijke minder gewenste ontwikkeling kan worden voorkomen.

5.4 Randvoorwaarden voor kwelderherstel

Het snelle succes van de Proefverkweldering kan worden verklaard door een gunstige uitgangssituatie en doordat aan een aantal gunstige randvoorwaarden werd voldaan (van Duin *et al.* 2007). Deze worden hieronder summier besproken. De hier genoemde randvoorwaarden zijn niet altijd met inrichting en beheer te beïnvloeden.

Hoogteligging

De Proefverkweldering had qua uitgangssituatie een bijzonder gunstige maaiveldhoogte voor een snelle ontwikkeling van kweldervegetatie (van Duin *et al.* 2007). In de Waddenzee vormt het niveau van GHW ongeveer de ondergrens vanaf waar zich een kweldervegetatie kan vestigen. Onder dat niveau kan zich slechts een pionierkwelder ontwikkelen en nog lager in het getijdenvenster is, afgezien van zeegras, groei van hogere planten niet mogelijk (Dijkema *et al.* 2001). De laagste delen van de Proefverkweldering lagen ongeveer 0.3 m boven GHW, terwijl de hoogste delen ongeveer 0.9 m boven GHW lagen. Dit is een uitgangshoogte die ruime ontwikkelingskansen biedt voor de vegetatie van een middenkwelder. Pas bij een veel hogere ligging (>1.0 m boven GHW) nemen de ontwikkelingskansen voor een kweldervegetatie belangrijk af door een lagere overstromingsfrequentie. De geringe zoutinvloed geeft “zoete” plantensoorten (glycofyten) hier een te grote concurrentiekracht ten opzichte van kwelderplanten voor de ontwikkeling van kweldervegetatie.

Beschikbaarheid sediment

In principe is het voldoende als er zoveel sediment wordt aangevoerd dat de hoogteontwikkeling de zeespiegelstijging kan bijhouden. Hier werd bij de Proefverkweldering ruim aan voldaan. Gedurende de eerste tien jaar van de Proefverkweldering werd zelfs de achterstand opgelopen in de 92-jarige periode dat het gebied zomerpolder was, weer voor 30% ingelopen.

Aanvoer doelsoorten

Alle als doelsoort geclassificeerde planten kwamen dicht in de buurt van de Proefverkweldering voor en waren in staat de Proefverkweldering te bereiken (Bakker *et al.* 2001). Een belangrijk deel was zelfs al voor de uitpoldering in het gebied aanwezig (Figuur 4.35).

Getijdenwerking en ontwatering

Een zo volledige mogelijke getijdenwerking in de Proefverkweldering via de in- en uitstroming van zeewater door de gegraven openingen in de zomerkade is eveneens een belangrijke factor geweest die heeft bijgedragen aan een succesvol kwelderherstel. Als niet in voldoende mate aan deze voorwaarde

was voldaan, was ook niet voldaan aan de twee laatstgenoemde voorwaarden van voldoende aanvoer van zowel sediment als van plantenzaden of eventueel vegetatieve delen met behulp waarvan planten zich kunnen vestigen. Ook de ontwikkeling van een zilte vegetatie over het hele gebied was niet mogelijk geweest bij onvoldoende getijdenwerking. Naast een voldoende sterke vloedstroom voor de sedimentaanvoer en zoutinvloed, is ook een voldoende snelle ebstroom een belangrijke voorwaarde. Als het afstromende water niet snel genoeg wordt afgevoerd kan de ebstroom door de opkomende vloed van de volgende getijcyclus worden geblokkeerd. Tevens is een krachtige ebstroom van belang voor het openhouden van de kreken. De afwatering is ook van invloed op de doorluchtigheid van de bodem en kan zo indirect ook van grote invloed zijn op de vegetatieontwikkeling.

5.5 Kennislacunes

Bij het opzetten van het monitoringsprogramma in 2000 moest een keuze worden gemaakt uit onderwerpen op basis van (a) haalbaarheid en (b) naar wat op dat moment belangrijke kennisvragen rond het thema kwelderherstel waren, terwijl onzekerheid bestond over de mogelijke duur van het onderzoek. Er is in tien jaar tijd een grote hoeveelheid gegevens verzameld waardoor veel inzicht is verkregen in veranderingen van de abiotiek, de vegetatie, het gebruik door de ganzen en de broedvogelbevolking bij de omvorming van zomerpolder naar kwelder. Desalniettemin zijn er ook onderwerpen die niet in het monitoringsonderzoek opgenomen zijn en/of waarover geen of slechts in beperkte mate kennis bestaat, terwijl deze onderwerpen wel van belang kunnen zijn voor de uitvoering van eventuele toekomstige kwelderherstelprojecten of het natuurbeheer van kwelders in het algemeen. Hieronder volgt een korte opsomming van onderwerpen waar naar ons idee op dit moment de grootste kennislacunes heersen.

Brede kwelders

Op verschillende plaatsen in dit rapport is gespeculeerd dat op brede kwelders een verschuiving kan optreden in het lokale gemiddeld hoogwater en de overstromingsfrequentie van de kwelderrand in de richting van de zeedijk. Bij een voorzichtige extrapolatie van de resultaten uit het onderzoek van van der Molen (1997) zou bij uitpoldering van het gehele Noorderleech het lokale GHW dicht bij de zeedijk enkele decimeters lager kunnen zijn dan bij de kwelderrand. Een dergelijke verschuiving zou van grote betekenis zijn op bijvoorbeeld zoutgehaltes, de hoogte- en vegetatieontwikkeling en bij broedvogels op een verlaging van de overstromingsrisico's van nesten. Tot nu toe ontbreekt het echter aan metingen en inzicht in hoeverre er werkelijk sprake is van een ruimtelijke spreiding van hoogwaterstanden in de kwelders van NFB of in vergelijkbare kwelders in de Waddenzee.

Beweiding en vegetatiesuccessie

Het in 2010 opgestarte beweidingsexperiment in NFB waar vijf verschillende beweidingsregimes naast elkaar worden toegepast, heeft geresulteerd in veel extra inzicht in de effecten van beweiding op de plantengroei, de ongewervelde fauna en de vogelwereld op de kwelder (Figuur 5.4; de Vlas *et al.* 2013; Mandema 2014; Nolte 2014; van Klink 2014). Het aan het experiment gekoppelde onderzoek heeft voor het natuurbeheer een bijna compleet overzicht opgeleverd van de mogelijkheden om door beweiding tot een optimale vorm van beheer te komen. Dit geldt voor zowel de keuze voor veesoort (voor de meeste natuuraspecten een voorkeur voor runderen), als voor de veedichtheid (voor de meeste aspecten een voorkeur voor een lage veedichtheid). Niettemin zijn er ook hier nog vragen niet of onvolledig beantwoord. De twee belangrijkste hiervan zijn (de Vlas *et al.* 2013):

- a) *Wisselbeweiding*. Hoewel de eerste resultaten van wisselbeweiding zeer hoopvol waren, zijn er juist voor dit beweidingsregime veel vragen overgebleven. De ervaring die in het beweidings-experiment is opgedaan is onvoldoende om deze beheervorm op een gefundeerde wijze op waarde te kunnen schatten. Bovendien kon in deze proef (vanwege de geringe beschikbare tijd) alleen gebruik gemaakt worden van een korte beheercyclus van één jaar beweiding afgewisseld met het één jaar niet beweiden. Mogelijk zijn cycli van enkele jaren beter, omdat de opbloei van planten mogelijk enkele jaren aanhoudt voordat verlies van diversiteit aan planten, ongewervelden en vogels optreedt.
- b) *Veedichtheid en vegetatiesuccessie*. De eventuele introductie van een vorm van wisselbeweiding houdt een verlaging in van de gemiddelde veedichtheid. Dit sluit aan op het overall beeld uit het onderzoek dat de inzet van een lage veedichtheid (ca. 0.5 dier/ha) voor veel soortgroepen veel gunstiger is dan een hoge veedichtheid (1 dier/ha of hoger). Het is onvoldoende duidelijk in hoeverre met toepassing van een lagere veedichtheid op lange termijn Zeekweek voldoende kan worden onderdrukt.

| Beheerregime Diversiteitsgroep | Veedichtheid | | Wisselbeweiding | | Geen beweiding | Ruimtelijke combinatie van beheervormen |
|-----------------------------------|--------------|------|------------------|---------------------|-------------------|---|
| | Hoog | Laag | Jaren met vee | Jaren zonder vee | | |
| Plantensoorten | ■ | ■ | ■ | ■ | ■ | ■ |
| Vegetatietypen | ■ | ■ | ■ | ■ | ■ | ■ |
| Ongewervelde planteneters | ■ | ■ | ■ | ■ | ■ | ■ |
| Ongewervelde roofdieren | ■ | ■ | ■ | ■ | ■ | ■ |
| Ongewervelden | ■ | ■ | ■ | ■ | ■ | ■ |
| Broedvogels | ■ | ■ | ■ | ■ | ■ | ■ |
| Zangvogels 's winters | ■ | ■ | ■ | ■ | ■ | ■ |
| Ganzen (aantallen) | ■ | ■ | ■ | ■ | ■ | ■ |
| Muizen (aantallen) | ■ | ■ | ■ | ■ | ■ | ■ |

Figuur 5.4 Globaal overzicht van de diversiteit aan kwelderplanten en -dieren in relatie tot het beheerregime. Hoe donkerder de kleur, hoe meer soorten. (Bij ganzen en muizen: hoe donkerder de kleur, hoe hoger de aantallen). Voor vogels en ongewervelden geldt dat elk regime zijn eigen soorten heeft. Over een groot gebied bezien kunnen de mogelijkheden voor diversiteit maximaal worden benut door een ruimtelijke combinatie van de verschillende beheervormen. De aanduiding voor zangvogels in de winter is basis van een inschatting (figuur overgenomen uit de Vlas *et al.* 2013).

5.6 Aanbevelingen

De aanbevelingen richten zich met name op eventuele toekomstige verkwelderingen in NFB, maar kunnen ook van betekenis zijn voor andere gebieden die opnieuw aan getijwerking worden blootgesteld. De aanbevelingen komen voor een belangrijk deel overeen met die van van Duin *et al.* (2007), of vormen een aanscherping hiervan, na de door hen uitgevoerde evaluatie op basis van de ontwikkelingen in de Proefverkweldering in de eerste vier jaar na uitpoldering.

Bij het opstellen van de aanbevelingen is als gedachtegang gehanteerd dat, voor zover dat haalbaar is, in het beheer wordt gestreefd naar een zo laag mogelijke niveau van menselijke beïnvloeding of ingrijpen om zo de mate van natuurlijkheid van het gebied zoveel mogelijk te versterken. Deze gedachtegang is ook het uitgangspunt van het zogenaamde leidende beginsel (*guiding principle*) van het trilateraal vastgestelde beheerplan voor de Waddenzee (CWSS 2010) en wordt bijvoorbeeld ook

toegepast in het beheer van de kwelderwerken na de transitie van de voormalige landaanwinning (Dijkema *et al.* 2001). Om dit punt te illustreren het volgende voorbeeld: in § 4.6.4 en § 5.3 is de grootschalige ontwikkeling van de secundaire pioniervegetatie in de Proefverkweldering als een door de beheerder niet gewenste ontwikkeling aangemerkt. Er zijn twee oplossingsmaatregelen genoemd om deze ontwikkeling om te buigen, namelijk: (1) het tijdelijk achterwege laten van de beweiding of de invoering van een beheer met wisselbeweiding waarbij een jaar met beweiding wordt afgewisseld met een herstelperiode van 1 – 2 jaar zonder beweiding en (2) het verbeteren van de ontwatering door de dichtgeslibde greppels in elk geval voor een deel weer op te schonen. Toepassing van het uitgangspunt zou in dit geval leiden tot een keuze voor de eerstgenoemde oplossing; te meer omdat bij tweede optie de kans bestaat dat de maatregel na verloop van tijd moet worden herhaald.

Randvoorwaarden

- Bij kwelderherstel door middel van uitpoldering moet worden voldaan aan de in § 5.4 genoemde randvoorwaarden.

Herinrichting

a) Doorgravingen

- De maatvoering moet voldoende groot zijn om een lage weerstand voor het in- en uitstromende water te waarborgen en moet in verhouding staan tot de grootte van het achterliggende kombergingsgebied.
- Naast aandacht voor de dimensies van de doorgraving moet er ook aandacht zijn voor de eventuele weerstand die de getijdenstroom buiten de uitpoldering kan ondervinden. Om deze weerstand weg te nemen zijn bij veel uitpolderingen elders de krekken of geulen in de voorliggende kwelder of wadplaten vaak sterk vergroot, zoals bijvoorbeeld bij projecten in Engeland (Nottage & Robertson 2005) en recentelijk bij de uitpoldering van zomerpolders aan de Wurster Küste bij Cuxhaven in Duitsland (Jörn Bunje, pers. meded.).

b) Bruggen en duikers

- De aanleg van deze constructies moet zodanig zijn, dat deze geen extra weerstand opleveren voor de eb- en vloedstroom in de gegraven krekken of uitwateringen.
- Met het oog op het zoveel mogelijk verkleinen van de weerstand voor het in- en uitstromende water, zal het over het algemeen onvoldoende zijn om bij verkweldering van bestaande zomerpolders de inrichting te beperken tot de verwijdering van klepduikers.
- Gebruik van zogenaamde zachte constructiematerialen (naar analogie van houten bruggen in Engelse kwelders) verdient in principe de voorkeur boven het gebruik van betonnen constructies. Voor NFB wordt daarom aanbevolen om een financieel-economische analyse uit te voeren naar de financiële haalbaarheid van hiervan.

c) Maaiveldhoogte en grondverzet

- Bij optredende grondbehoefte wordt geadviseerd een oplossing te zoeken in het plaatselijk verlagen van het maaiveld tot ongeveer het niveau van GHW en het creëren van extra variatie in hoogteligging boven het alternatief om hoge delen af te graven (zie ook zomerkades) of het graven van kunstmatige krekken. Door de vroegere landaanwinning en het landbouwkundige gebruik van NFB, kent de huidige terreingesteldheid van het gebied relatief weinig variatie. Dit kan op deze wijze worden doorbroken. Voorbeelden van uitpolderingen waar voorafgaande aan blootstelling van het getij extra hoogteverschillen zijn aangebracht zijn onder meer Freishton

Shore in de Wash (2002, Engeland; Nottage & Robertson 2005) en zomerpolders aan de Wurster Küste (2010, ZW van Cuxhaven, Duitsland).

d) Kreekaanleg en ontwatering

- Als er kreken worden gegraven moet de meandering bij aanleg al “zo natuurlijk mogelijk” zijn, omdat in een gerijpte bodem nauwelijks erosie zal optreden.
- Overdimensionering van gegraven kreken kan enkele voordelen hebben, omdat er vestigingskansen ontstaan voor pioniersoorten en het dichtslibben van een overgedimensioneerde kreek uiteindelijk een grotere mate van natuurlijkheid oplevert.
- Het blokkeren van de aanwezige greppels richting aangelegde kreken in de Proefverkweldering is van grote invloed geweest op de grootschalige ontwikkeling van de secundaire pioniervegetatie in het oostelijke laaggelegen deel. Aanbevolen wordt om bij een volgende uitpoldering de detailontwatering intact te laten. Door de overdimensionering van de detailontwatering zal in de loop van de tijd vanzelf een deel van de aanwezige greppels dichtslibben terwijl andere greppels door uitschuring zich geleidelijk zullen verdiepen en verbreden (§ 4.6.4, 5.3).

e) Zomerkades

- Bij de Proefverkweldering is de doorgegraven zomerkade bij de herinrichting buiten de drie doorgravingen ongemoeid gelaten, onder meer omdat in de vergunningverlening was opgenomen dat de uitpoldering niet onomkeerbaar mocht zijn. Na uitpoldering kan een parallel aan de kust lopende zomerkade echter een belemmering vormen voor de aanvoer van sediment naar het uitgepolderde gebied, met name van de grovere sedimentdeeltjes die bij een zware overstroming via de kwelder kunnen worden aangevoerd. De aanbeveling is daarom bij een eventuele verdere uitpolderingen deze kades voor een aanzienlijk deel van hun lengte te egaliseren.
- Zomerkades kunnen vanwege hun hoogtegradiënt goede ontwikkelingskansen bieden aan een soortenrijke vegetatie van de beweide hoge kwelder. Het volledig afgraven wordt daarom niet aanbevolen. Wel wordt aangeraden de resterende delen van een doorgestoken kade belangrijk te verlagen.
- Wanneer resten van een doorgestoken zomerkade niet belangrijk worden verlaagd, bieden deze voor de Vos een goede kans om zich er te vestigen. Ter bescherming van broedvogels kunnen burchten door de inzet van honden effectief worden verstoord (Silvan Puijman, pers. meded.).
- Ontraden wordt het ophogen van zomerkades bij een uitpoldering om bestaande zomerpolders beter tegen overstroming te beschermen omdat dit een verscherping van de grens betekent tussen kwelders en zomerpolders.

f) Uitpolderingen en kolonievogels

- Het behoud en eventuele versterking van de betekenis van NFB voor kolonievogels vraagt waarschijnlijk om soortgerichte maatregelen. Wanneer hiervoor naar andere gebieden wordt gekeken, kan de aanleg en het beheer van broedvogeleilanden hiervoor als één van de meest succesvolle strategieën worden beschouwd (Meininger *et al.* 2000; Esselink *et al.* 2003). Door een zomerpolder geheel of gedeeltelijk om te vormen tot een zoutwaterlagune, kunnen ook in NFB op relatief eenvoudige wijze één of meer broedeilanden worden aangelegd. Als voorbeeldproject zou de eerder genoemde uitpoldering van Freishton Shore (81 ha) in de Wash kunnen worden genoemd. Hier is door middel van de aanleg van een extra kade 15 ha van het

gebied ingericht als zoutwaterlagune met enkele eilandjes (Nottage & Robertson 2005). Via een sluis wordt hier zoutwater ingelaten en het waterpeil gereguleerd.

De gedachte achter een broedeiland is dat het omringende water voor isolatie zorgt en broedkolonies zo praktisch onbereikbaar zijn voor grondpredatoren. Dit werkt alleen als de afstand tussen het broedeiland en de vaste oever voldoende groot is. Waar elders met succes predatie door Vossen werd voorkomen, was vaak sprake van een minstens 100 meter brede watergang tussen eiland en de vaste oever (Niewold & Jonkers 1999). De broedvogeleilanden zijn het meest kansrijk wanneer er na aanleg ook een gericht beheer is, zoals het verwijderen van de vegetatie voor de aanvang van het broedseizoen door de eilanden bijvoorbeeld te ploegen of te frezen (Meininger *et al.* 2000; Esselink *et al.* 2003).

Beheer

a) Beweiding

- Bij een lage ligging en slechte ontwatering wordt aanbevolen om na uitpoldering het gebied de eerste jaren niet te beweiden om vervolgens afhankelijk van de vegetatieontwikkeling over te gaan op een beheer met wisselbeweiding waarbij een jaar met beweiding wordt afgewisseld met 1 – 2 jaar zonder beweiding.
- Voor hogergelegen delen wordt aanbevolen de beweiding af te stemmen op de beheerdoelen voor het hele buitendijkse gebied. Zoals ook is geconcludeerd in het NFB gestarte onderzoek naar de relatie tussen beheervorm en biodiversiteit van vastelandkwelders zijn de effecten van beweiding soortspecifiek en afhankelijk van de vorm van beweiding (de Vlas *et al.* 2013). Dit houdt in dat een keuze voor het één, verlies van het andere kan inhouden. Om alle aspecten van diversiteit tot hun recht te laten komen moeten meerdere beheerregimes naast elkaar worden ingezet (Figuur 5.4). de Vlas *et al.* 2013; Mandema 2014; Nolte 2014; van Klink 2014): een deel van het gebied permanent niet beweiden, een deel met lage veedichtheid, een deel met een hogere veedichtheid en een deel met wisselbeweiding.
- Vanwege de sterk negatieve effecten van paarden op broedvogels (§ 4.8.5) en de ongewervelde fauna (van Klink 2014) wordt aanbevolen de inzet van paarden in de beweiding te beperken en te vervangen door runderen; in elk geval in beweidingsregimes met een hoge veedichtheid.

6 Literatuur

- Abrahamse, J. & H. Muntingh (red.). 1975. *Noord-Friesland Buitendijks*. Landelijke Vereniging tot Behoud van de Waddenzee, Harlingen. 120 pp.
- Adam, P. 1990. *Saltmarsh ecology*. Cambridge University Press, Cambridge. 461 pp.
- Aerts, B.A., P. Esselink & G.J.F. Helder. 1996. Habitat selection and diet composition of Greylag geese *Anser anser* and Barnacle geese *Branta leucopsis* during fall and spring staging in relation to management in the tidal marshes of the Dollard. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 5: 65–75.
- Allen, J.R.L. 2000. Morphodynamics of Holocene salt marshes: a review sketch from the Atlantic and Southern North Sea coasts of Europe. *Quaternary Science Review* 19: 1155–1231.
- Bakker, J.P. 1985. The impact of grazing on plant communities, plant populations and soil conditions on salt marshes. *Vegetatio* 62: 391–398.
- Bakker, J.P., Esselink, P., van der Wal, R. & Dijkema, K.S., 1997. Options for restoration and management of coastal salt marshes in Europe. In: K.M. Urbanska, N.R. Webb & P.J. Edwards (red.). *Restoration ecology and sustainable development*. Cambridge University Press, Cambridge. p. 286–322.
- Bakker, J.P., G. van den Brink, G.L. Verweij & P. Esselink. 2001. Over de rol van zaadvoorraad en dispersie bij het verkweldden van Noord-Friesland. *De Levende Natuur* 102: 19–23.
- Bakker, J.P., D. Bos, & Y. de Vries. 2003. To graze or not to graze, that is the question. In: W.J. Wolff, K. Essink, A. Kellerman & M.A. van Leeuwe (eds). Proceedings of the 10th International Scientific Wadden Sea Symposium, pp. 67-88. Ministry of Agriculture, Nature Management and Fisheries / Department of marine biology, University of Groningen, Groningen. p. 67–88.
- Bakker, J.P., J. Bunje, K.S. Dijkema, J. Frikke, B. Kers, P. Körber, J. Kohlus & M. Stock. 2005. Salt Marshes. In: K. Essink, C. Dettmann, H. Farke, K. Laursen, G. Lüerßen, H. Marencic & W. Wiersinga (eds). 2005. *Wadden Sea Quality Status Report 2004, Wadden Sea Ecosystem No. 19*, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven. p. 163–179.
- Bakker, R., W. Bijkerk & P. Esselink. 2014. Monitoring effecten van verkweldering in de Bildtpollen 2009–2013. Eindrapport. *A&W rapport 1983 / PUCCIMAR rapport 07*. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Veenwouden / PUCCIMAR Ecologisch Onderzoek en Advies, Vries. 46 pp. + app
- Bal, D., H.M. Brije, M. Fellingier, R. Haveman, A.J.F.M. van Opstal & F.J. Zadelhoff. 2001. *Handboek Natuurdoeltypen*. 2e druk. Expertsiecentrum LNV, Min. van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Wageningen. 832 pp.
- Beintema, A. 2007. Van Polder naar Kwelder. proefverkweldering Noorderleech – een experiment. *A&W rapport 1020*, Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Veenwouden. 28 pp.
- Beintema, A.J., O. Moedt & D. Ellinger. 1995. *Ecologische atlas van de Nederlandse weidevogels*. Schuyt & Co, Haarlem.
- Bockelmann A.C., J.P. Bakker, R. Neuhaus & J. Lage. 2002. The relation between vegetation zonation, elevation and inundation frequency in a Wadden Sea salt marsh. *Aquatic Botany* 73: 211–221.
- Bos, D., J. Feddema & Y. van der Heide. 2007. De broedvogels van Noord-Fryslân Bûtendyks in 2006. *Twirre* 18 (2).
- Bos, D., S. Boersma, M. Engelmoer, R.M. Veeneklaas, J.P. Bakker & P. Esselink. 2014. Utilisation of coastal grassland by geese after managed re-alignment. *Journal of Coastal Conservation* 18: 471–479.**
- Buishand, A., T. Brandsma, G. de Martino & H. Spreeuw. 2011. Ruimtelijke verdeling van neerslagtrends in Nederland in de afgelopen 100 jaar. *H₂O* 44 (24): 31–33.
- Callaway R.M., S. Jones, W.R. Ferren Jr & A. Parikh. 1990. Ecology of mediterranean-climate estuarine wetland at Carpinteria: plant distributions and soil salinity in the upper marsh. *Canadian Journal of Botany* 69: 1139–1146.

- Childers, D.L., J.W. Day & H.N. McKellar. 2000. Twenty more years of marsh and estuarine flux studies: revisiting Nixon (1980). In M.P. Weinstein & D.A. Kreeger (eds). *Concepts and controversies in tidal marsh ecology*. Kluwer Academic Publishers. p. 391–423.
- CWSS. 2010. Wadden Sea Plan 2010. Eleventh Trilateral Governmental Conference on the Protection of the Wadden Sea. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven. 101 pp.
- Dallinga, H. 1993. Verspreiding en nestplaatskeuze van de Tureluur (*Tringa totanus*) op twee landaanwinningsvakken in de Dollard. *Rapport 93/3*. Stichting Het Groninger Landschap, Groningen 76 pp.
- de Jong, D.J., K.S. Dijkema, J.H. Bossinade & J.A.M. Janssen. 1998. SALT97. Een classificatieprogramma voor kweldervegetaties. diskette. Rijkswaterstaat, Meetkundige Dienst, Delft.
- de Leeuw, J., H. Olf & J.P. Bakker. 1990. Year-to-year variation in peak above-ground biomass of six salt-marsh angiosperm communities as related to rainfall deficit and inundation frequency. *Aquatic Botany* 36: 139-151.
- de Vlas, J. 1994. Uitwerking van de gekozen beheersrichting. In: U.G. Hoser & J. de Vlas (red.). *Noord-Friesland Buitendijks. Beschrijving en toekomstvisie*. It Fryske Gea, Olterterp. p. 57–69.
- de Vlas, J., F.S. Mandema, S. Nolte, R. van Klink & P. Esselink. 2013. Natuurbeheer van kwelders. De invloed van beweiding op de biodiversiteit. *Puccimar rapport 08*. It Fryske Gea, Olterterp. 32 pp.
- Dijkema, K.S. 1987. Changes in salt-marshes area in the Netherlands Wadden Sea after 1600. In: A.H.L. Huiskes, C.W.P.M. Blom & J. Rozema (red.). *Vegetation between Land and Sea*. Junk Publishers, Dordrecht. p. 42–49.
- Dijkema, K.S., A. Nicolai, J. de Vlas, C.J. Smit, H. Jongerius & H. Nauta. 2001. *Van landaanwinning naar kwelderwerken*. Rijkswaterstaat Directie Noord-Nederland, Leeuwarden, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Texel. 68 pp.
- Dijkema, K.S., W.E. van Duin, E.M. Dijkman, A. Nicolai, H. Jongerius, H. Keegstra, L. van Egmond, H.J. Venema & J.J. Jongsma. 2011. Vijftig jaar en beheer van de Friese en Groninger kwelderwerken: 1960 – 2009. *WOT-werkdocument 229*. Wageningen UR, Wageningen. 96 pp.
- Dijkema, K.S., W.E. van Duin, E.M. Dijkman, A. Nicolai, H. Jongerius, H. Keegstra & J.J. Jongsma. 2013. Friese en Groninger kwelderwerken: Monitoring en beheer 1960 – 2010. *WOT-rapport 122*. Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, Wageningen. 124 pp.
- Doody, P. 2008. *Saltmarsh conservation, management and restoration*. Springer.com. 217 pp.
- Ebbing, B.S. 1979. Brandganzen en hun voedsel. In: B. Beets, S. Daan & T. Dekker (red.). *De Lauwersmeer*. Werkgroep Lauwersmeer, Harlingen. p. 38–45.
- Engelmoer, M. & A.-M. Blomert. 1985. Broedbiologie van de Kluut langs de Friese Waddenkust seizoen 1983. *RLJP rapport 1985-39Abw*. Rijksdienst voor de IJsselmeerpolders, Lelystad.
- Engelmoer, M. & E. Wymenga., 2000. Ganzen op Noard-Fryslân Bûtendyks 1996-1999. *A&W-rapport 249/FFF-rapport 61*. Altenburg & Wymenga, Veenwouden/Wadvogelwerkgroep FFF, Ferwerd.
- Engelmoer, M., J. Feddema, H. Hiemstra & R. Kuipers. 2001. Broedvogels Noord-Friesland Buitendijks. *FFF-rapport 64*. Wadvogelwerkgroep FFF, Ferwerd. 25 pp.
- Ens, B.J., B. Aarts, C. Hallmann, K. Oosterbeek, H. Sierdema, R. Slaterus, G. Troost, C. van Turnhout, P. Wiersma & E. van Winden. 2011. Scholeksters in de knel: onderzoek naar de oorzaken van de dramatische achteruitgang van de Scholekster in Nederland. *SOVON-onderzoeksrapport 2011/13*. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen. 114 pp.
- Erb, C. 2012. Effects of grazing regime and vegetation changes on breeding birds in salt marshes of the Schleswig-Holstein Wadden Sea National Park and Halligen. *PhD-thesis*. Universiteit van Hamburg, Hamburg. 47 pp.
- Eskildsen, K., U. Fiedler, & B. Hälterlein. 2000. Die Entwicklung der Brutvogelbestände auf der Hamburger Hallig. In: M. Stock & K. Kiehl (eds). *Die Salzwiesen der Hamburger Hallig*. Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Tönning. pp. 61–65.
- Esselink, P. 2000. Nature management of coastal salt marshes. Interactions between anthropogenic influences and natural dynamics. *Proefschrift*, Rijksuniversiteit Groningen, Groningen. 256 pp.

Esselink, P. & E.R. Chang. 2010. Kwelderherstel Noard-Fryslân Bûtendyks: invloed van stormactiviteit op zes jaar proefverkweldering. Puccimar-rapport 01. Puccimar Ecologisch Onderzoek & Advies, Vries. 54 pp.

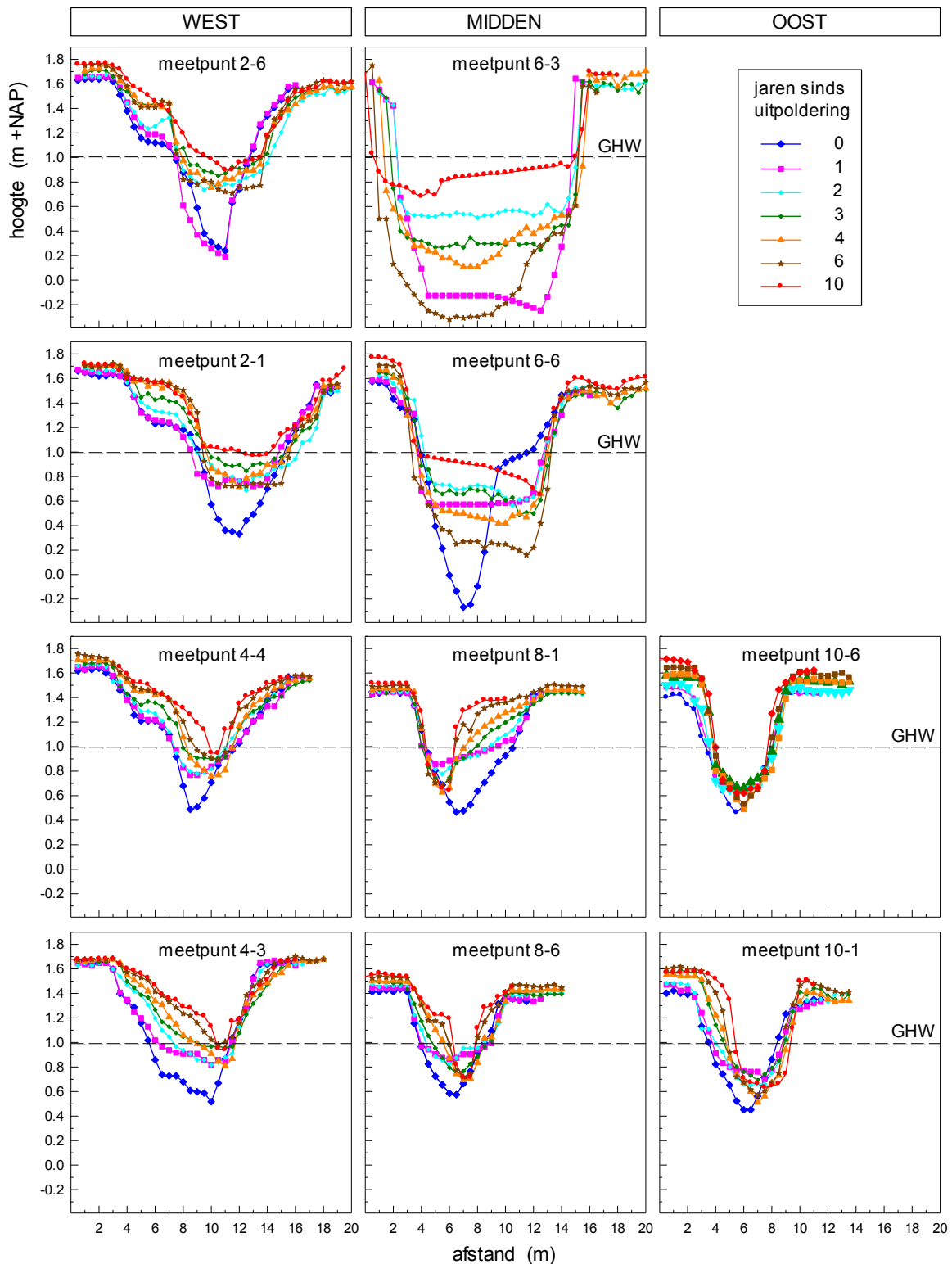
- Esselink, P., K.S. Dijkema & L.F.M. Fresco. 2002. Vegetation change in a man-made salt marsh affected by a reduction in both grazing and drainage. *Applied Vegetation Science* 4: 17–32.
- Esselink, P., C. de Leeuw, J. Graveland & G.J. Berg. 2003. Ecologische Evaluatie Programma Herstel en Inrichting zoute wateren 1990-1999. *Rapport RIKZ/2003.028*. Rijkswaterstaat Rijksinstituut voor Kust en Zee / RIKZ, Middelburg. 49 pp + app..
- Esselink, P., J. Petersen, S. Arens, J.P. Bakker, J. Bunje, K.S. Dijkema, N. Hecker, U. Hellwig, A.-V. Jensen, A.S. Kers, P. Körber, E.J. Lammerts, G. Lüerßen, H. Marencic, M. Stock, R.M. Veeneklaas, M. Vreeken & M. Wolters. 2009. Salt marshes. Thematic Report no.8. In: H. Marencic & J. de Vlas (eds). *Wadden Sea Quality Status Report 2009. Wadden Sea Ecosystem no. 25*. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven. 54 pp.
- Esselink, P., D. Bos, A.P. Oost, K.S. Dijkema, R. Bakker & R. de Jong. 2011. Verkenning afslag Eems-Dollardkwelders. *Puccimar-rapport 02*, Puccimar Ecologisch Onderzoek & Advies, Vries / A&W rapport 1574, Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek. Veenwouden. 75 pp.
- Jager, H.J. & S. Rintjema. 2003. Beheerplan Noard-Fryslân Bûtendyks. *Werkdocument 2003-2028*. It Fryske Gea, Olterterp. 66 p. + bijlagen.
- Janssen, J.A.M. & B. van Gennip. 2000. De oude grenzen methode. Een manier om betrouwbaar veranderingen in landschap en vegetatie te monitoren op basis van luchtfoto-karteringen. *Landschap* 17: 177–185.
- Janssen, J.A.M. 2001. Monitoring of salt-marsh vegetation by sequential mapping. *Proefschrift*. Universiteit van Amsterdam, Amsterdam. 249 pp.
- Feddema, J. 2002. Broedvogels Noord-Friesland Buitendijks 2002. *FFF-rapport 73*, Wadvogelwerkgroep FFF, Ferwerd.
- Feddema, J. 2003. Broedvogels Noord-Friesland Buitendijks 2003. *FFF-rapport 77*, Wadvogelwerkgroep FFF, Ferwerd.
- Feddema, J. 2004. Broedvogels Noord-Friesland Buitendijks 2004. *FFF-rapport 82*, Wadvogelwerkgroep, FFF Ferwerd.
- Feddema, J. 2005. Broedvogels Noord-Friesland Buitendijks 2005. *FFF-rapport 84*, Wadvogelwerkgroep FFF, Ferwerd.
- Garbutt, A. & M. Wolters. 2008. The natural regeneration of salt marsh on formerly reclaimed land. *Applied Vegetation Science* 11: 335–344
- Hennekes, S.M. 1995. TURBO(VEG). Programmatuur voor invoer, verwerking en presentatie van vegetatiekundige gegevens. *Gebruikershandleiding*. IBN-DLO/Giesen en Geurts. Wageningen.
- Hill, M.O., C.D. Preston & D.B. Roy. 2004. *PLANTATT - attributes of British and Irish Plants: status, size, life history, geography and habitats*. Centre for Ecology and Hydrology, Huntingdon.
- Hofstee, J., 1983. *Methods of analysis*. Part I: Soil. Rapport Ministerie van Verkeer en Waterstaat - Rijksdienst voor de IJsselmeerpolders, Lelystad.
- Hosper, U.G. & J. de Vlas (red.). 1994. *Noord-Friesland Buitendijks. Beschrijving en toekomstvisie*. It Fryske Gea, Olterterp. 80 pp.
- Jacobs, J. 1974. Quantitative measurement of food selection, a modification of the forage ratio and Ivlev's electivity index. *Oecologia* 14: 413–417.
- Jager, H.J. & S. Rintjema. 2003. Beheerplan Noard-Fryslân Bûtendyks. *Werkdocument 2003–2028*. It Fryske Gea, Olterterp. 66 pp. + bijlagen.
- JMBB. 2013. Breeding birds in trouble. Preparation for an action plan for proper management of threatened breeding birds in the Wadden Sea. *Rapport*. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven.

- Kers., A.S. 2013. SALT sleutel en soorten v2.34.xls, Intern bestand Rijkswaterstaat, Data-ICT Dienst, Delft.
- Laursen, K., J. Blew, B.J. Ens, K. Eskildsen, K. Guenther, B. Hälterlein, K. Koffijberg, P. Potel & M. van Roomen. 2009. Migratory Birds. Thematic Report No. 19. In: H. Marencic & J. de Vlas (red.). *Quality Status Report 2009*. Wadden Sea Ecosystem No. 25. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven.
- Lenders, H.J.R., R.S.E.W. Leuven, P.H. Nienhuis & D.J.W. Schoof. 1997. *Natuurbeheer en -ontwikkeling*. Boom, Amsterdam. 350 pp.
- LNV. 2006. Natura 2000 doelendocument. *rapport*. Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Den Haag. 228 pp.
- Londo, G. 1976. The decimal scale for relevés of permanent quadrats. *Vegetatio* 33: 61–64.
- Londo, G. 1997. *Natuurontwikkeling*. Backhuys Publishers, Leiden. 658 pp.
- Mandema, F.S. 2014. Grazing as a nature management tool. An experimental study of the effects of different livestock species and stocking densities on salt-marsh birds. *Proefschrift*, Rijksuniversiteit Groningen, Groningen. 136 pp.
- Mandema, F.S., J.M. Tinbergen, B.J. Ens & J.P. Bakker. 2013a. Spatial diversity in canopy height at Redshank and Oystercatcher nest sites in relation to livestock grazing. *Ardea* 101: 105–112.
- Mandema, F.S., J.M. Tinbergen, B.J. Ens & J.P. Bakker. 2013b. Livestock grazing and trampling of birds' nests: an experiment using artificial nests. *Journal of Coastal Conservation* 17: 409 – 416.
- Mandema, F.S., J.M. Tinbergen, J. Stahl, P. Esselink & J.P. Bakker. 2014. Habitat preference of geese is affected by livestock grazing – seasonal variation in an experimental field evaluation. *Wildlife Biology* 20: 67–72.
- Mandema F.S., J.M. Tinbergen, B.J. Ens, K. Koffijberg, K.S. Dijkema & J.P. Bakker. 2015. Moderate livestock grazing of salt, and brackish marshes benefits breeding birds along the mainland coast of the Wadden Sea. *The Wilson Journal of Ornithology* (in druk).
- Mast, G. 1994. Eigendom en gebruik. In: U.G. Hosper & J. de Vlas (red). *Noord Friesland Buitendijks. Beschrijving en toekomstvisie*. It Fyske Gea, Olterterp. p. 13–15.
- Meininger, P.L., F.A. Arts & N.D. van Swelm. 2000. Kustbroedvogels in het Noordelijk Deltagebied: ontwikkelingen, knelpunten en potenties. *Rapport RIKZ/2000.052*. Rijkswaterstaat Rijksinstituut voor Kust en Zee / RIKZ, Middelburg / Stichting Ornithologisch Station Voorne, Oostvoorne. 238 pp.
- Mossman, H.L., A.J. Davy & A. Grant. 2012a. Does managed coastal realignment create saltmarshes with 'equivalent biological characteristics' to natural reference sites? *Journal of Applied Ecology* 49: 1446–1456.
- Mossman, H.L., M.J.H. Brown, A.J. Davy & A. Grant. 2012b. Constraints on salt marsh development following managed coastal realignment: dispersal limitation or environmental tolerance? *Restoration Ecology* 20: 65–75.
- Niewold, F.J.J. & D.A. Jonkers. 1999. Ruim baan voor de vos. Gevolgen voor grote natuurgebieden en het landelijk gebied. *IBN-rapport 447*. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen. 92 pp.
- Nolte, S. 2014. Grazing as a nature management tool. The effect of different livestock species and stocking densities on salt-marsh vegetation and accretion. *Proefschrift*, Rijksuniversiteit Groningen, Groningen. 245 pp.
- Nolte, S., E.C. Koppenaar, P. Esselink, K.S. Dijkema, M. Schuerch, A.V. de Groot, J.P. Bakker & S. Temmerman. 2013. Measuring sedimentation in tidal marshes: a review on methods and their applicability in biogeomorphological studies. *Journal for Coastal Conservation* 17: 301–325.
- Nottage, A. & P. Robbertson. 2005. The saltmarsh creation handbook: a project manager's guide to the creation of saltmarsh and intertidal mudflat. The RSPB, Sandy and CIWEM, London. 128 pp.
- Oost, A., P. Kabat, A. Wiersma & J. Hofstede. 2009. Climate change. Thematic Report No. 4.1. In: H. Marencic & J. de Vlas (eds). 2009. *Wadden Sea Quality Status Report 2009*. Wadden Sea Ecosystem No. 25. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven. 16 pp.

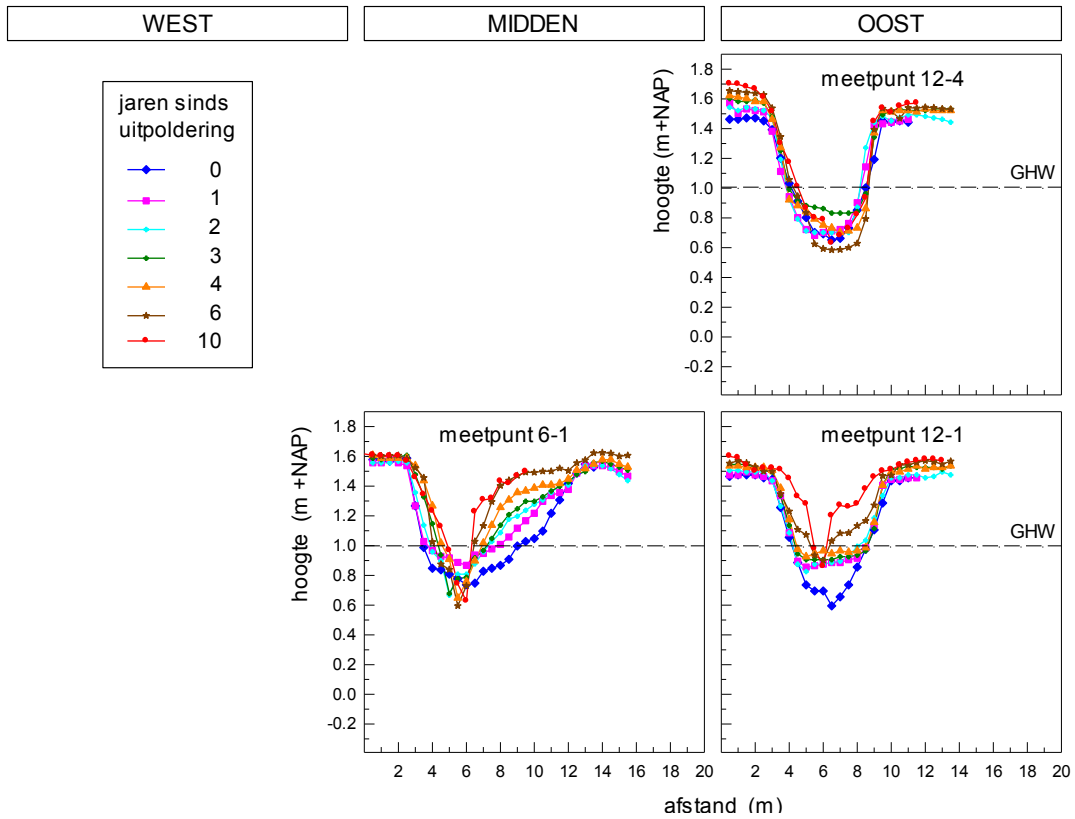
- Raabe, E.-W. 1981. Über das Vorland der östlichen Nordsee-Küste. *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg* 31: 1–118.
- Reddingius, J., A.J. Schilstra & G. Thomas. 1983. The grid method in estimating the path length of a moving animal. *Journal of Animal Ecology* 52: 199–208.
- Reed, D.J., T. Spencer, A.L. Murray, J.R. French & L. Leonard. 1999. Marsh surface sediment deposition and the role of tidal creeks: implications for created and managed coastal marshes. *Journal of Coastal Conservation* 5: 81–90.
- Riddington, R., M. Hassall & S.J. Lane. 1997. The selection of grass swards by brent geese *Branta bernicla*: Interactions between food quality and quantity. *Biological Conservation* 81: 153–160.
- Schaminée, J.H.J., A.H.F. Stortelder & E.J. Weeda. 1996. *De vegetatie van Nederland 3. Plantengemeenschappen van graslanden, zomen en droge heiden*. Opulus Press, Uppsala. 356 pp.
- Schaminée, J.H.J., E.J. Weeda & V. Westhoff. 1998. *Vegetatie van Nederland 4. Plantengemeenschappen van de kust en van binnenlandse pioniermilieus*. Opulus Press, Uppsala. 346 pp.
- Scherfose, V., 1987. Salz-Zeigerwerte von Gefäßpflanzen der Salzmarschen, Tideröhrichte und Salzwassertümpel an der deutschen Nord- und Ostseeküste. *Jahresberichte Forschungsstelle Küste* 39: 31–82.
- Schrama, M., P. Heijning, J.P. Bakker, H.J. van Wijnen, M.P. Berg & H. Olf. 2013. Herbivore trampling as an alternative pathway in nitrogen mineralization in moist grasslands. *Oecologia* 172: 231–243.
- Schroor, M. 2009. *Van Keeg tot Leeg. Geschiedenis van het Noorderleegs Buitenveld*. It Fryske Gea, Olterterp. 100 pp.
- Sharp, E., J. Smart, M.W. Skov, A. Garbutt & J.G. Hiddink. 2015. Light grazing of saltmarshes is a direct and indirect cause of nest failure in Common Redshank *Tringa totanus*. *Ibis* (in druk) doi: 10.1111/ibi.12249.
- Stichting FLORON. 2011. *Nieuwe Atlas van de Nederlandse flora*. KNNV Uitgeverij, Zeist. 176 pp.
- Stumpf, R.P. 1983. The process of sedimentation on the surface of a salt marsh. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 17: 495–508.
- Temmerman, S., T.J. Bouma, G. Govers, Z.B. Wang, M.B. de Vries & P.M.J. Herman. 2005. Impact of vegetation on flow routing and sedimentation patterns: Three-dimensional modeling for a tidal marsh. *Journal of Geophysical Research* 110: F04019.
- Temmerman, S., P. Moonen, J. Schoelynck, G. Govers & T.J. Bouma 2012. Impact of vegetation die-off on spatial flow patterns on flow routing and sedimentation patterns: Three-dimensional modeling for a tidal marsh. *Geophysical Research Letters* 39: L03406.
- Timmerman, A., D. Bos, J. Ouwehand & R.G.M. de Goede. 2006. Long-term effects of fertilisation regime on earthworm abundance in a semi-natural grassland area. *Pedobiologia* 50: 427–432.
- van Beek, J.G., R.F. van Rosmalen, B.F. van Tooren & P.C. van der Molen (allen red.). 2014. *Werkwijze Natuurmonitoring en –Beoordeling Natuurnetwerk en Natura 2000/PAS (+ 2 bijlagedocumenten)*. Versie 05032014. BIJ12, Utrecht. 98 pp. <http://www.portaalnatuurenlanschap.nl/assets/Werkwijze-Monitoring-Beoordeling-Natuurnetwerk-N2000-050320143.pdf>
- van de Pol, M., B.J. Ens, D. Heg, L. Brouwer, J. Krol, M. Maier, K.M. Exo, K. Oosterbeek, T. Lok, C.M. Eising, & K. Koffijberg. 2010. Do changes in the frequency, magnitude and timing of extreme climatic events threaten the population viability of coastal birds? *Journal of Applied Ecology* 47: 720–730.
- van de Pol, M., B.J. Ens, J.P. Bakker & P. Esselink. 2012. Klimaatverandering, verhoogde overstromingsrisico's en kwelderbroedvogels. *De Levende Natuur* 113: 123–128.
- van der Eijk, A. & P. Esselink. 2014. 10 Jaar kwelderherstel in Noard-Fryslân Bûtendyks. PUCCIMAR rapport 12. It Fryske Gea, Olterterp. 28 pp.**
- van der Graaf, A.J., P. Esselink & M.J.J.E. Loonen. 2006. Handleiding onderhoud database beheergegevens NFB. *rapport 2006-132*. Bureau Koeman en Bijkerk, Haren. 57 pp.
- van der Meijden, R. (red.), Weeda E.J., Holverda, W.J. & Hovenkamp, P.H., 2005. *Heukels' Flora van Nederland* (23e druk). Wolters-Noordhoff, Groningen. 685 pp.

- van der Molen, J. 1997. Tidal distortion and spatial differences in surface flooding characteristics in a salt marsh: implications for sea-level reconstruction. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 45: 221–233.
- van der Wal, R., S. van Lieshout, D. Bos & R.H. Drent. 2000. Are spring staging brent geese evicted by vegetation succession? *Ecography* 23: 60–69.
- van Duin, W.E., P. Esselink, D. Bos, G. Verweij & P.-W. van Leeuwen. 2004. Monitoringonderzoek Proefverkweldering Noard-Fryslân Bûtendyks. Tussenrapportage 2001-2003. Intern rapport Alterra, Texel / rapport 2004-02, Bureau Koeman en Bijkerk, Haren / A&W-rapport 467, Altenburg & Wymenga, Veenwouden. 54 pp. + bijlagen**
- van Duin, W.E., P. Esselink, D. Bos, R. Klaver, G. Verweij, P.-W. van Leeuwen. 2007. Proefverkweldering Noard-Fryslân Bûtendyks. Evaluatie kwelderherstel 2000-2005. rapport Alterra/IMARES-TEXEL, Den Burg / rapport 2006-045, Bureau Koeman en Bijkerk, Haren / A&W-rapport 840, Altenburg & Wymenga, Veenwouden. 115 pp + app.**
- van Duin, W.E., K.S. Dijkema & P.-W. van Leeuwen. 2011. Vegetatie en opslibbing in de Peazemerlannen en het referentiegebied west-Groningen: Jaarrapportage 2010. *IMARES rapport C018/11*, IMARES Wageningen UR, Wageningen. 56 pp.
- Vanhoof, C. & K. Tirez. 2003. Bepaling van organische stof/koolstof in vaste stoffen. Studie uitgevoerd in opdracht van de OVAM. *rapport 2003/MIM/R/191*. Vito, Turnhout. 43 pp.
- van Klink., R. 2014. Of dwarves and giants – how large herbivores shape arthropod communities on salt marshes. *Proefschrift*, Rijksuniversiteit Groningen. 227 pp.
- van Wesenbeeck, B.K., P. Esselink, A.P. Oost, W.E. van Duin, A.V. de Groot, R.M. Veeneklaas, T. Balke, P. van Geer, A.C. Calderon & A. Smale. 2014. Verjonging van half-natuurlijke kwelders en schorren. *Rapport nr. 2014/OBN196-DK*. VBNE, Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren, Driebergen. 73 pp.
- van Wingerden, W.K.R.E., F.A. Bink, D.A. Jonkers, F.J.J. Niewold & A.L.J. Wijnhoven. 1997. Gedomesticeerde grote grazers in natuurterreinen en bossen: een bureaustudie. *IBN-rapport 258*. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO), Wageningen. 128 pp.
- Veeneklaas, R.M. 2013. Adaptation and dispersal of the native salt marsh species *Elytrigia atherica*. *Proefschrift*. Rijksuniversiteit Groningen, Groningen. 149 pp.
- Veeneklaas, R.M, E.C. Koppenaar, J.P. Bakker & P. Esselink. 2015. Salinization of a coastal grassland after managed realignment. *Journal of Coastal Conservation* (in druk)**
- Visser, H. & J. Molenaar. 1995. Trend estimation and regression analysis in climatological time series: an application of structural time series models and the Kalman filter. *Journal of Climate* 8: 969–979.
- VROM. 2010. Uitvoeringsplan Waddenfonds 2010 – 2014. Opgesteld door het Regionaal College Waddengebied. Goedgekeurd januari 2010 door minister van VROM.
- Weeda, E.J., R. Westra, C. Westra & T. Westra. 1994. *Nederlandse oecologische flora. Wilde planten en hun relaties*. Deel 5. IVN, Amsterdam.
- Weeda, E.J., J.H.J. Schaminée & L. van Duuren. 2003. *Atlas van Plantengemeenschappen in Nederland*. Deel 3. Kust en binnenlandse pioniermilieus. KNNV Uitgeverij, Utrecht.
- Westhoff, V. 1949. Schaakspel met de natuur. *Natuur en Landschap* 3: 54–62.
- Wolters, M. 2005. Restoration of salt marshes. *Proefschrift*. Rijksuniversiteit Groningen, Groningen. 168 pp.
- Wolters, M., A. Garbutt & J.P. Bakker. 2005. Salt-marsh restoration: evaluating the success of de-embankments in north-west Europe. *Biological Conservation* 123: 249–268.

Bijlage I Ontwikkeling dwarsprofielen krekten



Figuur I.1 De ontwikkeling van de doorstroomprofielen van de gegraven (hoofd)krekten in de Proefverkweldering van het jaar van uitpoldering tot tien jaar erna. De profielen zijn per kreek van boven naar beneden gerangschikt naar toenemende afstand tot de doorgraving. Het eerste deel van de meetpuntcodering geeft de locatienummering. De ligging van de locaties wordt gegeven in Fig. 3.1. GHW = gemiddeld hoogwater.



Figuur I.2 De ontwikkeling van de doorstroomprofielen van de gegraven zijkreken in de Proefverkweldering van het jaar van uitpoldering tot tien jaar erna. De profielen zijn per kreek van boven naar beneden gerangschikt naar toenemende afstand tot de doorgraving. Het eerste deel van de meetpuntcodering geeft de locatienummering. De ligging van de locaties wordt gegeven in Figuur 3.1. GHW = gemiddeld hoogwater.

Bijlage II Vergelijking doelsoortenlijsten kwelderherstelprojecten

In deze bijlage wordt een vergelijking gegeven tussen de door Wolters *et al.* (2005) breed opgestelde lijst van doelsoorten voor natuurbeheer en herstel van kwelders in de zgn. Centraal Noord-Atlantische regio en de daarvan afgeleide lijst voor vastelandkwelders in de Waddenzee inclusief Noard-Fryslân Bûtendyks. Om tot een lijst van doelsoorten te komen hebben Wolters *et al.* (2005) voor een vegetatiekundige benadering gekozen. Voor de Centraal Noord-Atlantische regio hebben Wolters *et al.* (2005) zich gebaseerd op De Vegetatie van Nederland (Schaminée *et al.* 1998; verder afgekort tot VvN). Plantensoorten die volgens de VvN in 61% of meer van het totaal aantal opnamen per kwelder-gemeenschap (associatie-niveau) voorkwam, zijn door Wolters *et al.* (2005) als doelsoort aangemerkt voor kwelderherstel in de Centraal Noord-Atlantische regio (Tabel II.1).

De in de tabel gegeven doelsoortenlijst voor de Centraal Noord-Atlantische regio is naar aanleiding van overleg met M. Wolters op de volgende twee punten aangepast ten opzichte van de lijst in Wolters *et al.* (2005):

- Rode oegentroost en Riet zijn als doelsoort toegevoegd omdat deze soorten voor de Centraal Noord-Atlantische regio voldoen aan het 61% criterium van Wolters *et al.* (2005).
- Gewone roklaver, Witte klaver en Rietzwenkgras zijn uit de lijst verwijderd omdat deze soorten niet voldeden aan het 61% criterium van Wolters *et al.* (2005).

Om tot een lijst van doelsoorten voor Noard-Fryslân Bûtendyks te komen is de doelsoortenlijst van Wolters *et al.* (2005) als uitgangspunt genomen. Zoals in hoofdstuk 3 is aangegeven, kan op basis van de gebiedspecifieke variatie in abiotiek niet verwacht worden dat alle kweldergemeenschappen beschreven in de VvN ook in Noard-Fryslân Bûtendyks tot ontwikkeling zullen komen. Dit betekent dat de selectieprocedure van Wolters *et al.* (2005) is herhaald met een kleinere set van vegetatietypen. Vegetatietypen die vrijwel beperkt zijn tot de Waddeneilanden zijn buiten beschouwing gelaten, evenals vegetatietypen die karakteristiek zijn voor binnenlandse zoute vegetaties die niet direct onder periodieke invloed van zout getijdewater staan. Ook brakke vegetaties uit het Phragmitetea zijn buiten beschouwing gelaten.

De gevolgde werkwijze heeft geresulteerd in een inkorting van de lijst van 38 naar 21 soorten. (Tabel II.1).

Literatuur

- Wolters, M., A. Garbutt & J.P. Bakker. 2005. Salt-marsh restoration: evaluating the success of de-embankments in North-West Europe. *Biological Conservation* 123: 249–268.
- Schaminée, J.H.J., E.J. Weeda & V. Westhoff. 1998. De vegetatie van Nederland Deel 4. Plantengemeenschappen van de kust en van binnenlandse pioniermilieus. Opulus Press, Uppsala.

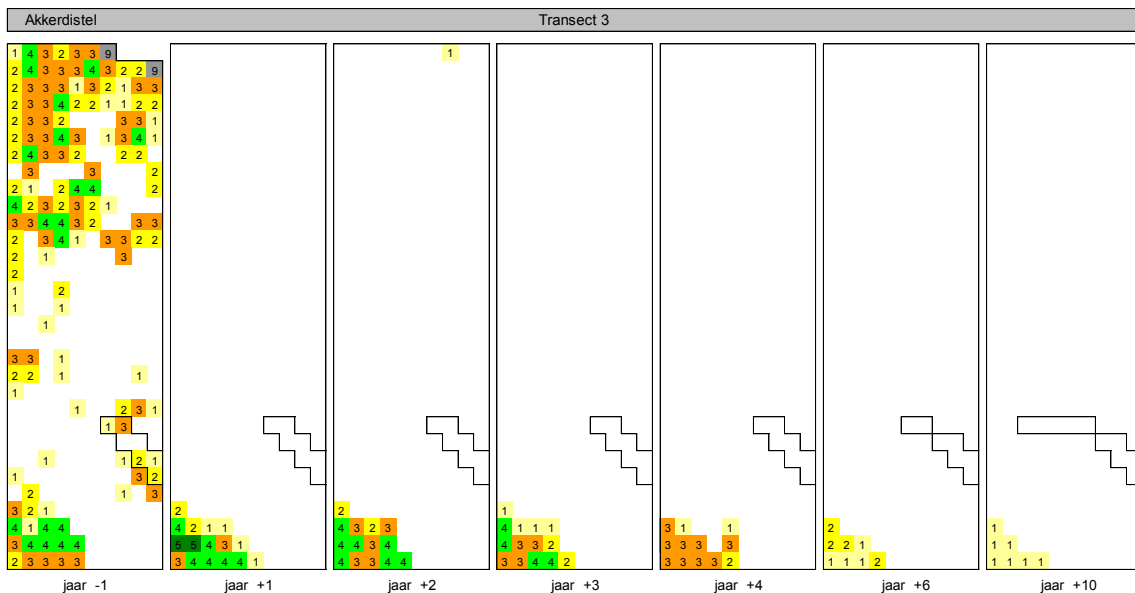
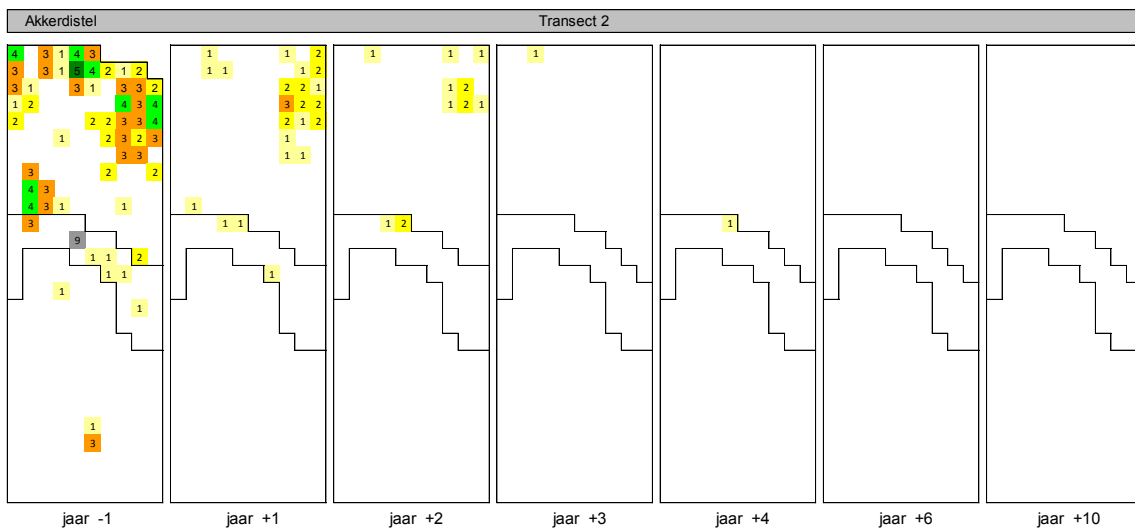
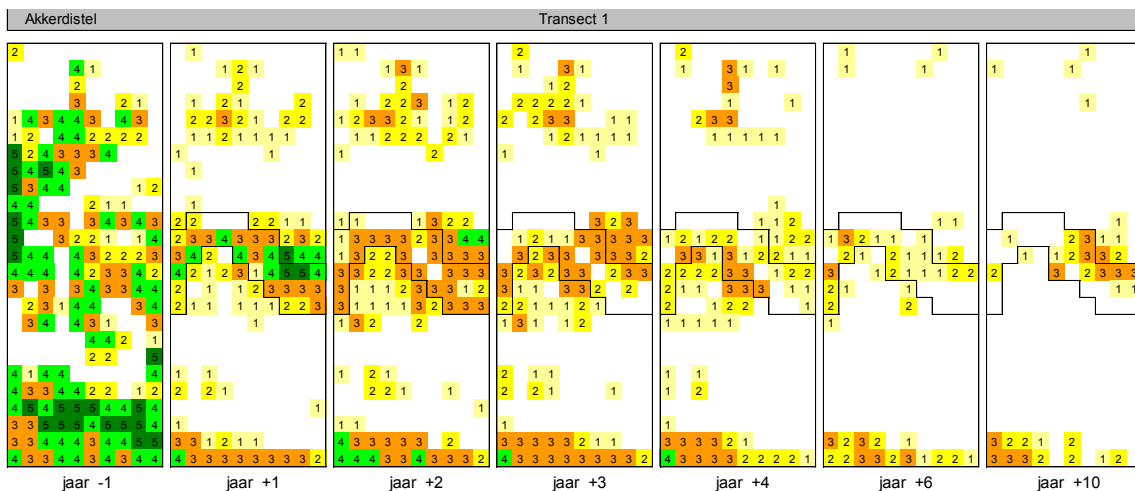
Tabel II.1 Vergelijking van doelsoorten voor herstelprojecten van kwelders in de zgn. Centraal Noord-Atlantische regio (CNA; Wolters *et al.* 2005) en specifiek voor Noard-Fryslân Bûtendyks (NFB). De doelsoortenlijst in dit rapport is in overleg met M. Wolters voor vijf soorten aangepast ten opzichte van de lijst in Wolters *et al.* (2005). Zie hoofdtekst in deze Bijlage voor verdere toelichting op dit punt.

| Soort | | Doelsoort | |
|--------------------------|--------------------------------|-----------|-----|
| | | CNA | NFB |
| Klein slijkgras | <i>Spartina maritima</i> | X | |
| Engels slijkgras | <i>Spartina anglica</i> | X | X |
| Zeekraal | <i>Salicornia</i> spp. | X | X |
| Klein schorrenkruid | <i>Suaeda maritima</i> | X | X |
| Zulte | <i>Aster tripolium</i> | X | X |
| Zeeweegbree | <i>Plantago maritima</i> | X | X |
| Schorrenzoutgras | <i>Triglochin maritima</i> | X | X |
| Lamsoor | <i>Limonium vulgare</i> | X | |
| Gerande schijnspurrie | <i>Spergularia media</i> | X | X |
| Gewone zoutmelde | <i>Atriplex portulacoides</i> | X | X |
| Melkkruid | <i>Glaux maritima</i> | X | X |
| Gewoon kweldergras | <i>Puccinellia maritima</i> | X | X |
| Spiesmelde | <i>Atriplex prostrata</i> | X | X |
| Zilte schijnspurrie | <i>Spergularia salina</i> | X | X |
| Stomp kweldergras | <i>Puccinellia distans</i> | X | X |
| Blauw kweldergras | <i>Puccinellia fasciculata</i> | X | |
| Zeegerst | <i>Hordeum marinum</i> | X | X |
| Zilte rus | <i>Juncus gerardi</i> | X | X |
| Rood zwenkgras s.l. | <i>Festuca rubra</i> | X | X |
| Kwelderzegge | <i>Carex extensa</i> | X | |
| Fraai duizendguldenkruid | <i>Centaurium pulchellum</i> | X | |
| Rode bies | <i>Blysmus rufus</i> | X | |
| Zeealsem | <i>Artemisia maritima</i> | X | X |
| Zeekweek | <i>Elytrigia atherica</i> | X | X |
| Zeerus | <i>Juncus maritimus</i> | X | |
| Zilt torkruid | <i>Oenanthe lachenalii</i> | X | |
| Zilverschoon | <i>Potentilla anserina</i> | X | X |
| Fioringras | <i>Agrostis stolonifera</i> | X | X |
| Aardbeiklaver | <i>Trifolium fragiferum</i> | X | X |
| Zilte zegge | <i>Carex distans</i> | X | |
| Kattendoorn | <i>Ononis repens spinosa</i> | X | |
| Zeevetmuur | <i>Sagina maritima</i> | X | |
| Hertshoornweegbree | <i>Plantago coronopus</i> | X | |
| Deens lepelblad | <i>Cochlearia danica</i> | X | |
| Heen | <i>Bolboschoenus maritimus</i> | X | |
| Ruwe bies | <i>Scirpus tabernaemontani</i> | X | |
| Rode ogentroost s.l. | <i>Odontites vernus</i> | X | X |
| Riet | <i>Phragmites australis</i> | X | X |
| Gewone rolklaver | <i>Lotus corniculatus</i> | | |
| Witte klaver | <i>Trifolium repens</i> | | |
| Rietzwenkgras | <i>Festuca arundinacea</i> | | |
| Aantal soorten | | 38 | 23 |

Bijlage III Verspreidingskaarten plantensoorten in permanente transecten

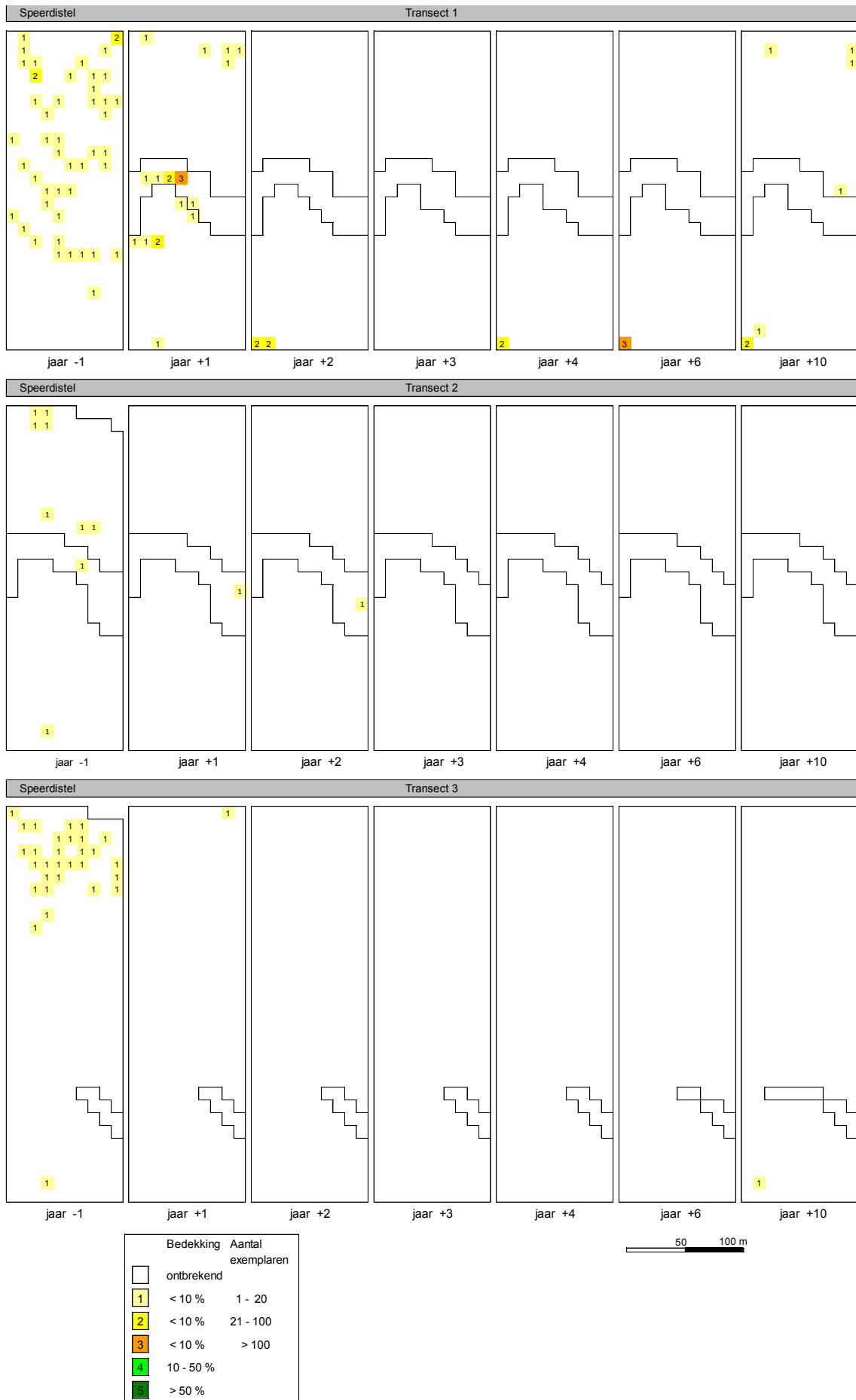
Deze Bijlage geeft de verspreidingskaartjes van de gekarteerde plantensoorten op de permanente raaien. De soorten worden naar toenemende zouttolerantie in dezelfde volgorde gegeven als in Tabel 4.7.

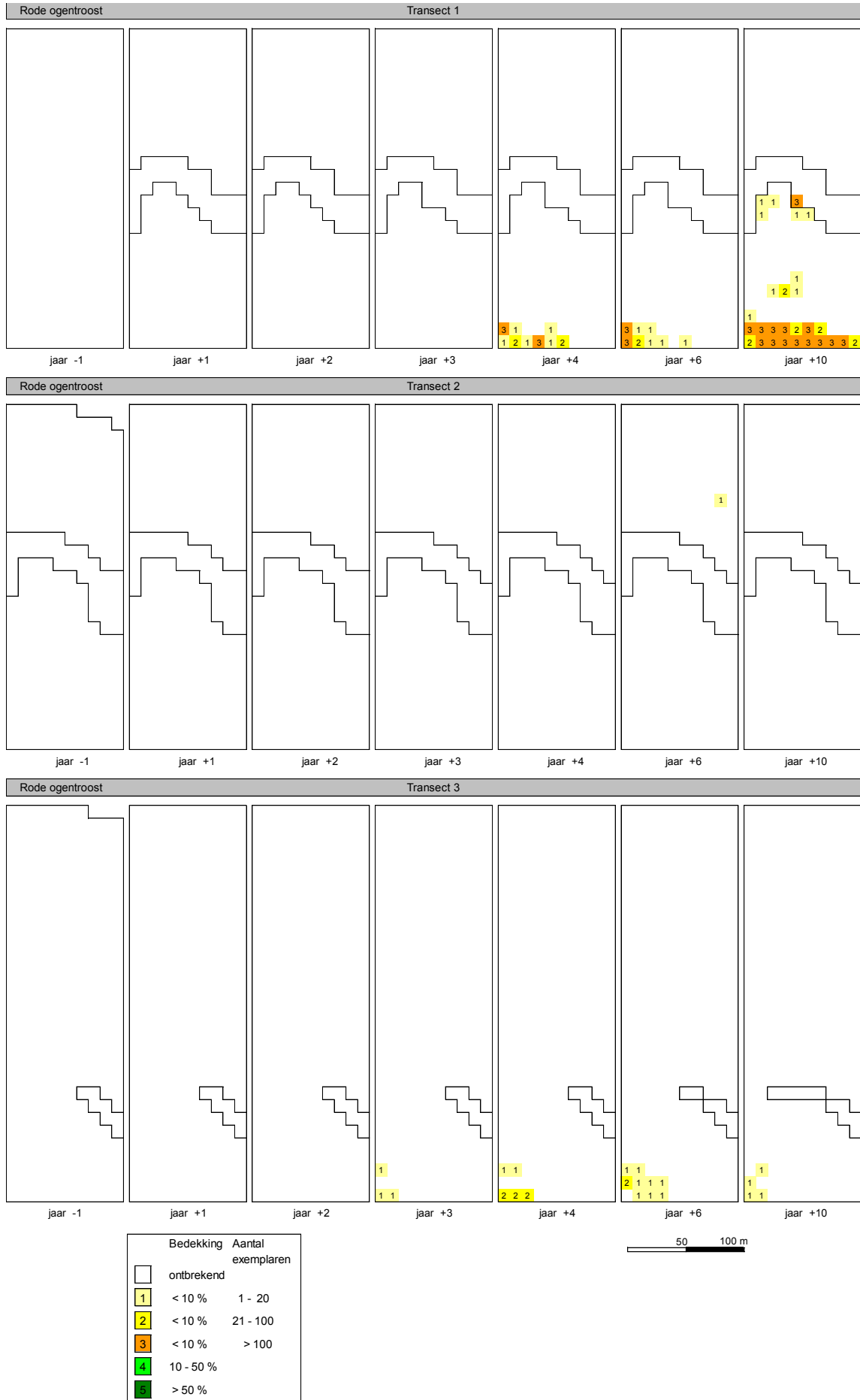
In enkele kaarten uit het laatste jaar vóór uitpoldering worden vakjes van 10 m × 10 m gegeven met een grijze arcering en code "9". De codering geeft aan dat de soort wel in het betreffende vak aanwezig was, maar de abundantie niet opgenomen is omdat het vak verstoord was door de voorbereidende inrichtingswerkzaamheden van de uitpoldering.

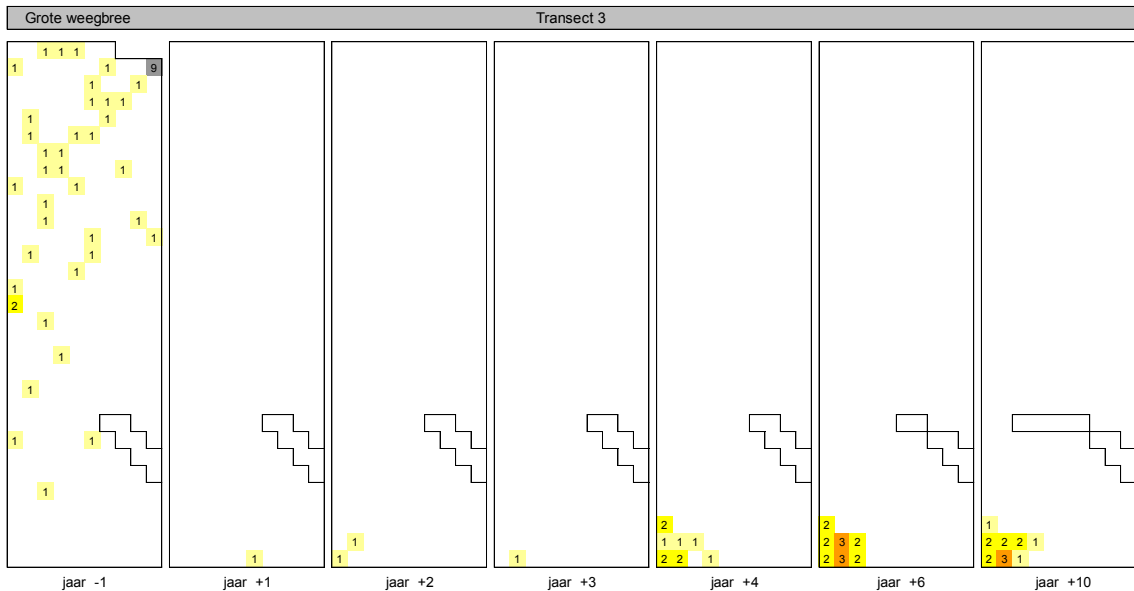
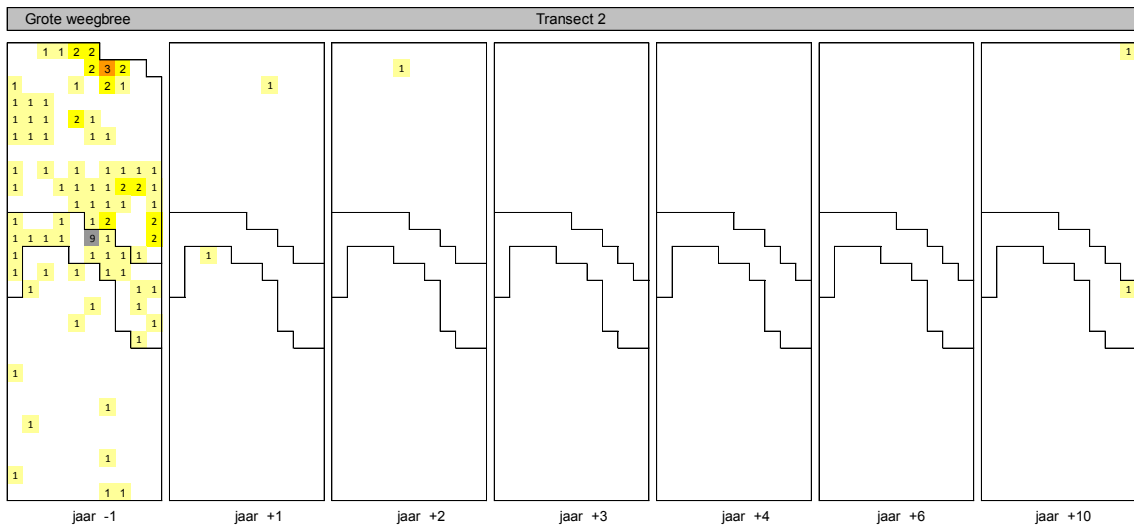
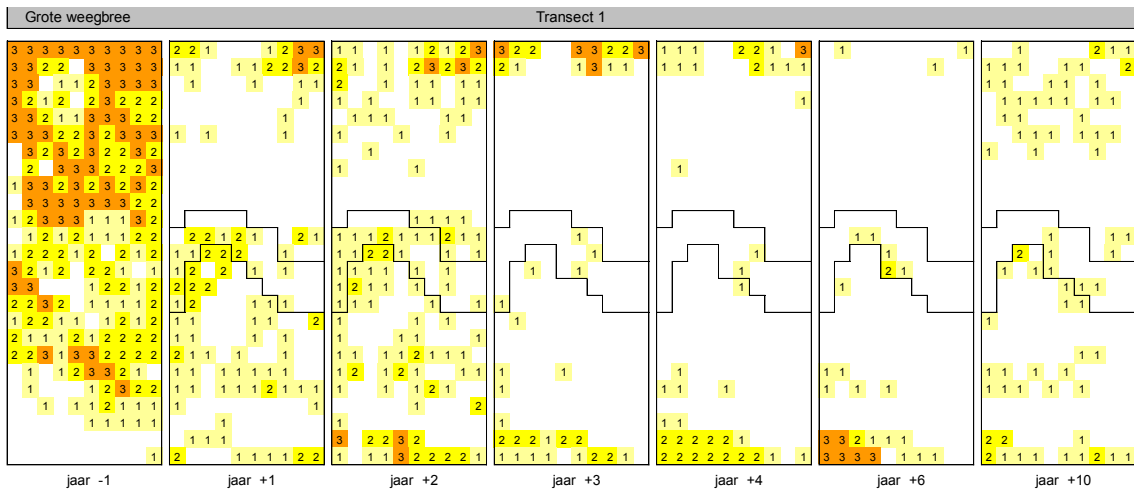


| Bedekking | Aantal exemplaren |
|-----------|--------------------|
| □ | ontbrekend |
| 1 | < 10 % 1 - 20 |
| 2 | < 10 % 21 - 100 |
| 3 | < 10 % > 100 |
| 4 | 10 - 50 % |
| 5 | > 50 % |

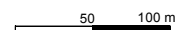
50 100 m

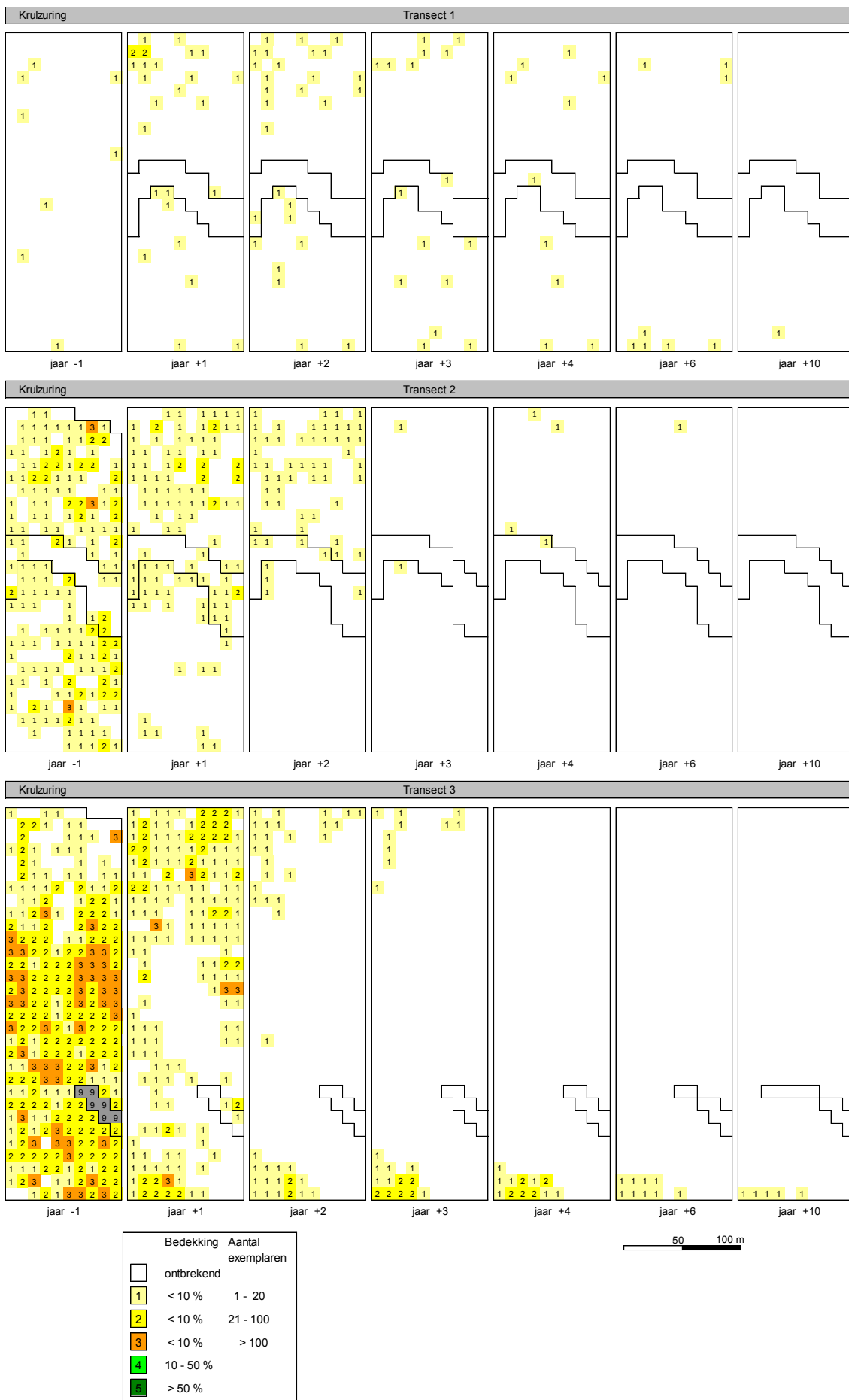


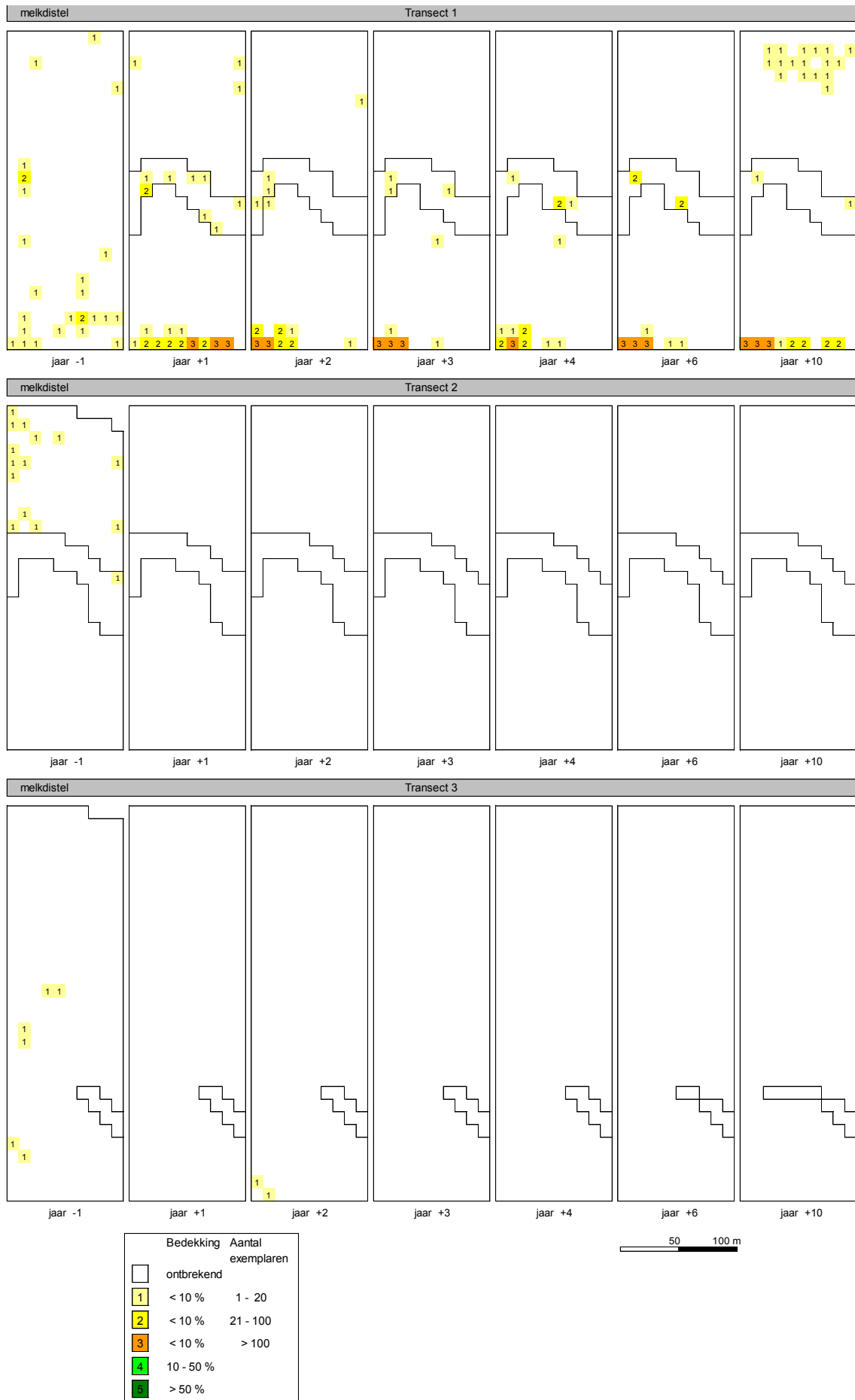


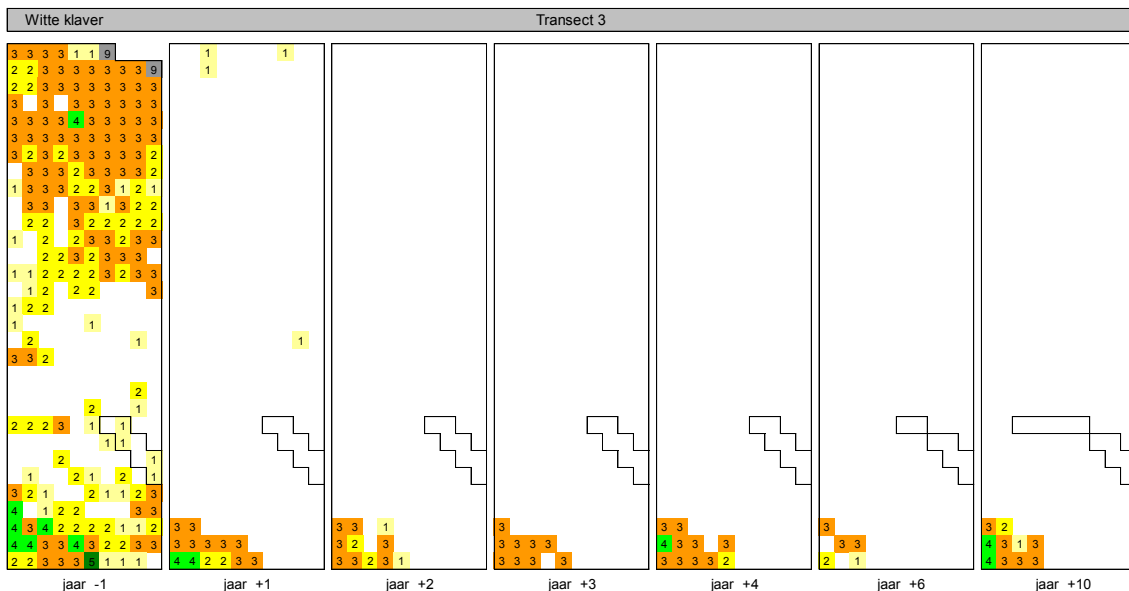
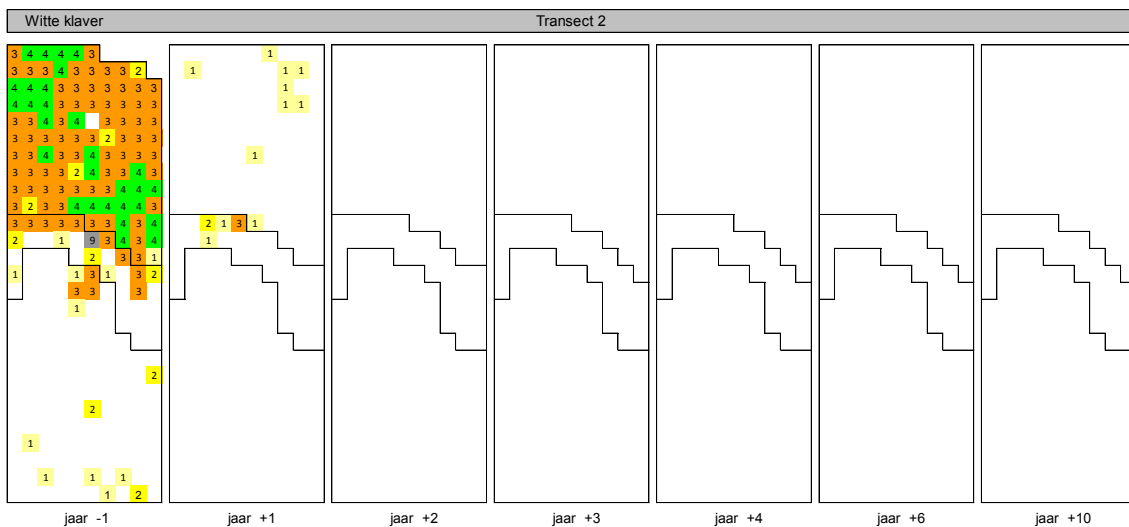
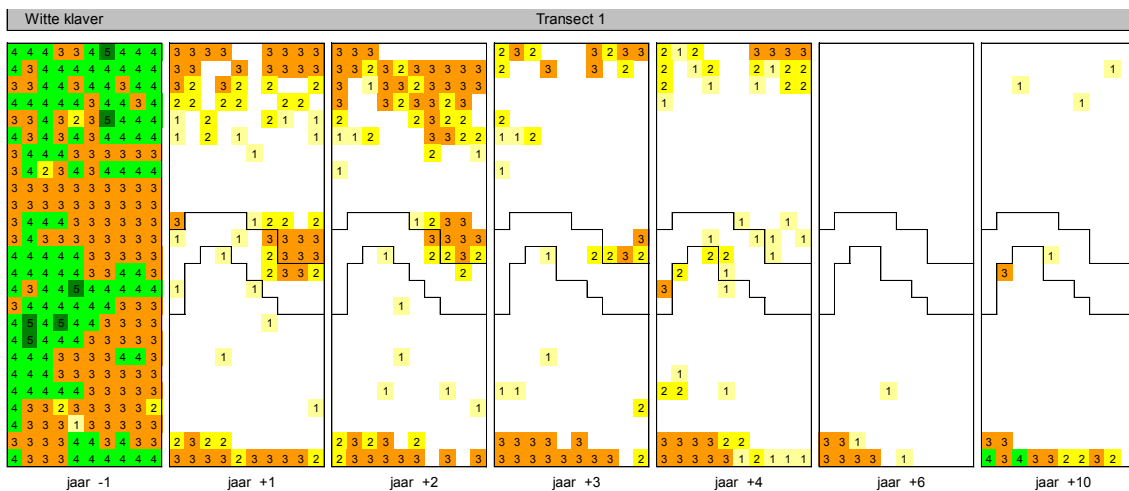


| Bedekking | Aantal exemplaren |
|-----------|--------------------|
| □ | ontbrekend |
| 1 | < 10 % 1 - 20 |
| 2 | < 10 % 21 - 100 |
| 3 | < 10 % > 100 |
| 4 | 10 - 50 % |
| 5 | > 50 % |

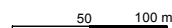


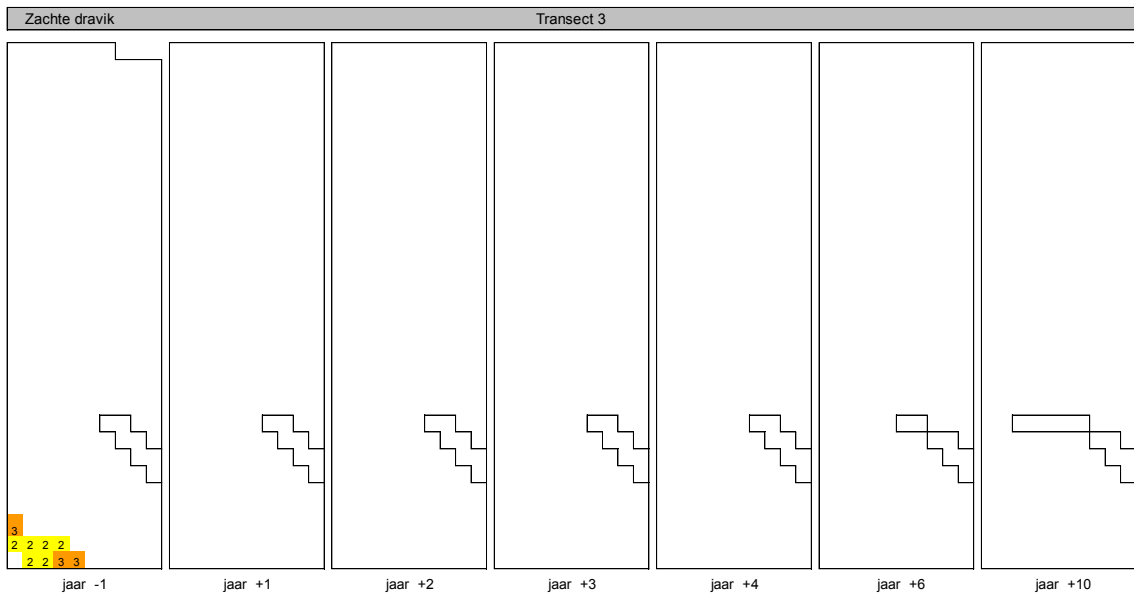
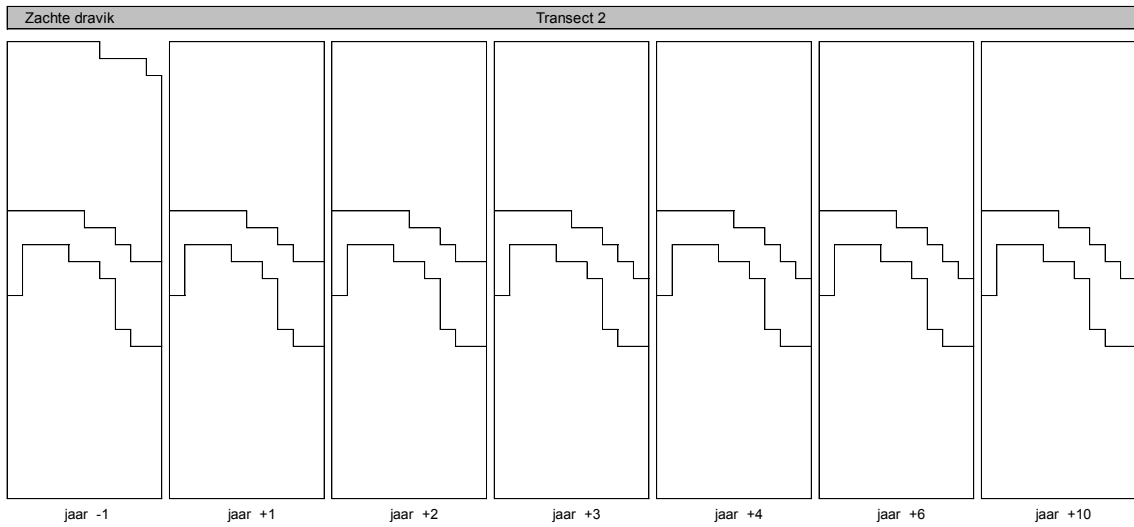
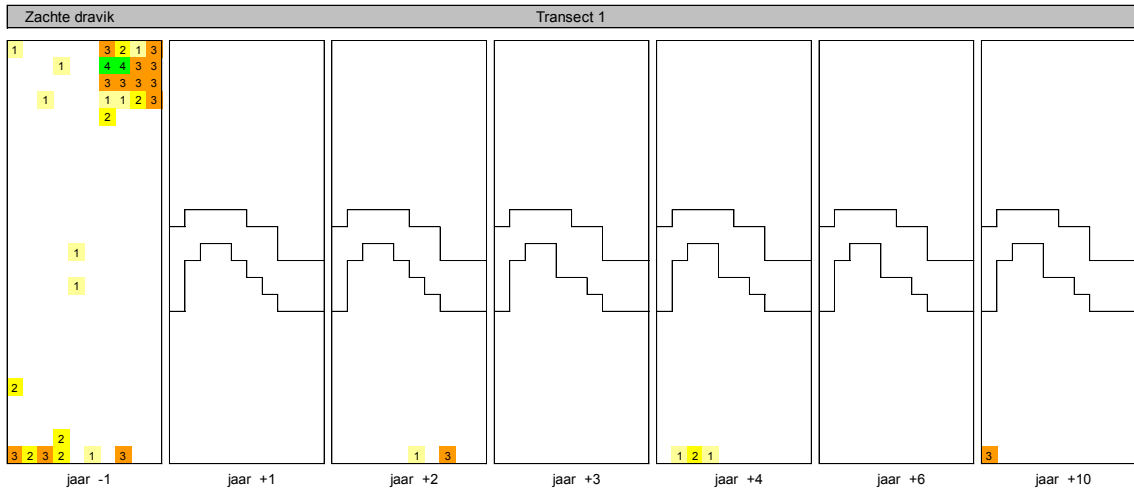






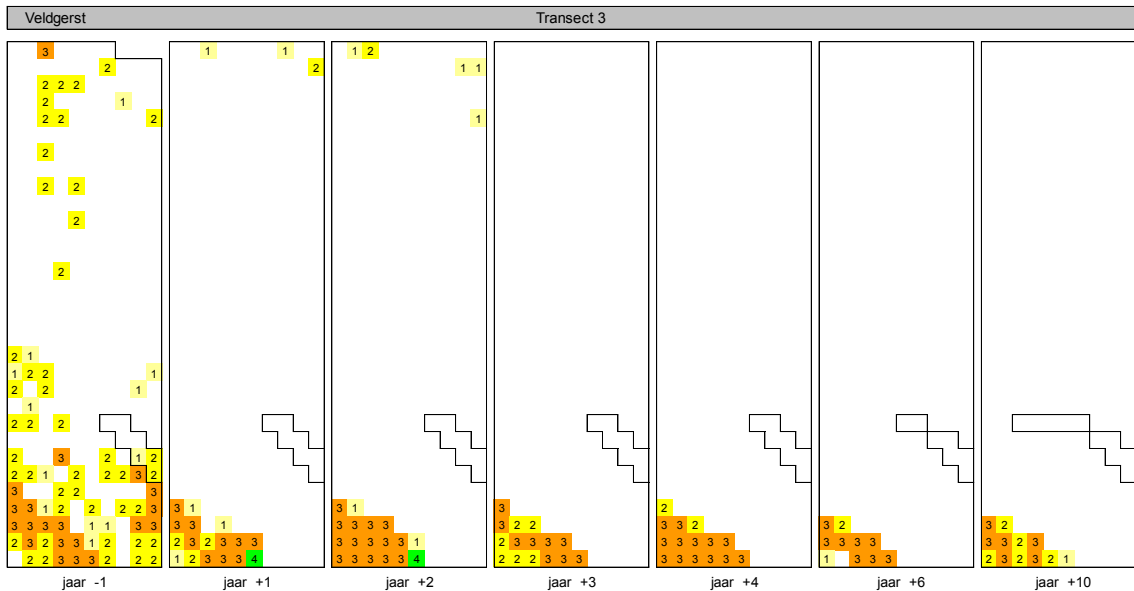
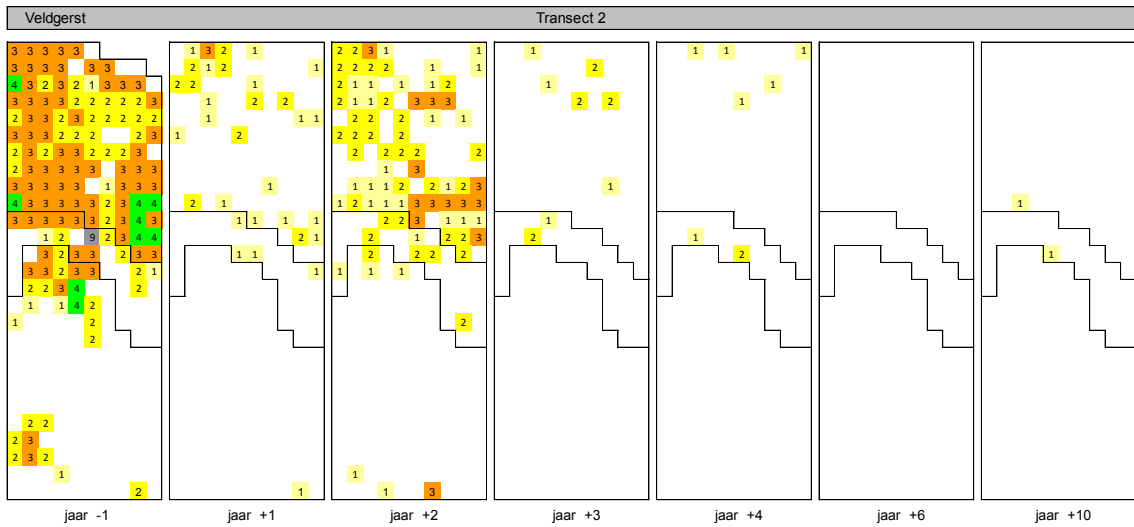
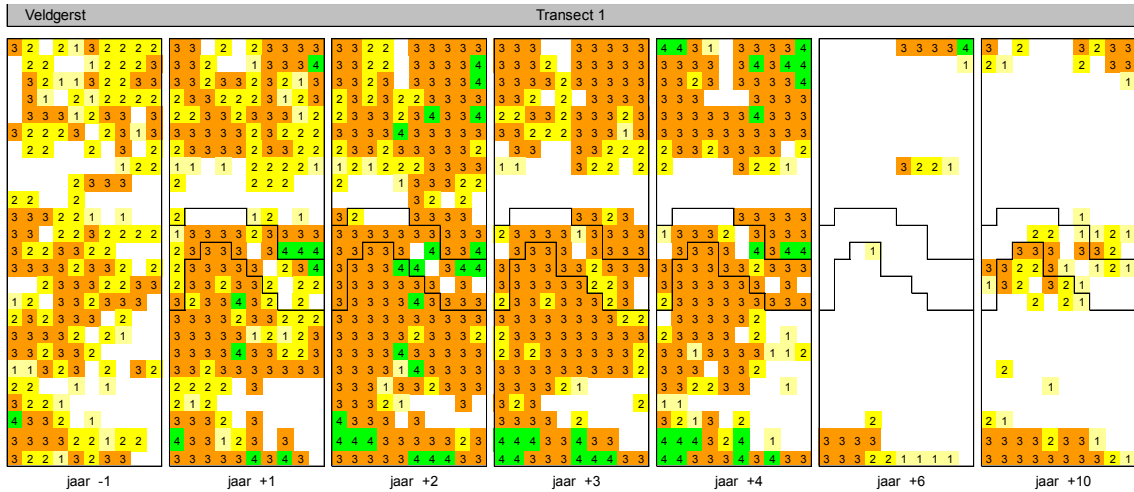
| Bedekking | Aantal exemplaren |
|-----------|--------------------|
| □ | ontbrekend |
| 1 | < 10 % 1 - 20 |
| 2 | < 10 % 21 - 100 |
| 3 | < 10 % > 100 |
| 4 | 10 - 50 % |
| 5 | > 50 % |



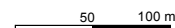


| Bedekking | Aantal exemplaren |
|-----------|--------------------|
| □ | ontbrekend |
| 1 | < 10 % 1 - 20 |
| 2 | < 10 % 21 - 100 |
| 3 | < 10 % > 100 |
| 4 | 10 - 50 % |
| 5 | > 50 % |

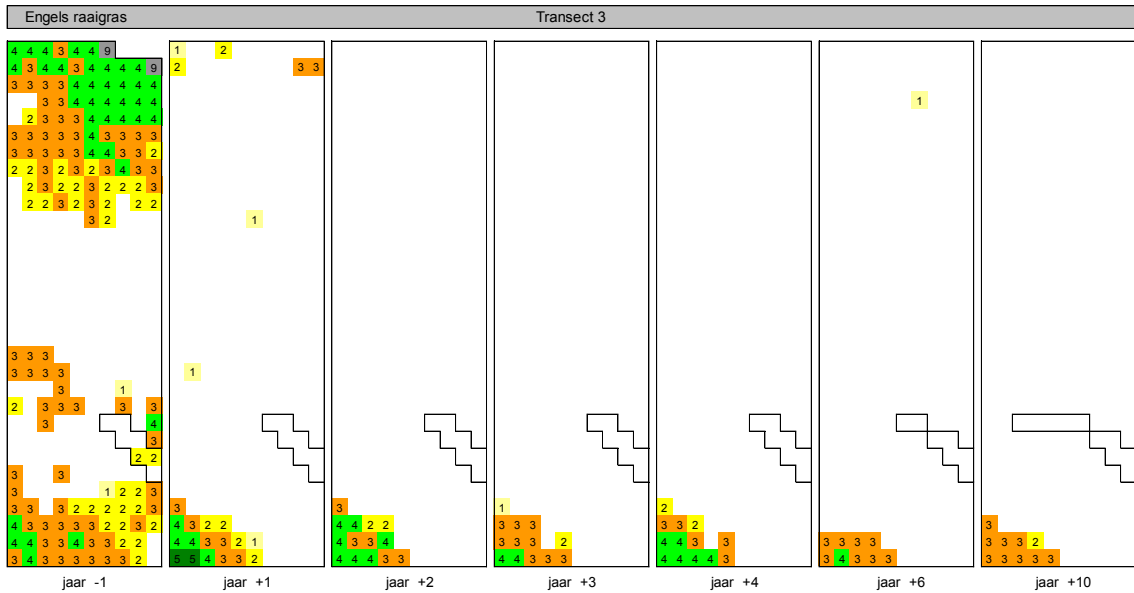
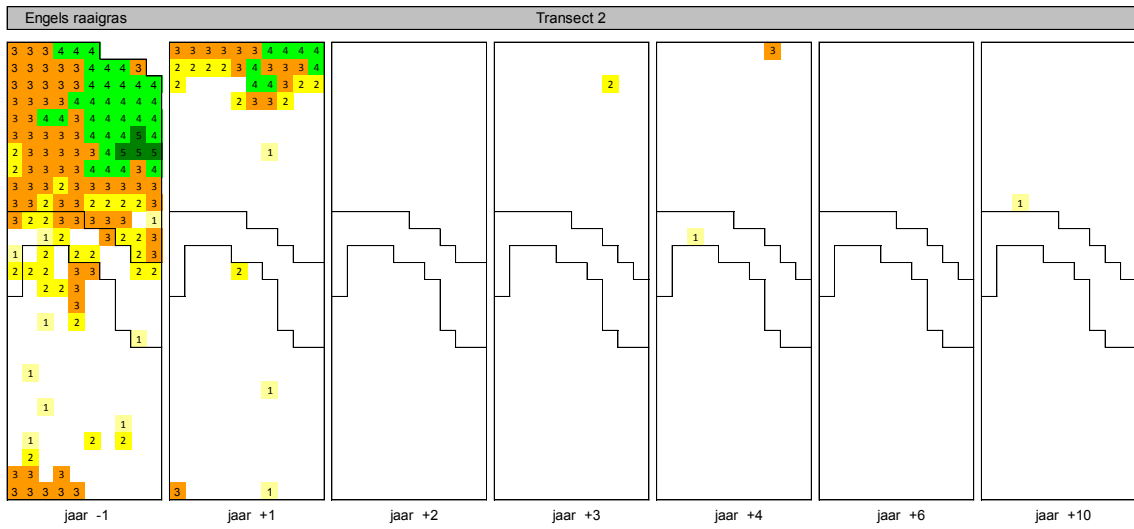
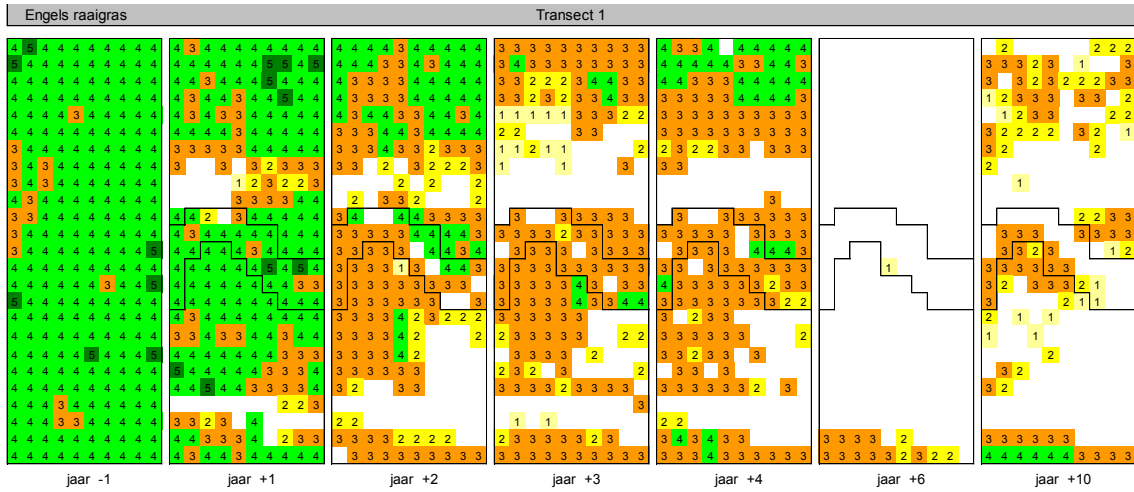
50 100 m



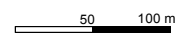
| Bedecking Aantal exemplaren | |
|-----------------------------|--------------------|
| □ | ontbrekend |
| 1 | < 10 % 1 - 20 |
| 2 | < 10 % 21 - 100 |
| 3 | < 10 % > 100 |
| 4 | 10 - 50 % |
| 5 | > 50 % |

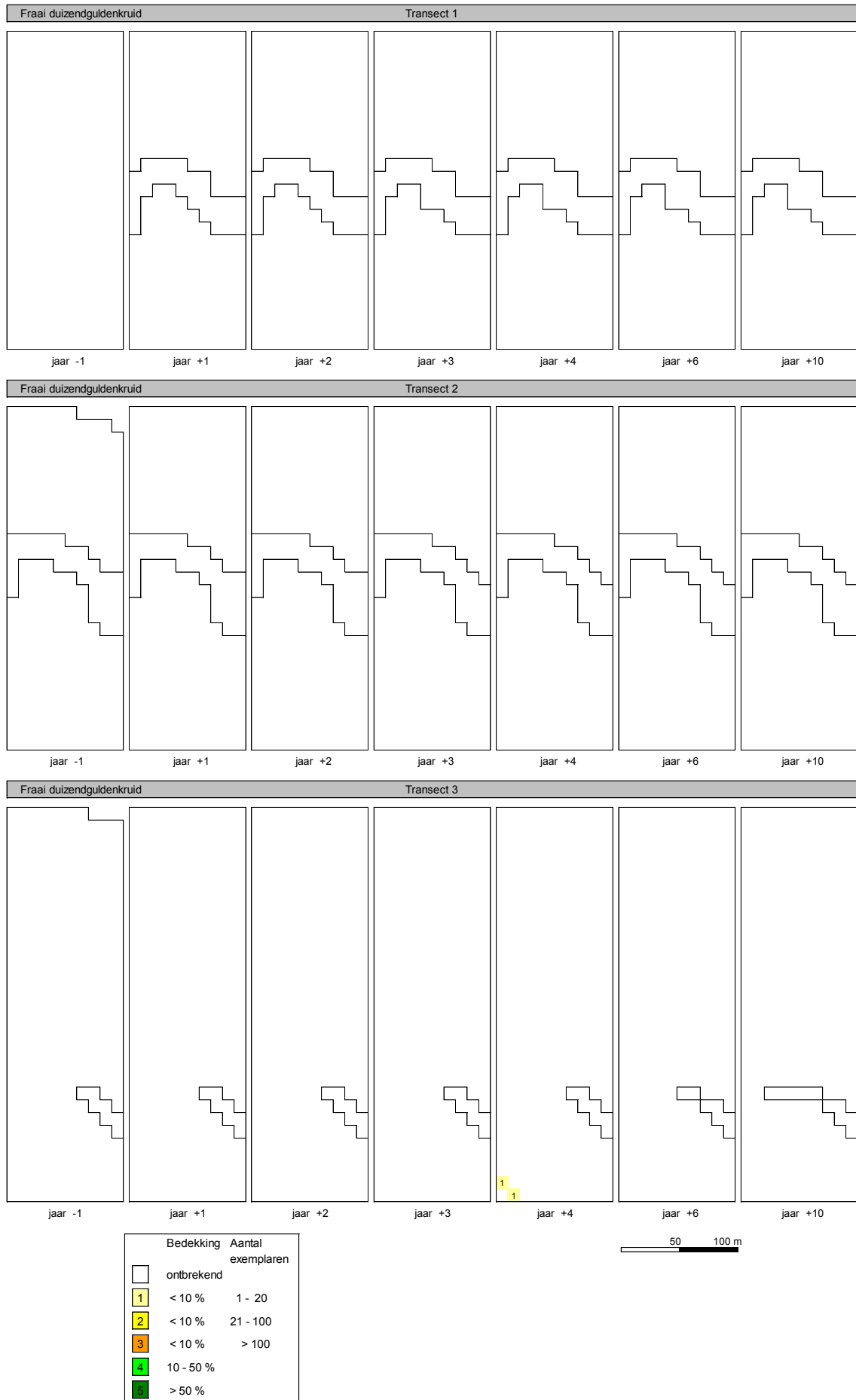


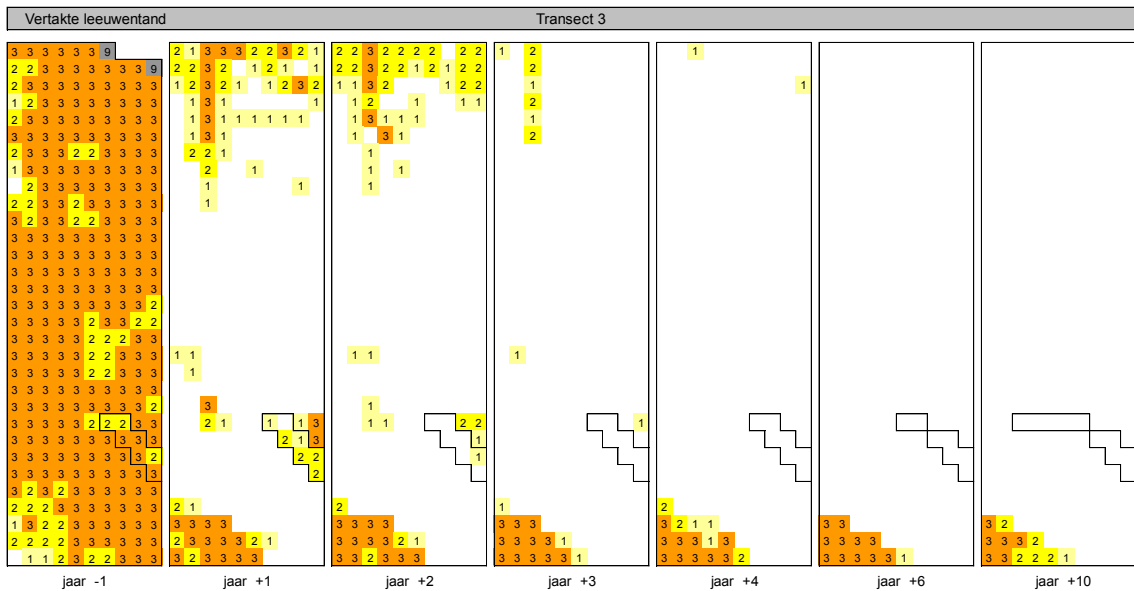
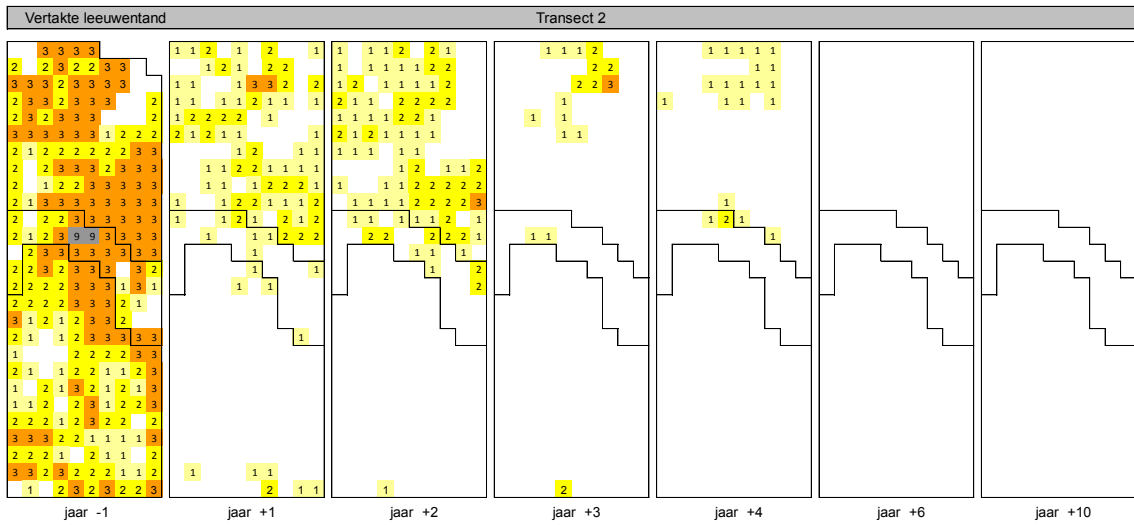
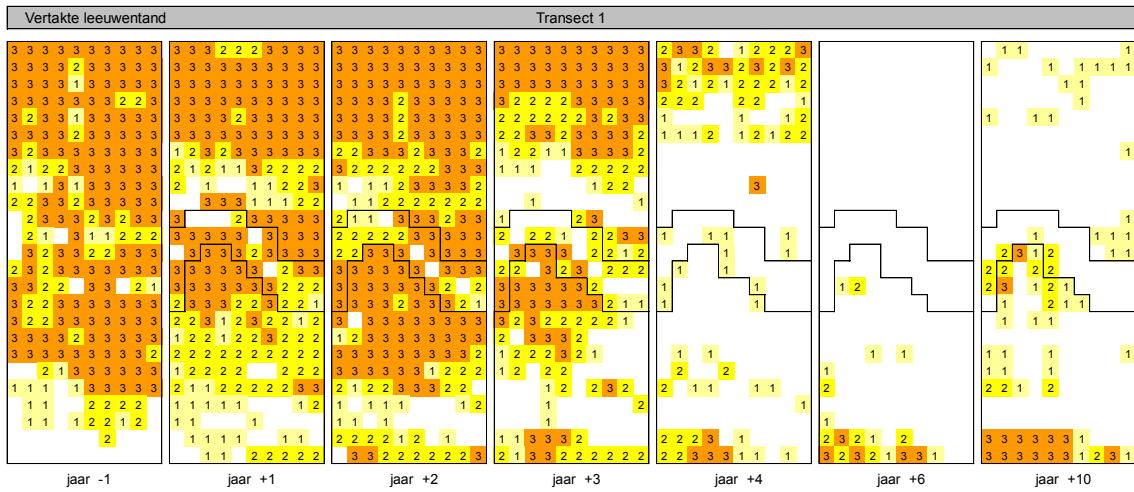




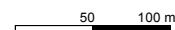
| Bedekking | Aantal exemplaren |
|-----------|--------------------|
| □ | ontbrekend |
| 1 | < 10 % 1 - 20 |
| 2 | < 10 % 21 - 100 |
| 3 | < 10 % > 100 |
| 4 | 10 - 50 % |
| 5 | > 50 % |

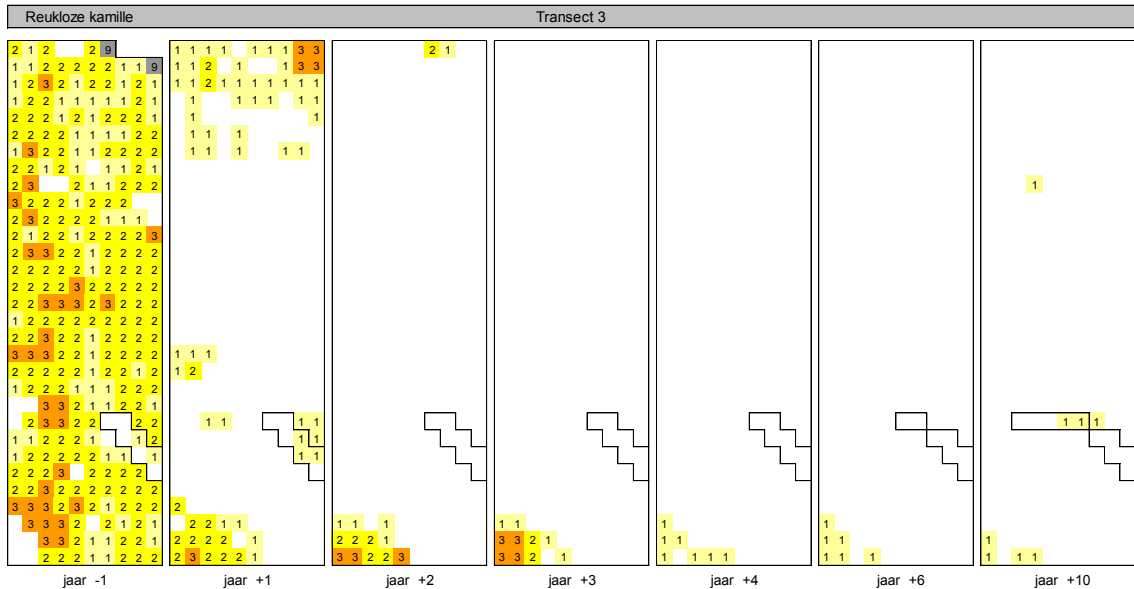
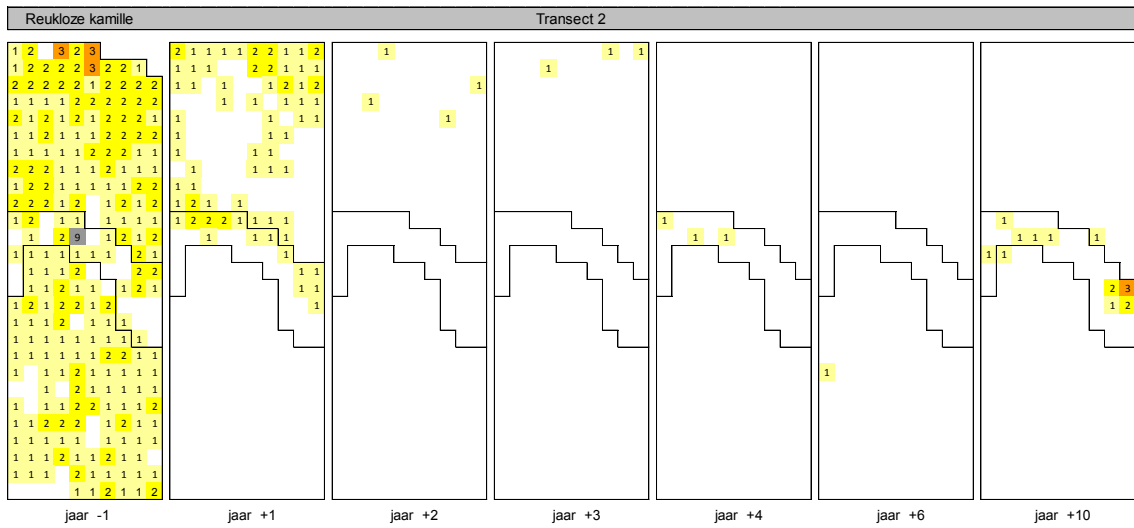
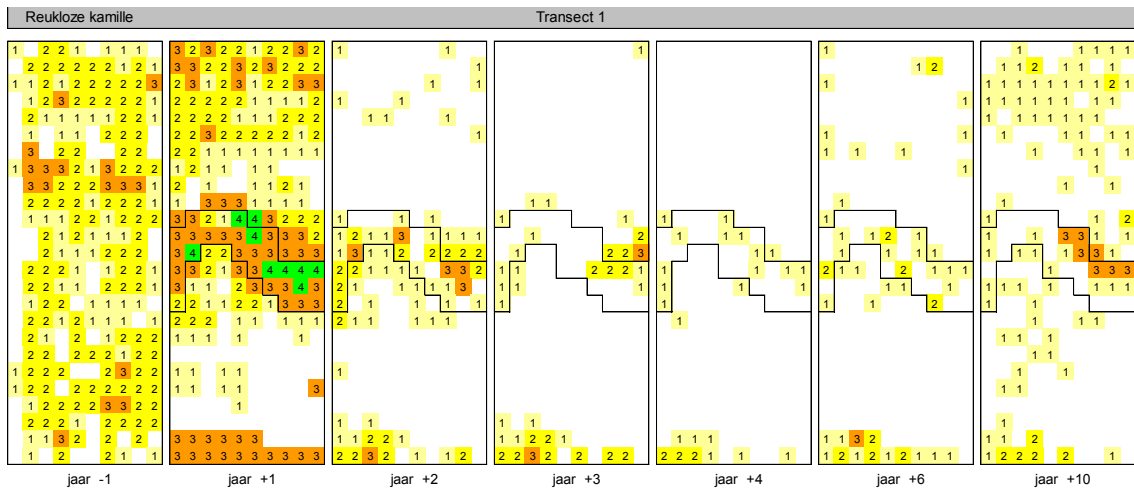




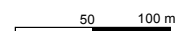


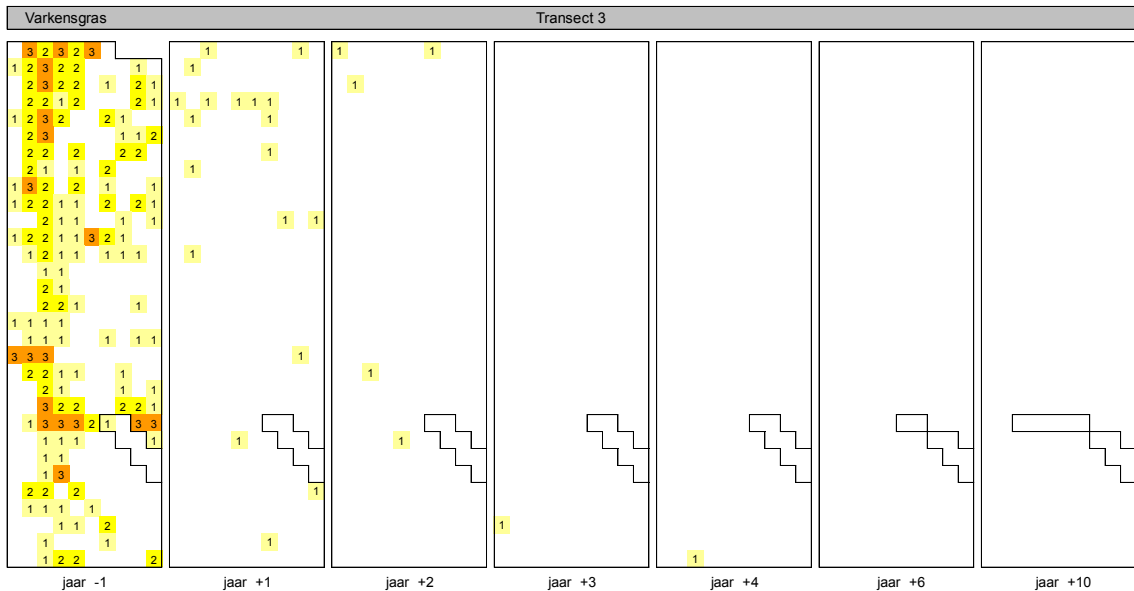
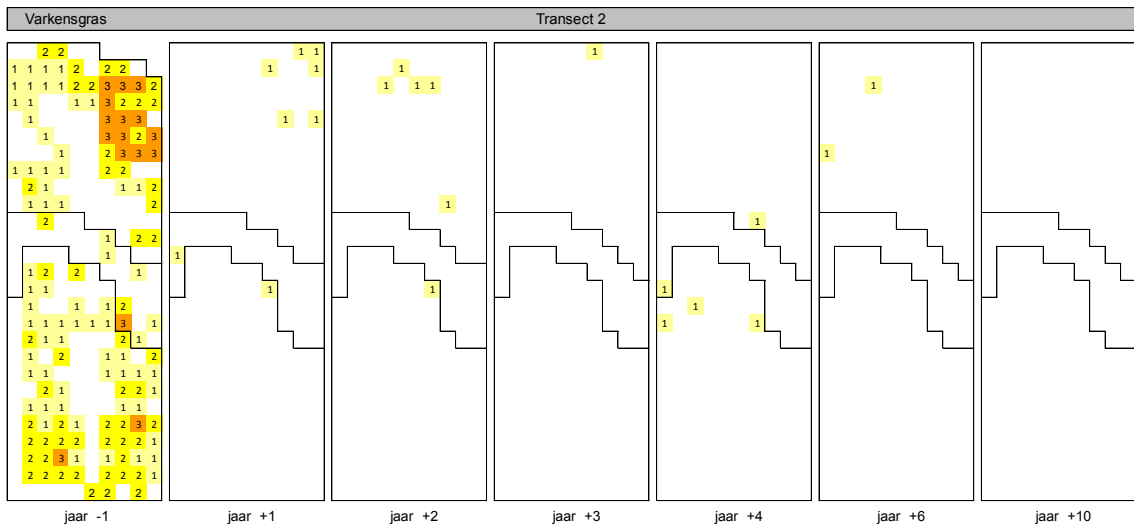
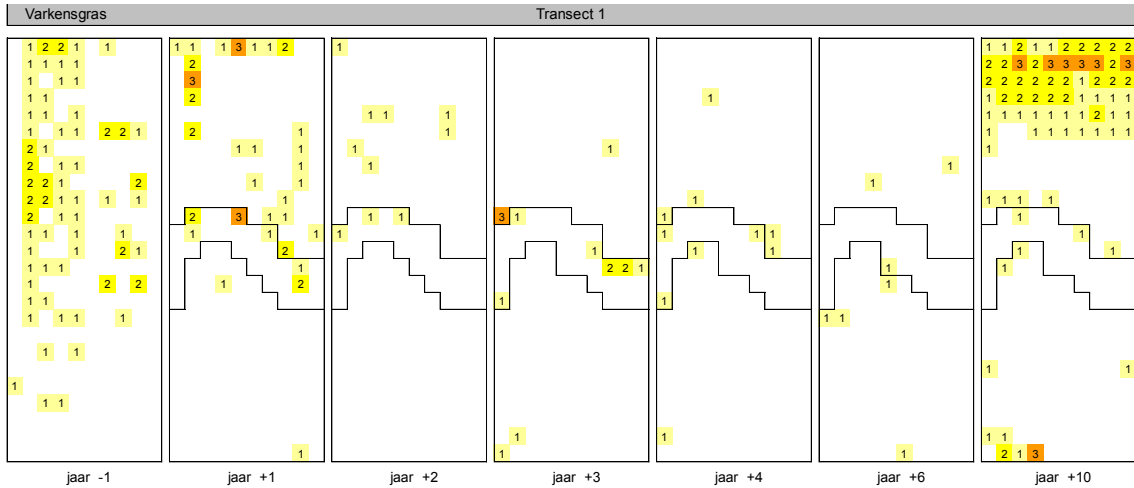
| Bedekking | Aantal exemplaren |
|-----------|--------------------|
| □ | ontbrekend |
| 1 | < 10 % 1 - 20 |
| 2 | < 10 % 21 - 100 |
| 3 | < 10 % > 100 |
| 4 | 10 - 50 % |
| 5 | > 50 % |



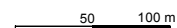


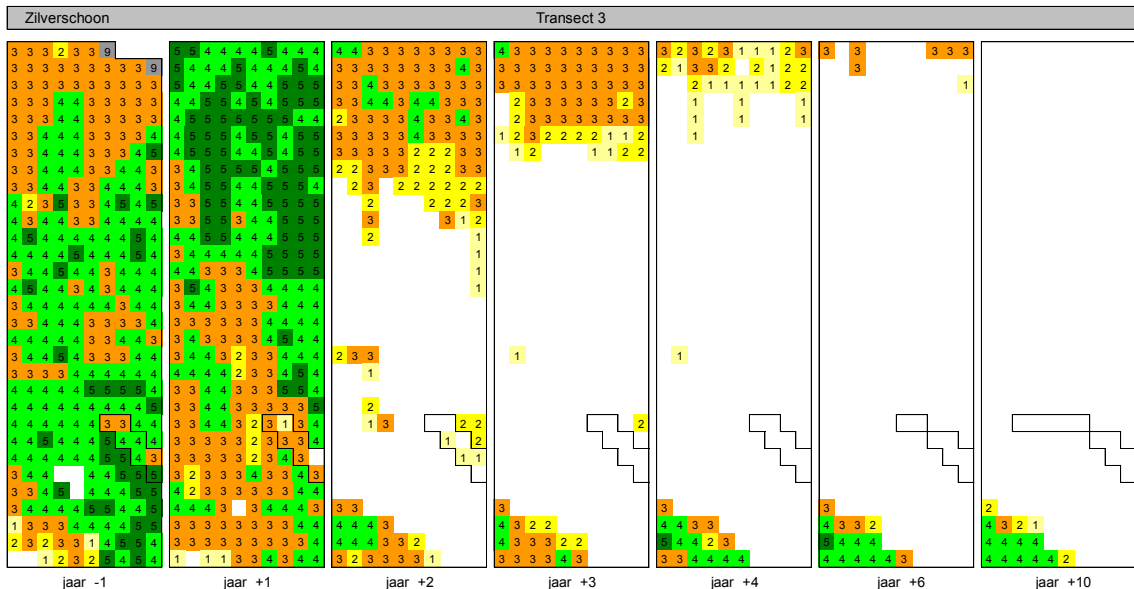
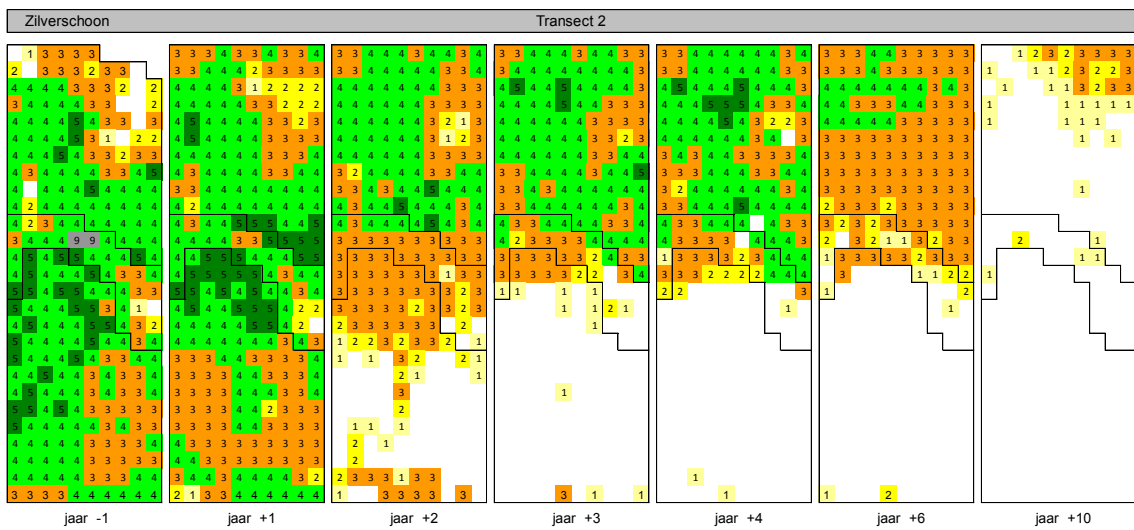
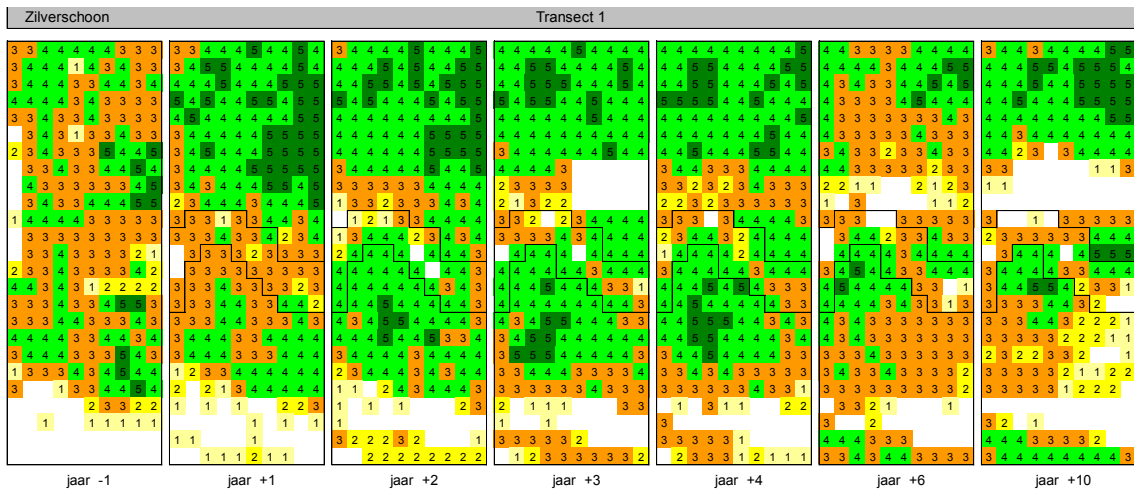
| Bedekking | Aantal exemplaren |
|-----------|--------------------|
| □ | ontbrekend |
| 1 | < 10 % 1 - 20 |
| 2 | < 10 % 21 - 100 |
| 3 | < 10 % > 100 |
| 4 | 10 - 50 % |
| 5 | > 50 % |



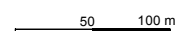


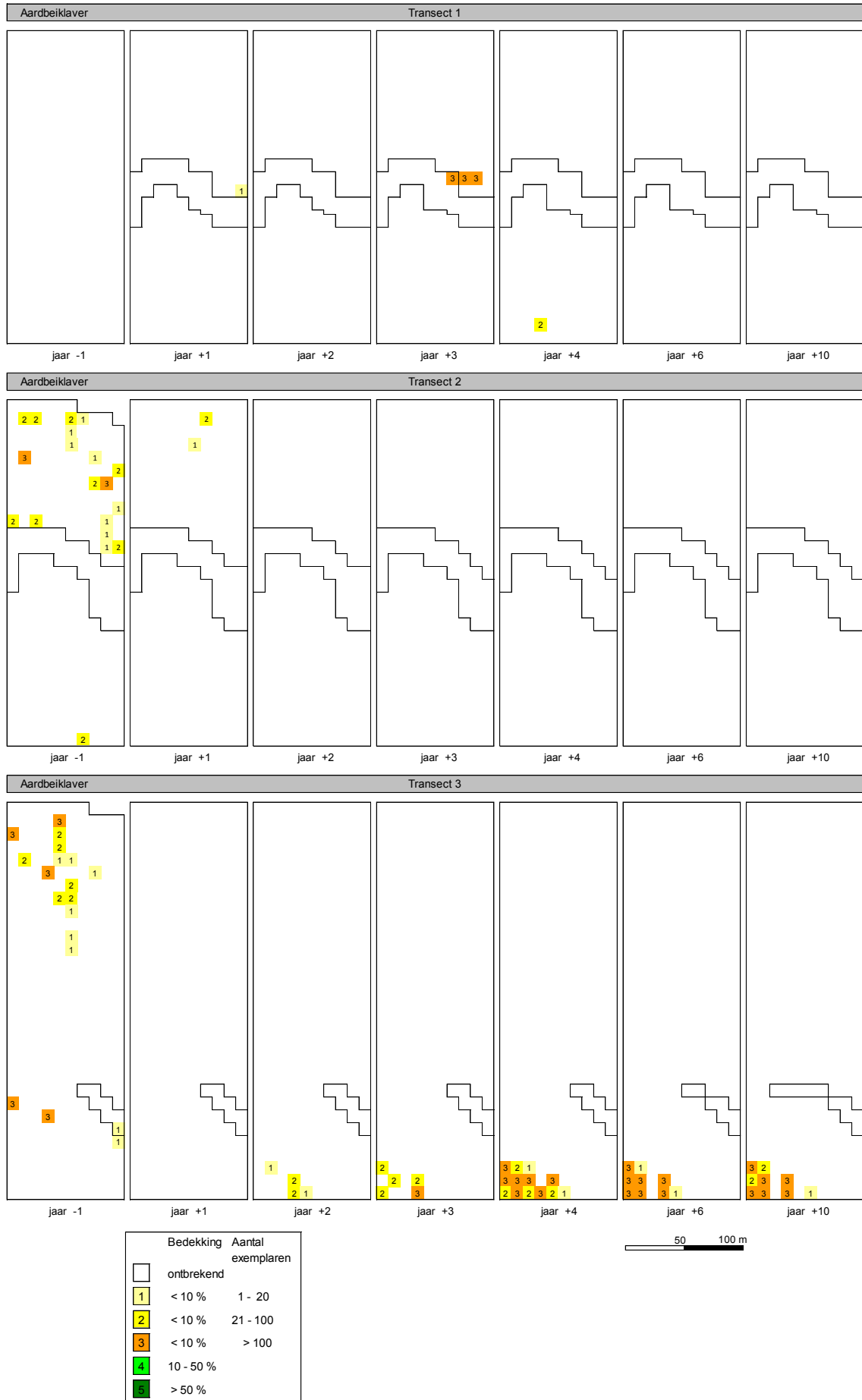
| Bedekking | Aantal exemplaren |
|-----------|--------------------|
| □ | ontbrekend |
| 1 | < 10 % 1 - 20 |
| 2 | < 10 % 21 - 100 |
| 3 | < 10 % > 100 |
| 4 | 10 - 50 % |
| 5 | > 50 % |

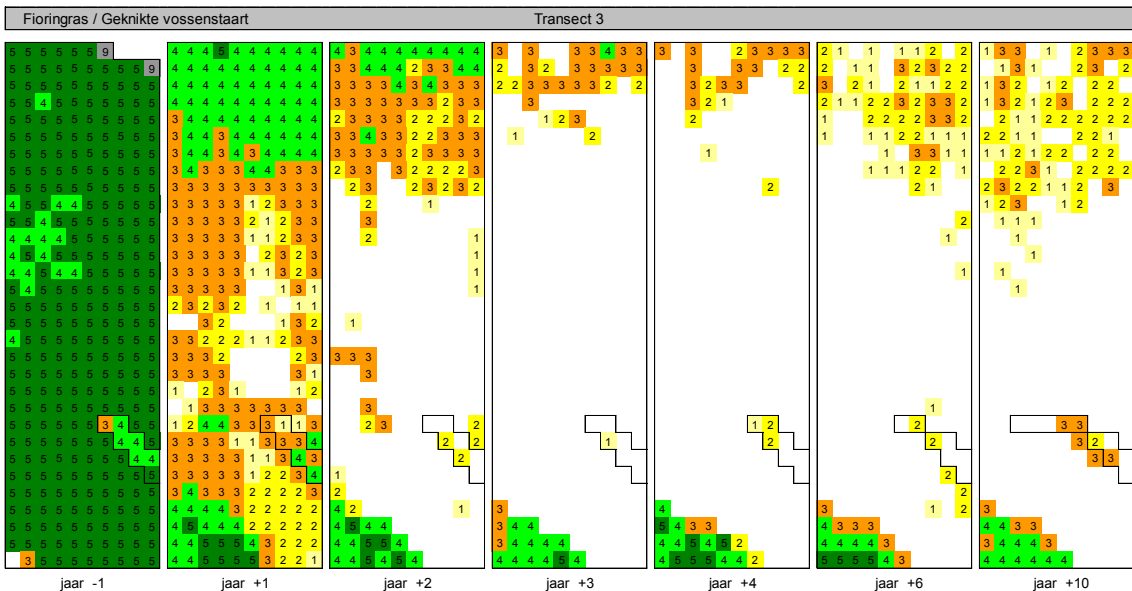
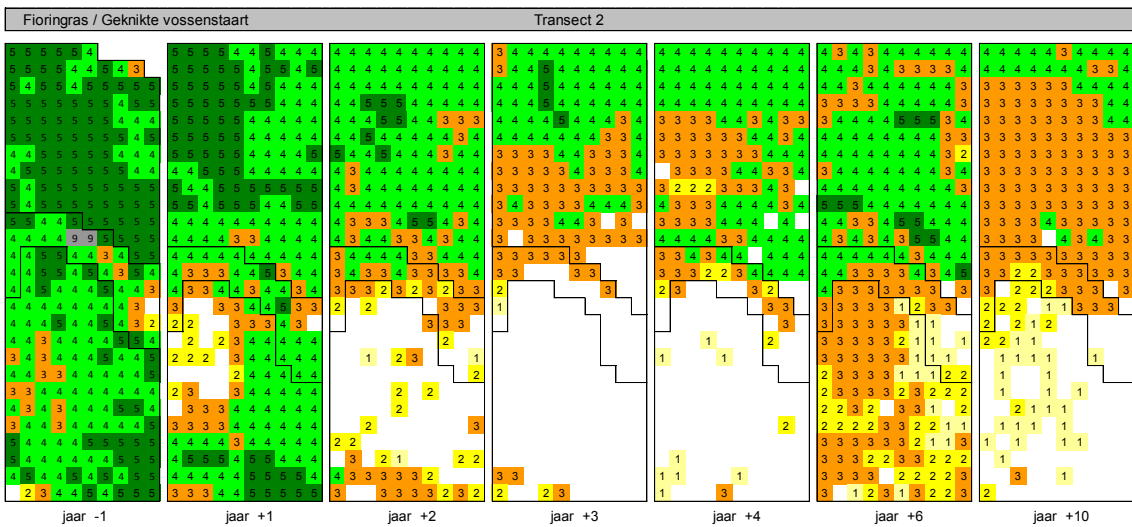
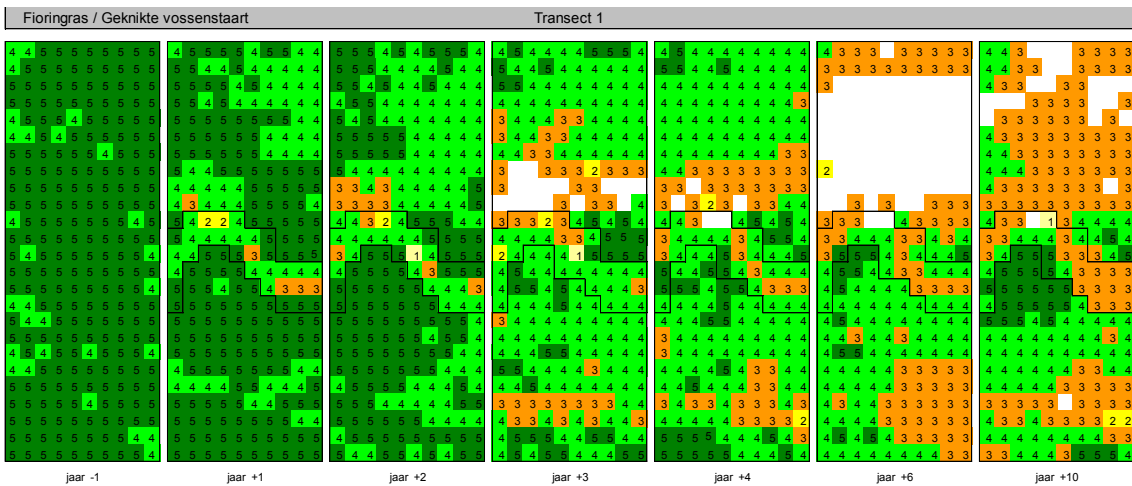




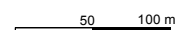
| Bedekking | Aantal exemplaren |
|-----------|--------------------|
| □ | ontbrekend |
| 1 | < 10 % 1 - 20 |
| 2 | < 10 % 21 - 100 |
| 3 | < 10 % > 100 |
| 4 | 10 - 50 % |
| 5 | > 50 % |

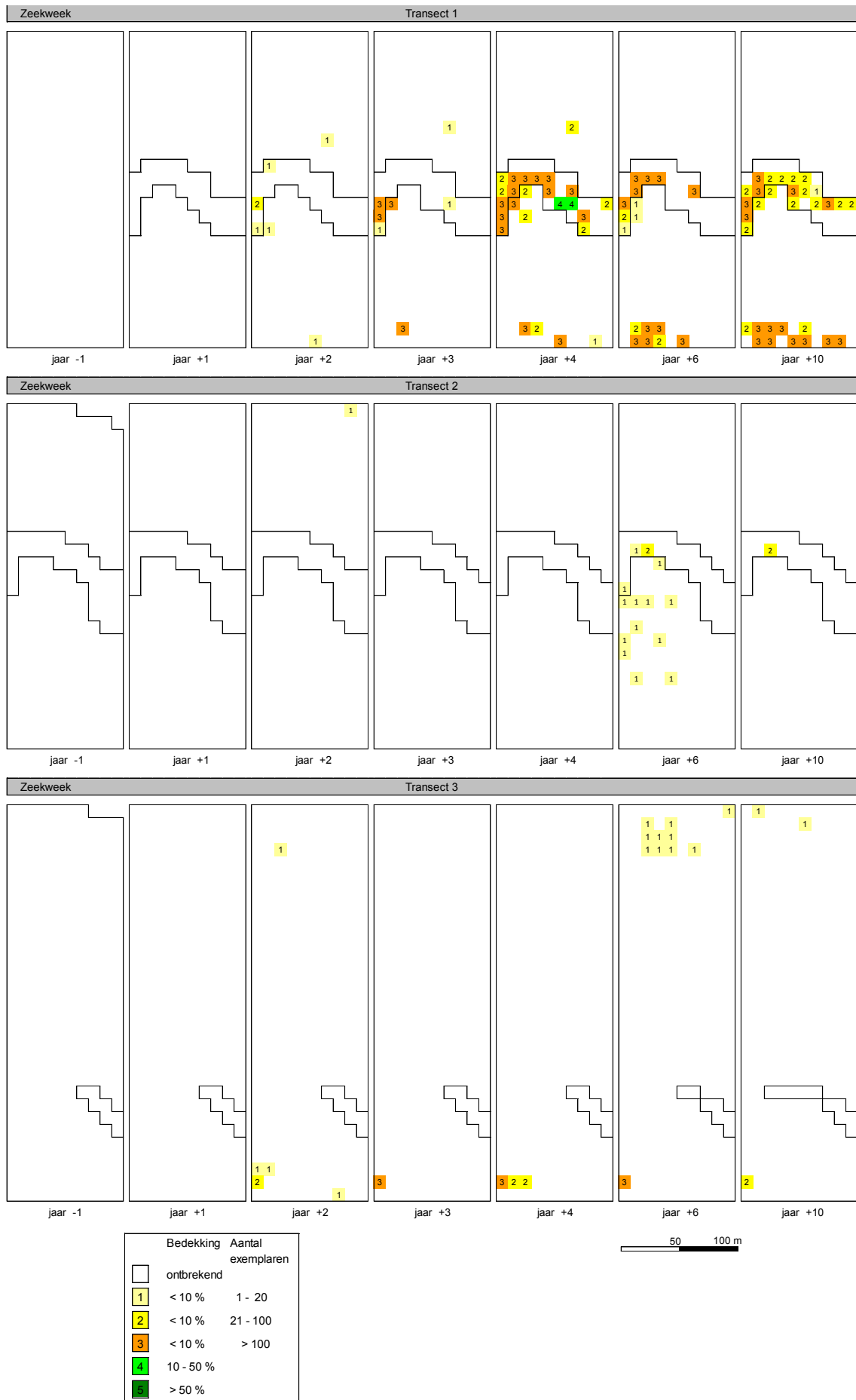


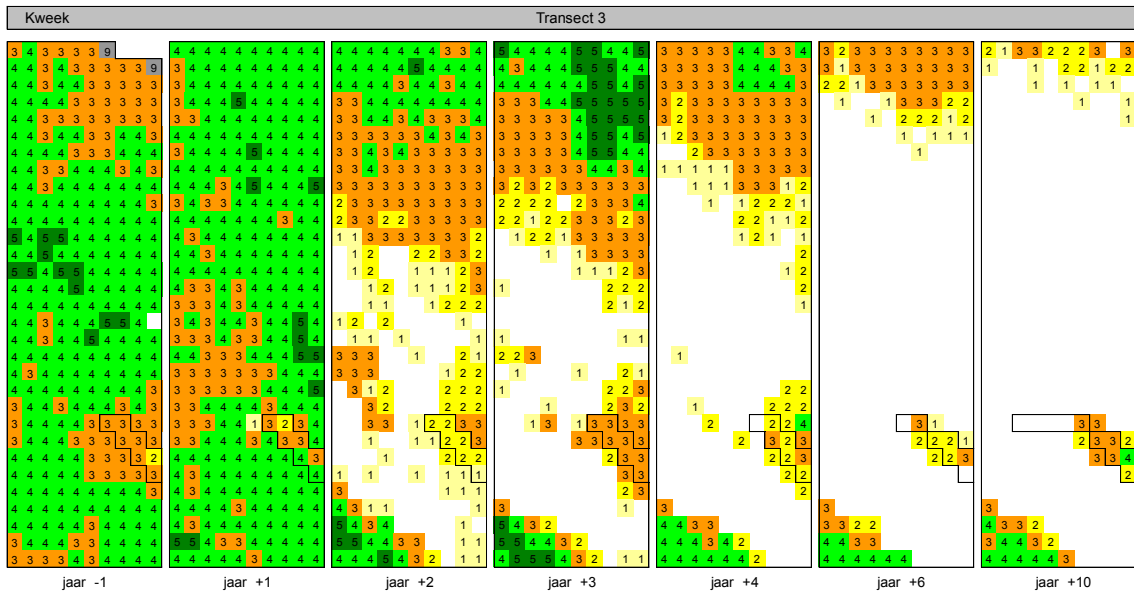
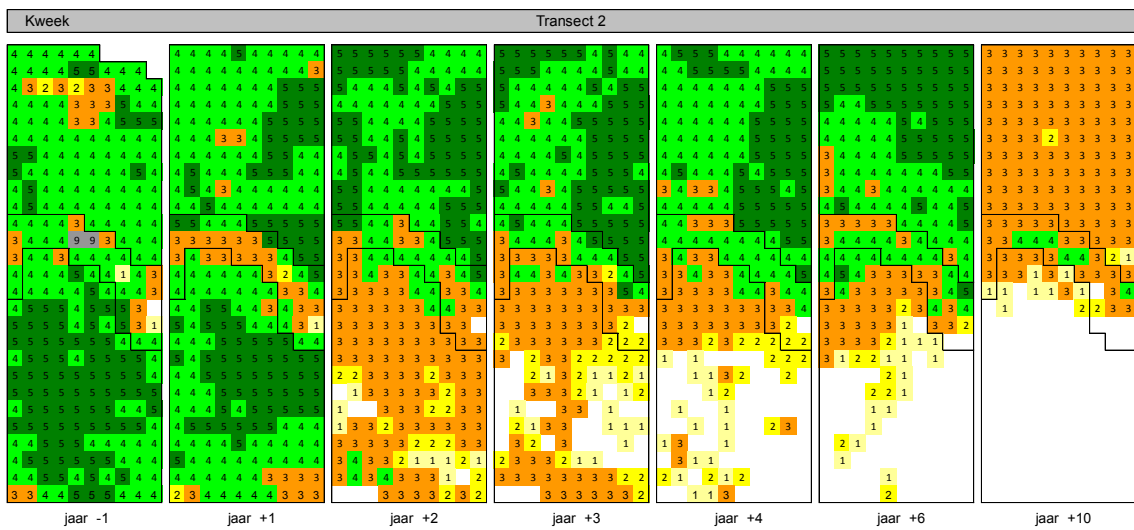
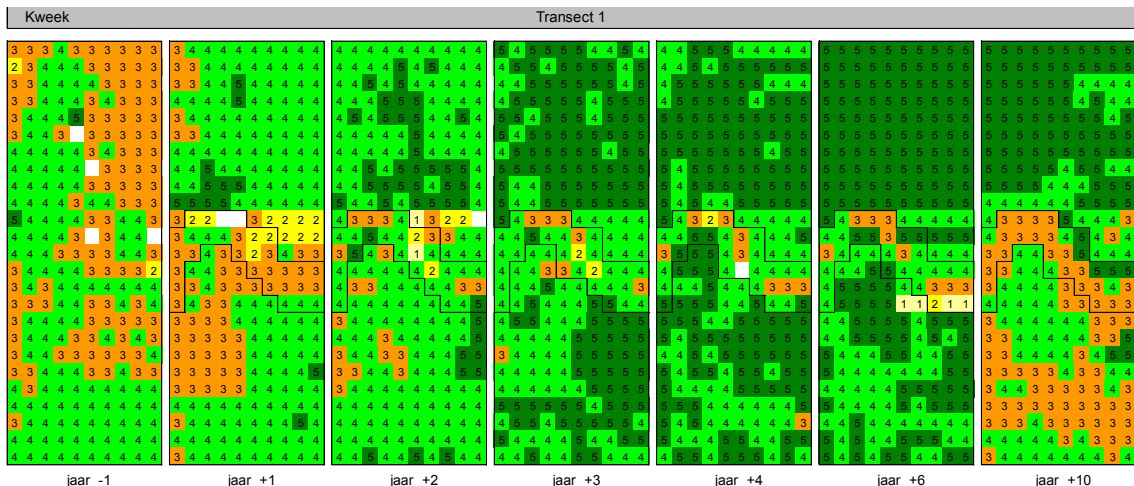




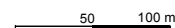
| Bedecking | | Aantal exemplaren | |
|-----------|------------|-------------------|----------|
| □ | ontbrekend | 1 | < 10 % |
| 1 | < 10 % | 2 | 21 - 100 |
| 3 | < 10 % | 3 | > 100 |
| 4 | 10 - 50 % | | |
| 5 | > 50 % | | |

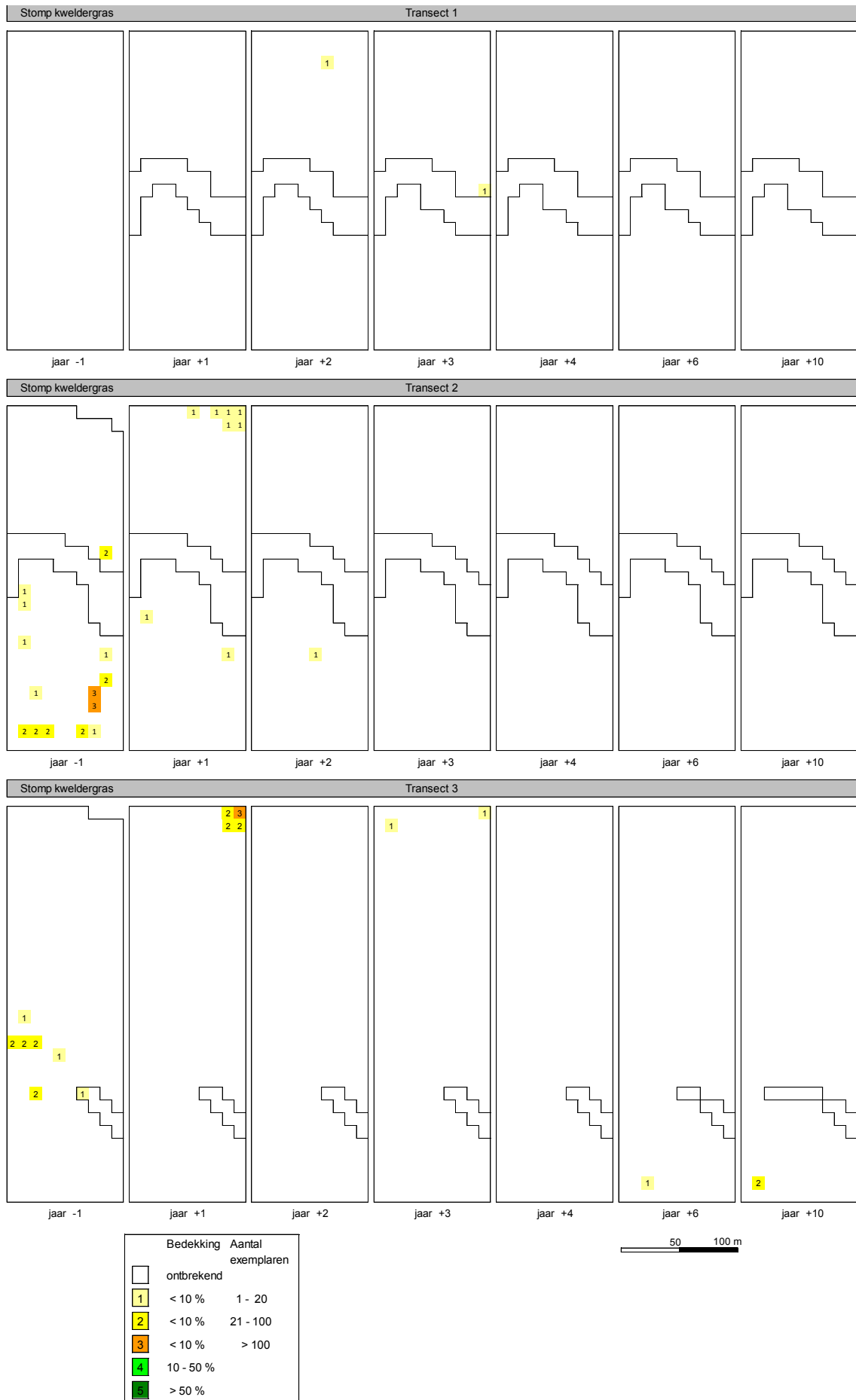


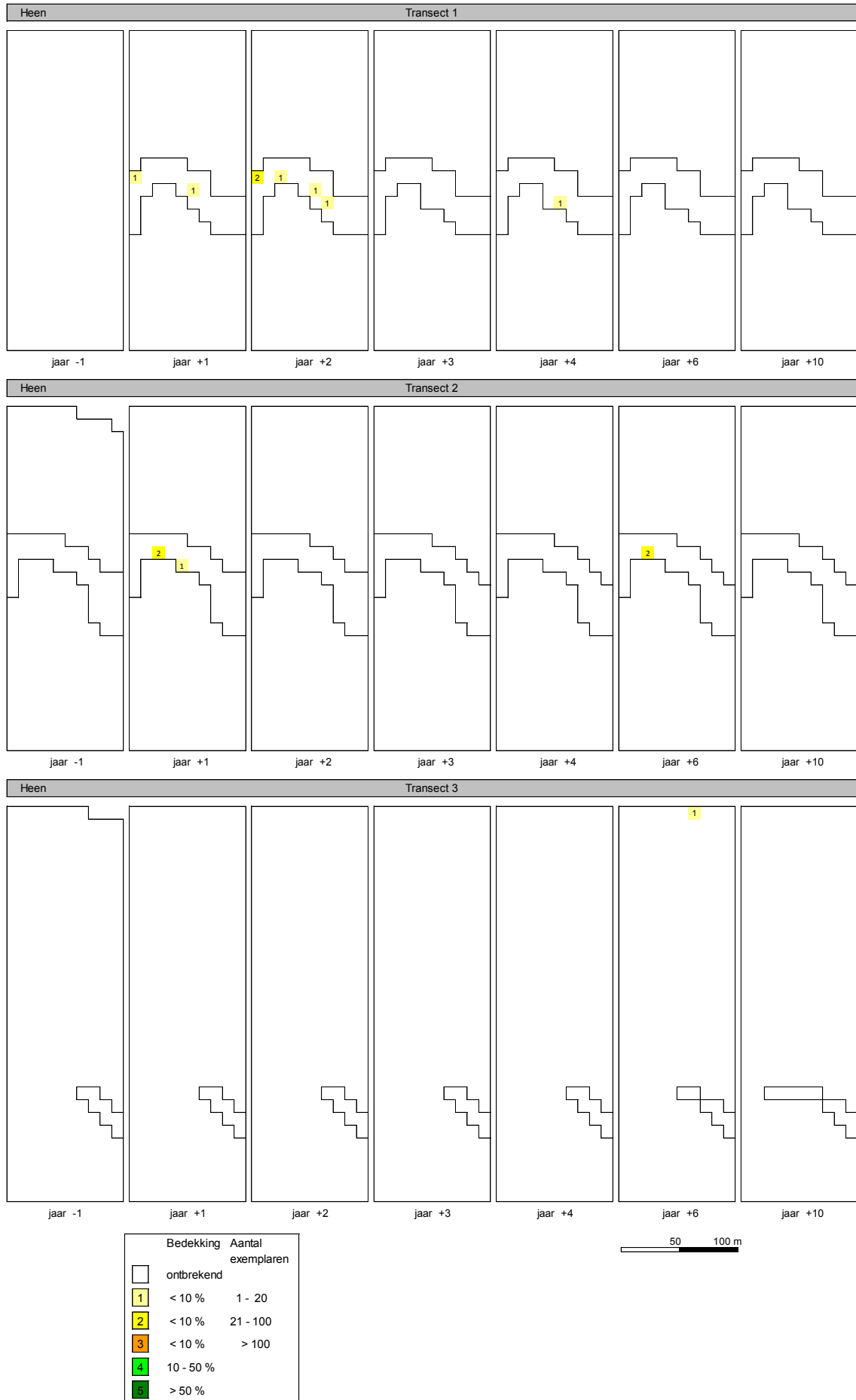


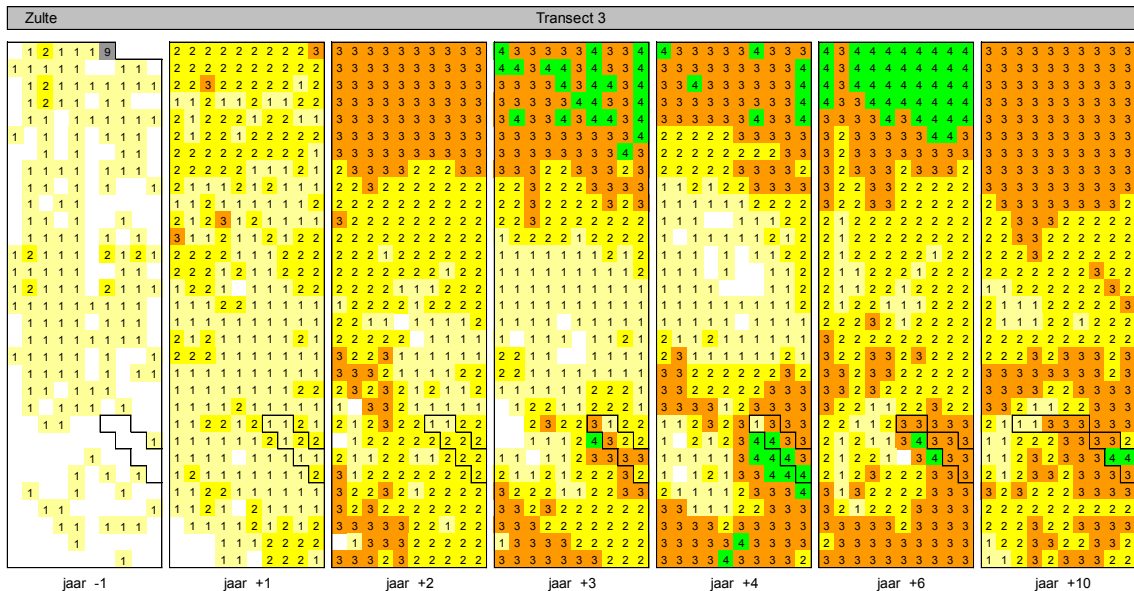
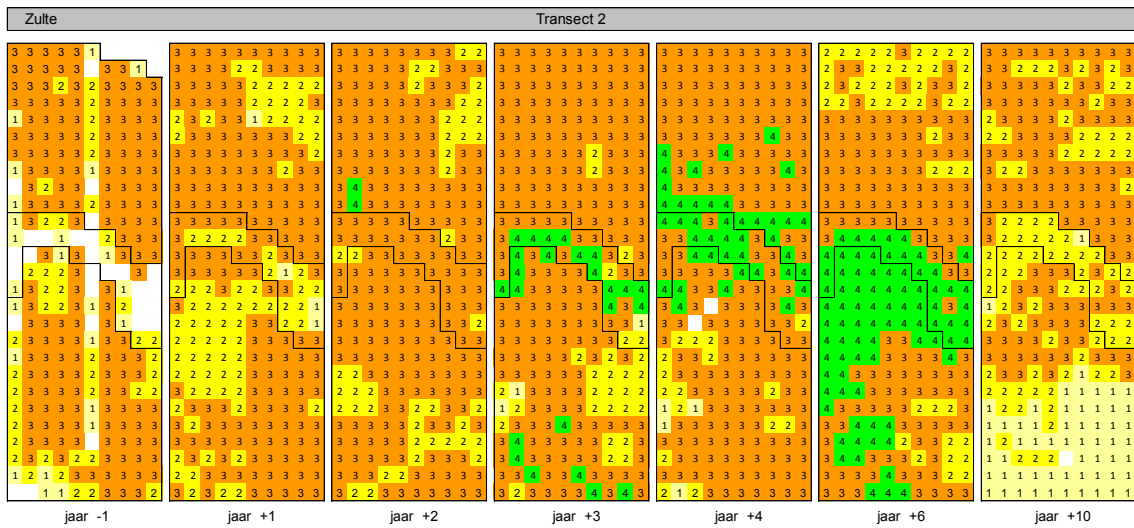
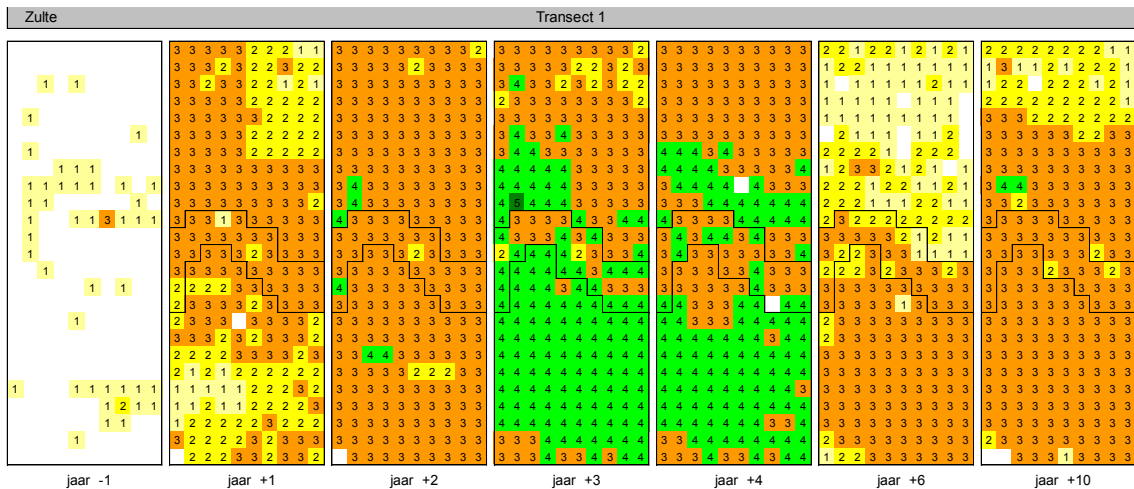


| Bedekking | Aantal exemplaren |
|-----------|--------------------|
| □ | ontbrekend |
| 1 | < 10 % 1 - 20 |
| 2 | < 10 % 21 - 100 |
| 3 | < 10 % > 100 |
| 4 | 10 - 50 % |
| 5 | > 50 % |



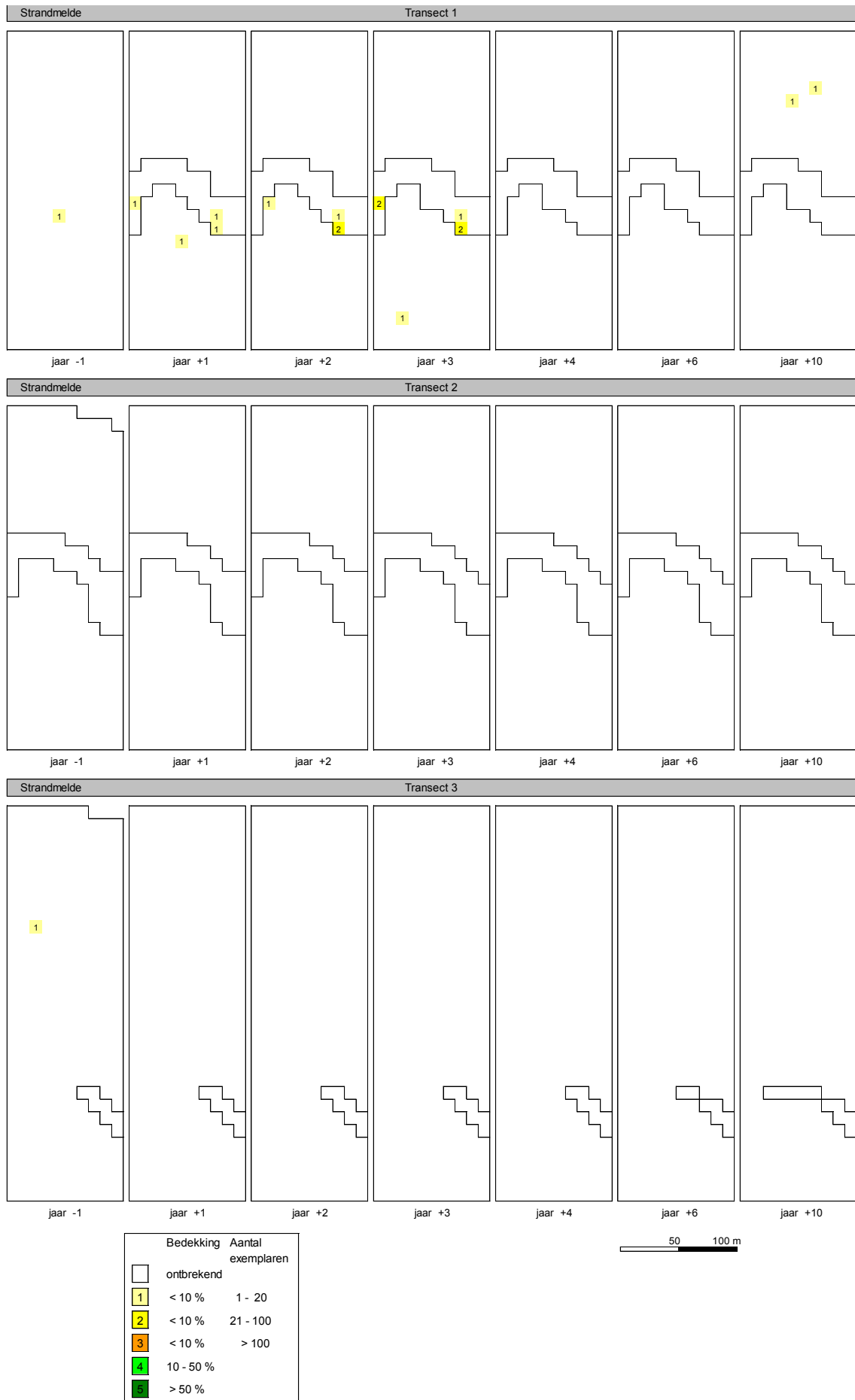


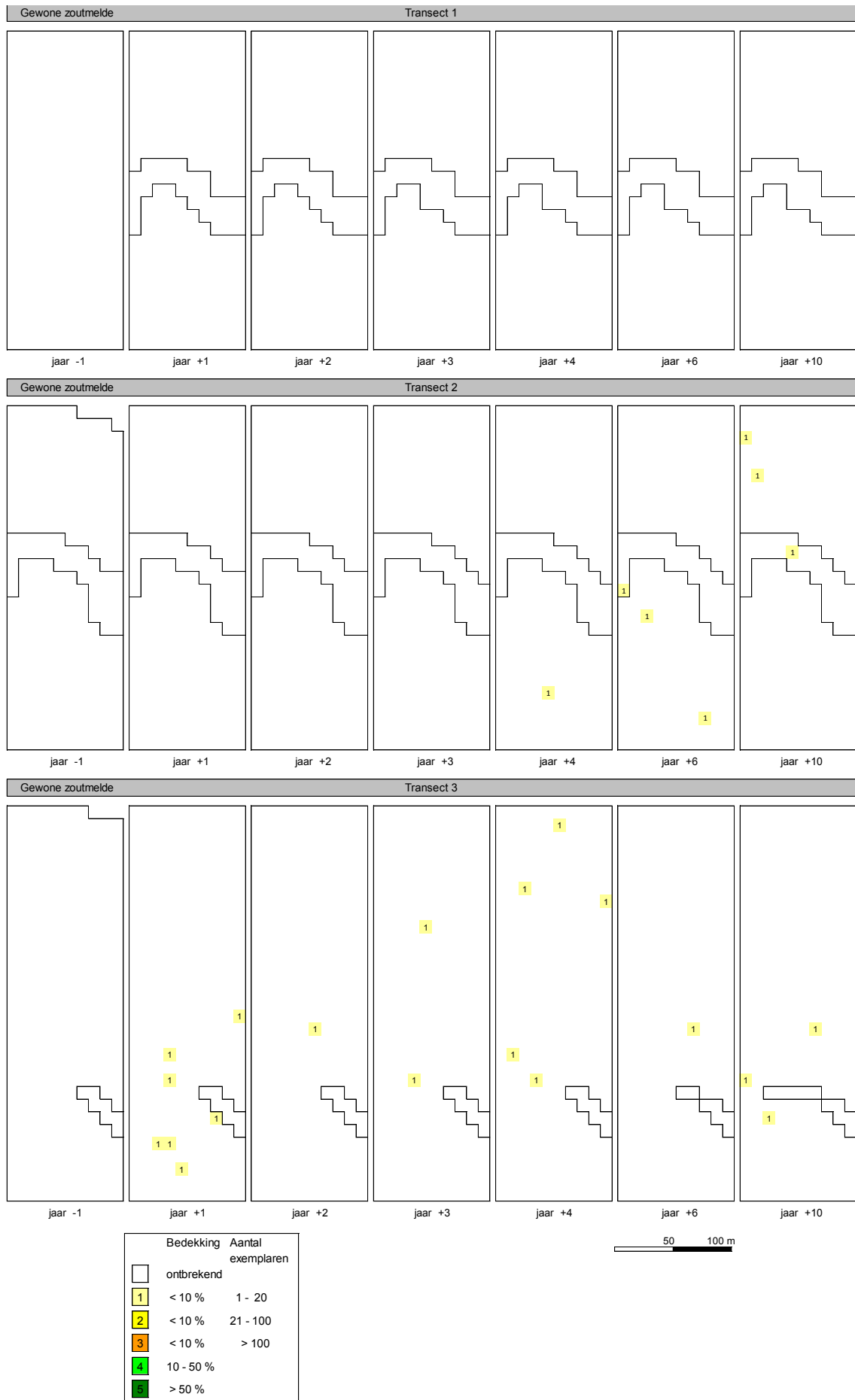


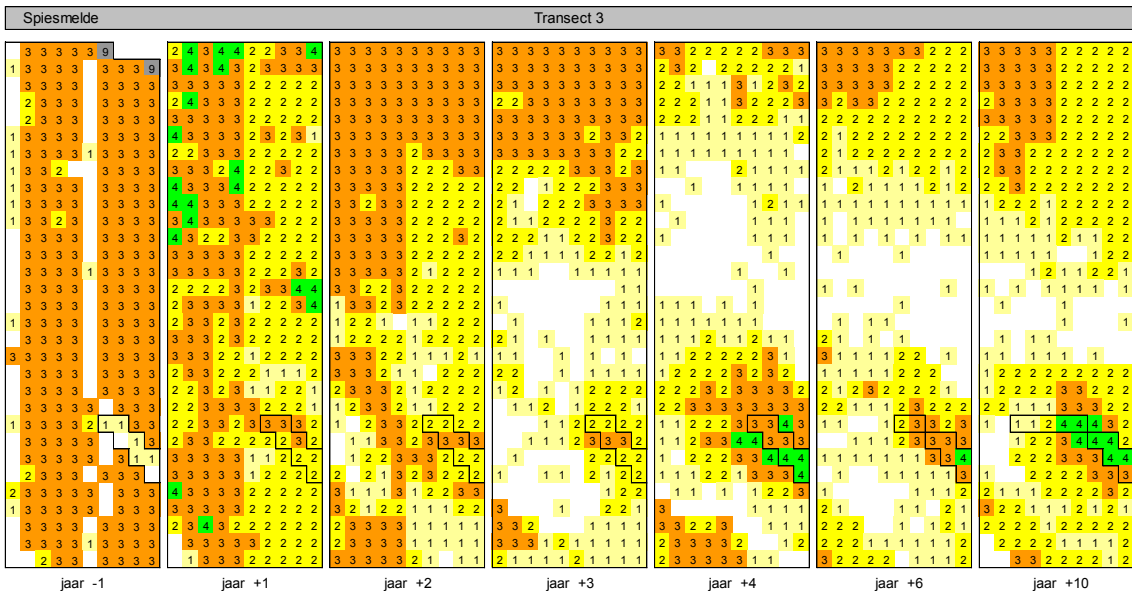
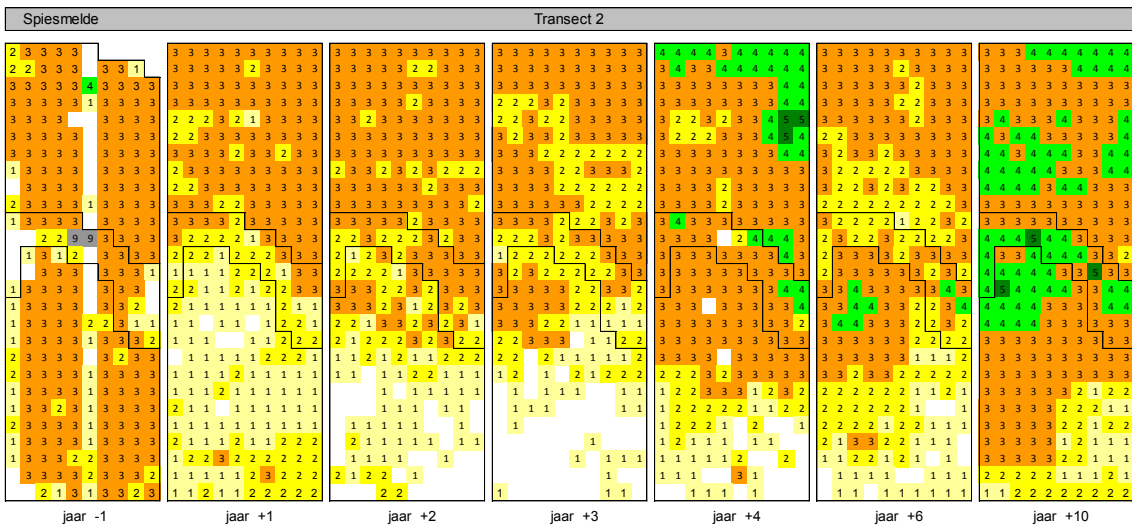
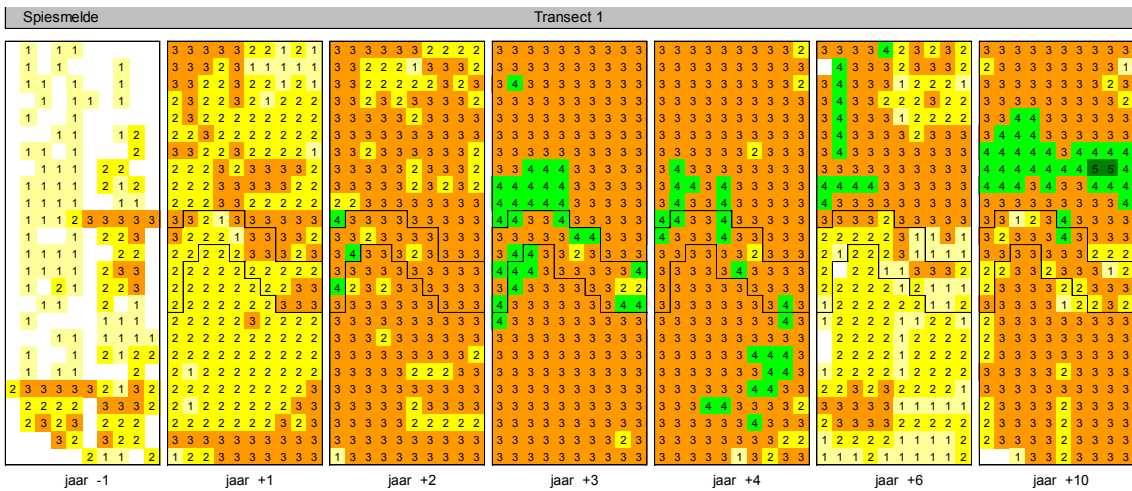


| Bedekking | Aantal exemplaren |
|-----------|--------------------|
| | ontbrekend |
| 1 | < 10 % 1 - 20 |
| 2 | < 10 % 21 - 100 |
| 3 | < 10 % > 100 |
| 4 | 10 - 50 % |
| 5 | > 50 % |

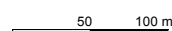


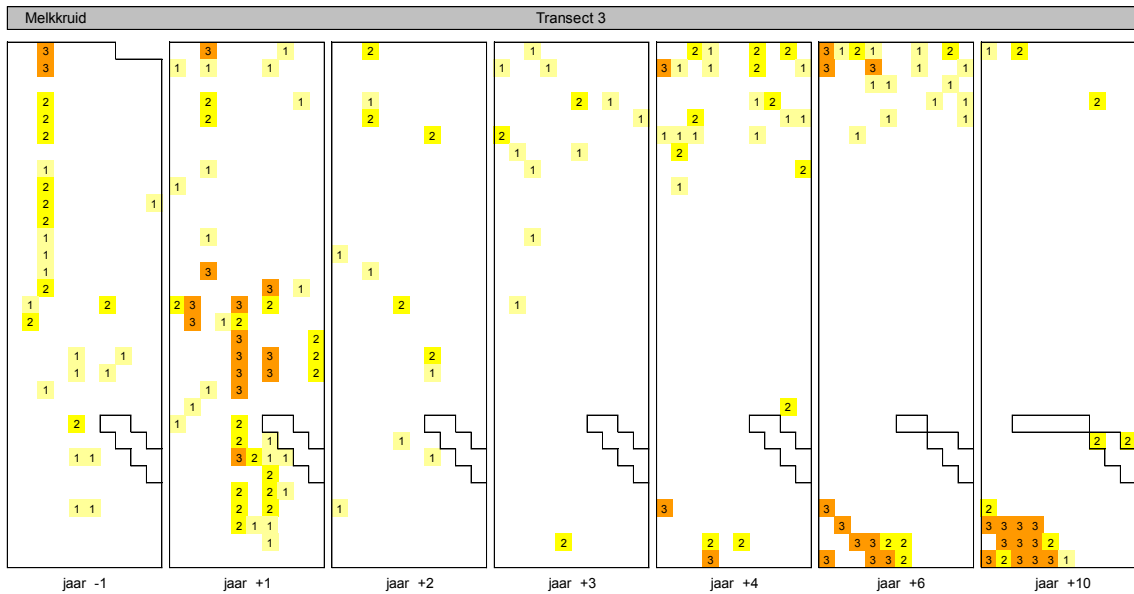
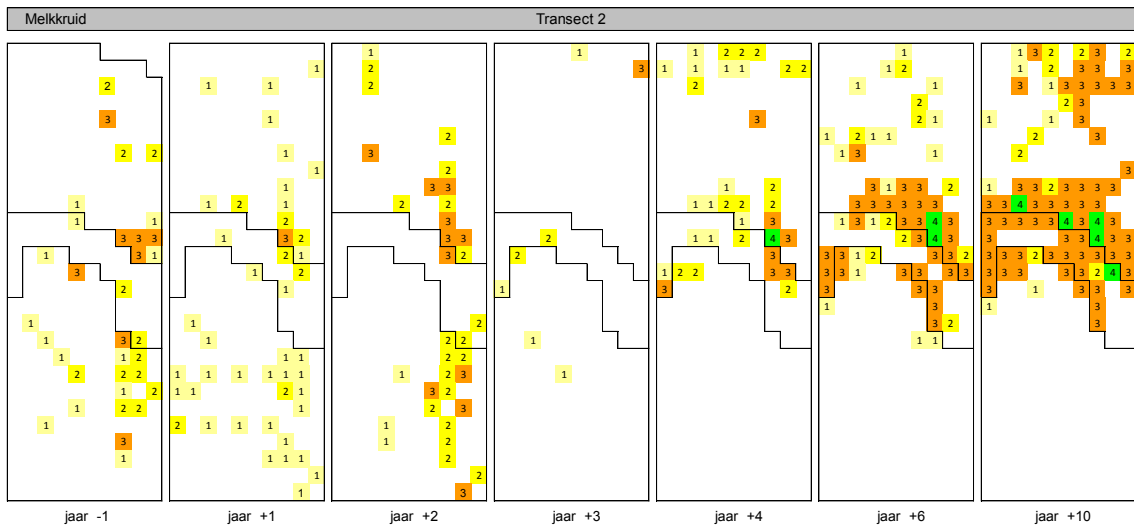
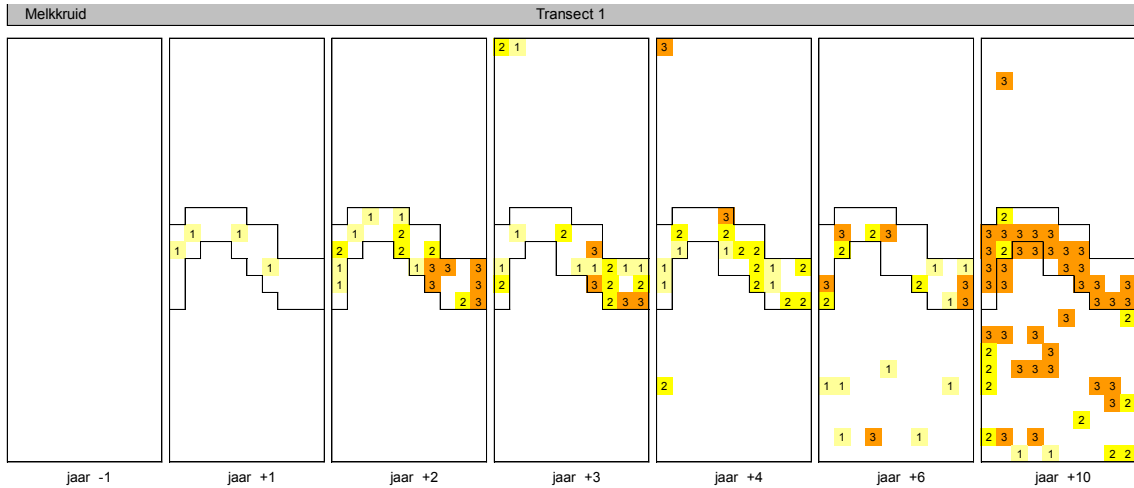




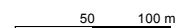


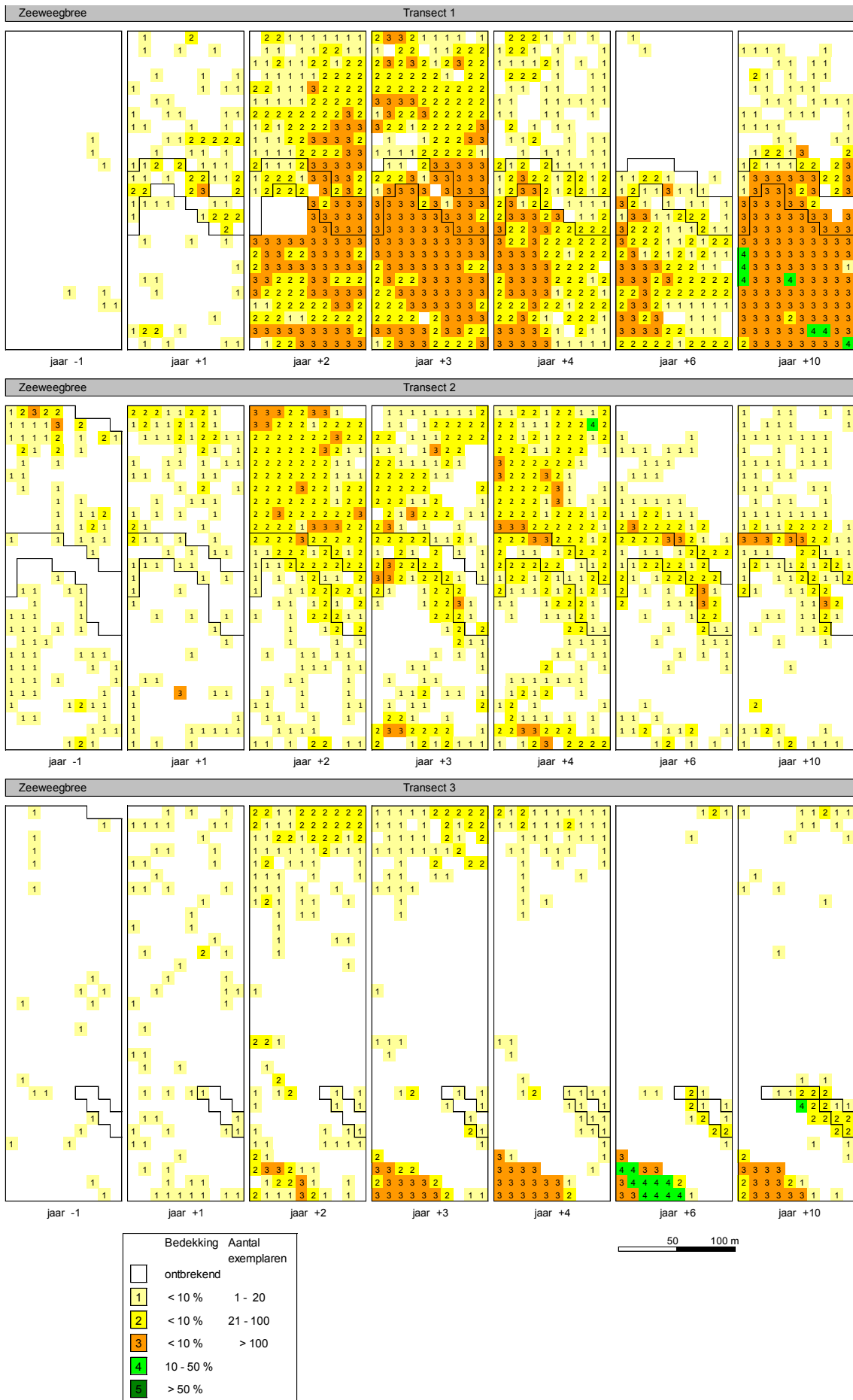
| Bedekking | Aantal exemplaren |
|------------|--------------------|
| ontbrekend | |
| 1 | < 10 % 1 - 20 |
| 2 | < 10 % 21 - 100 |
| 3 | < 10 % > 100 |
| 4 | 10 - 50 % |
| 5 | > 50 % |

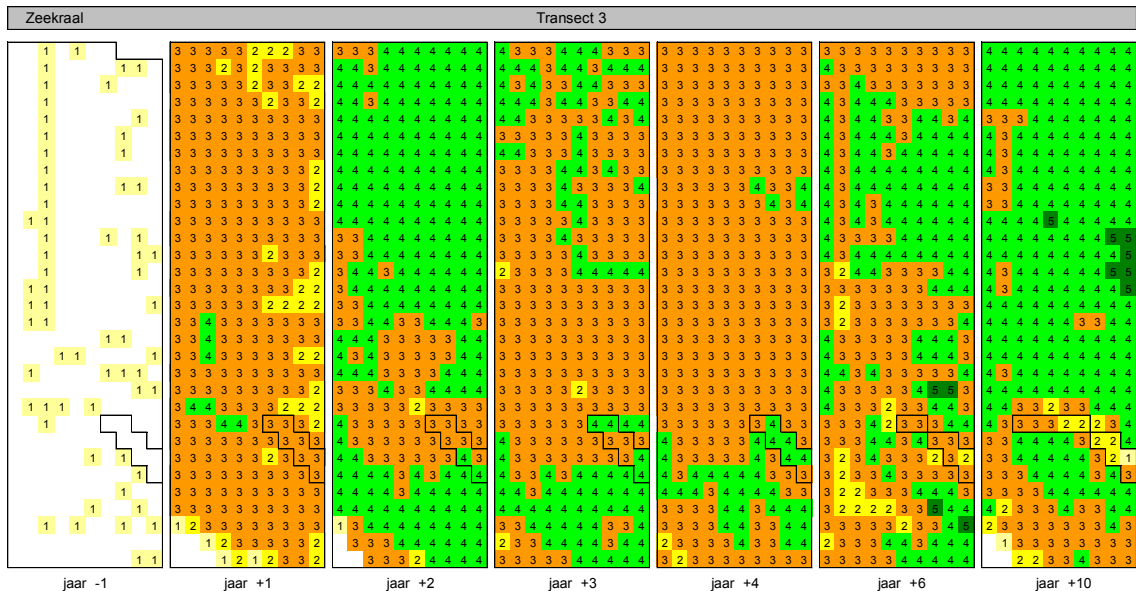
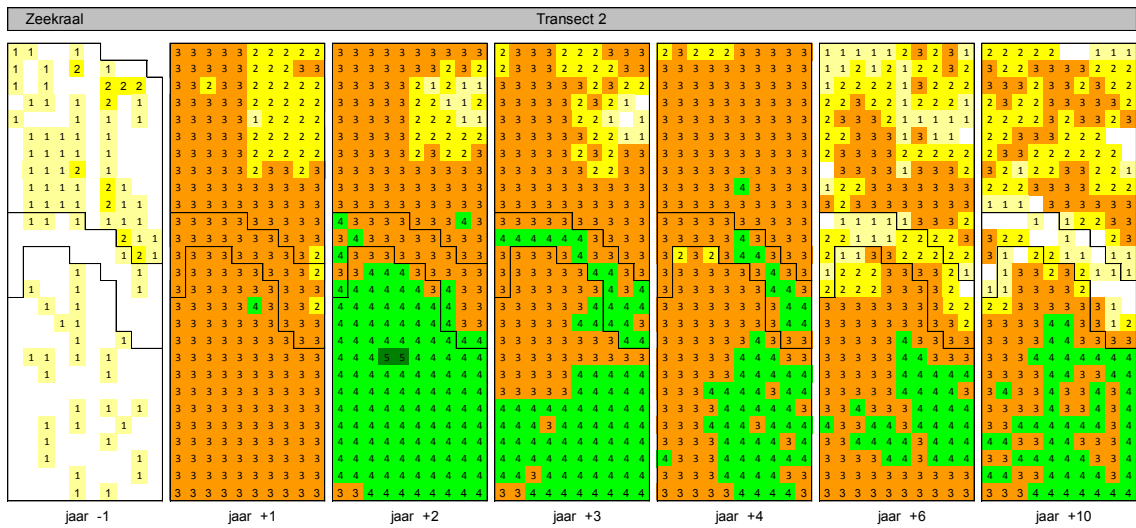
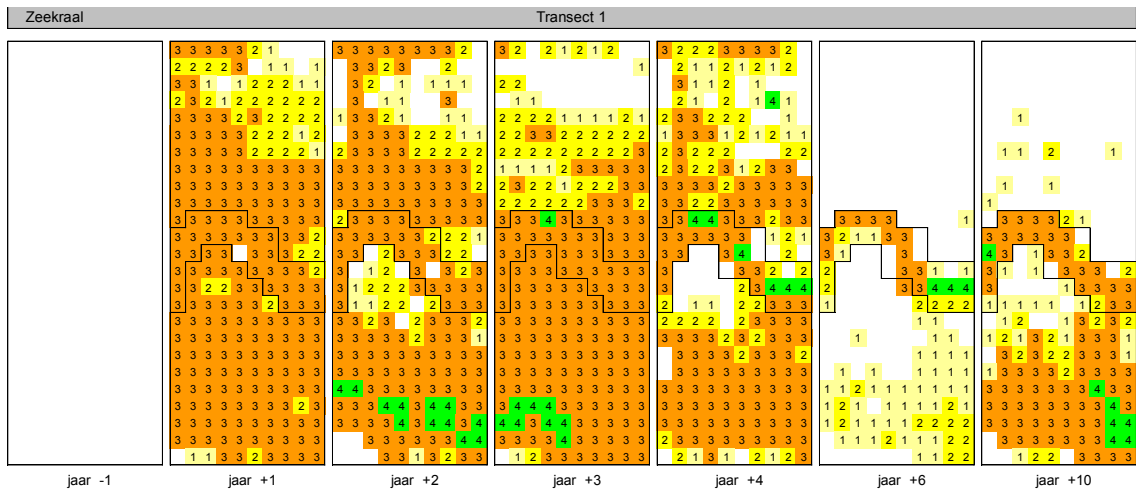




| Bedekking | Aantal exemplaren |
|-----------|--------------------|
| □ | ontbrekend |
| 1 | < 10 % 1 - 20 |
| 2 | < 10 % 21 - 100 |
| 3 | < 10 % > 100 |
| 4 | 10 - 50 % |
| 5 | > 50 % |

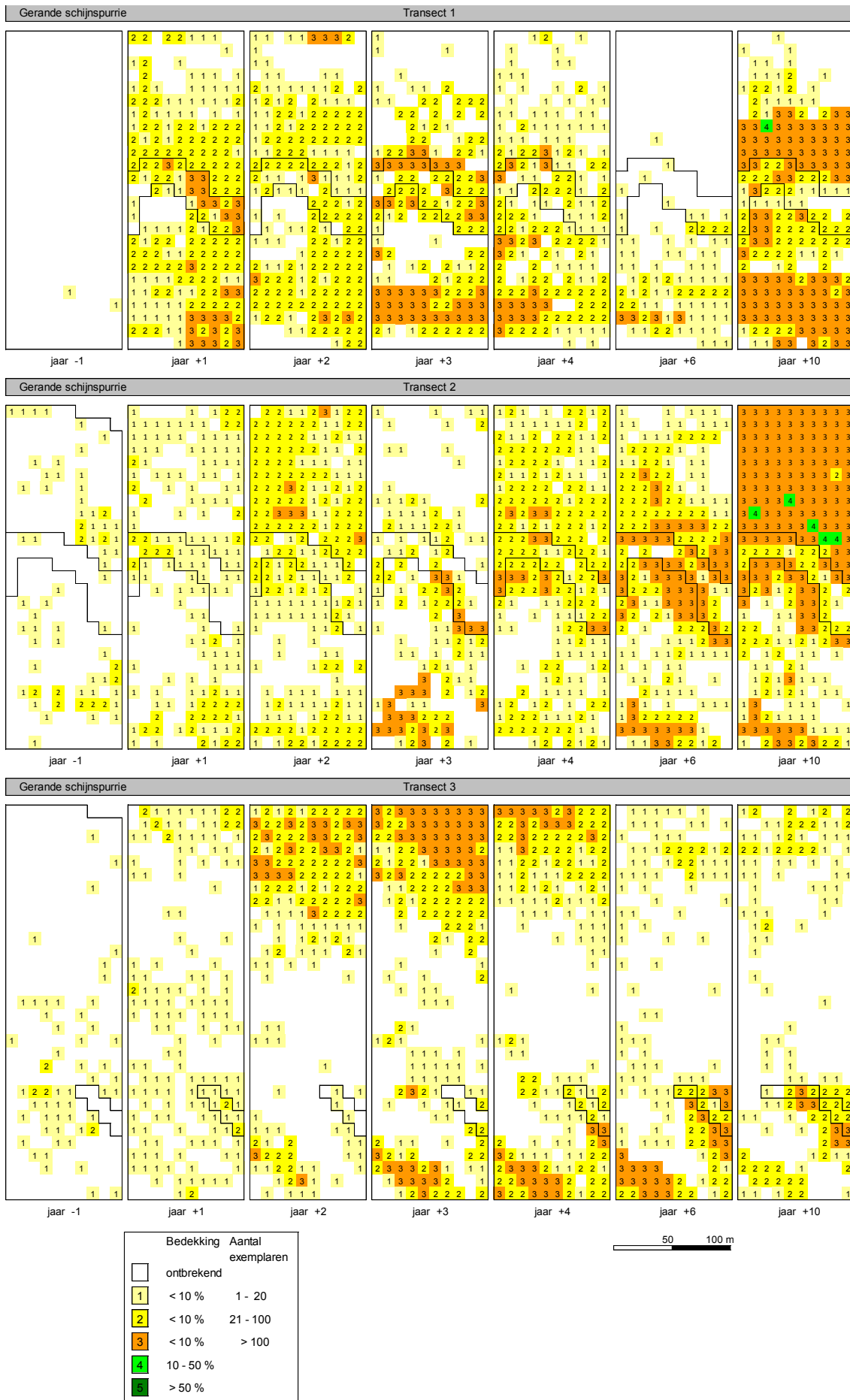


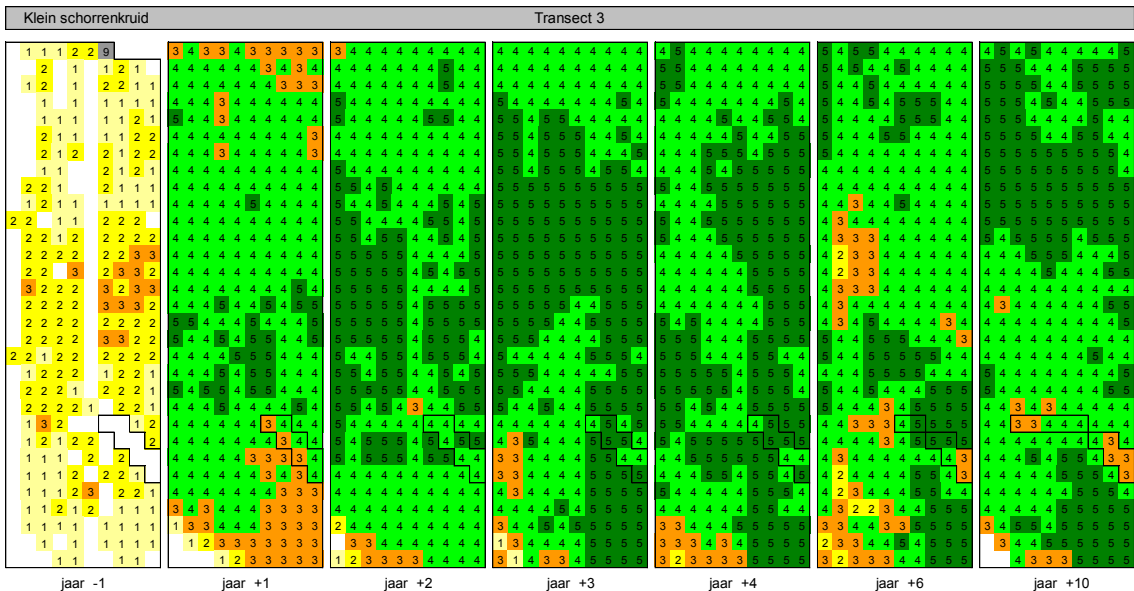
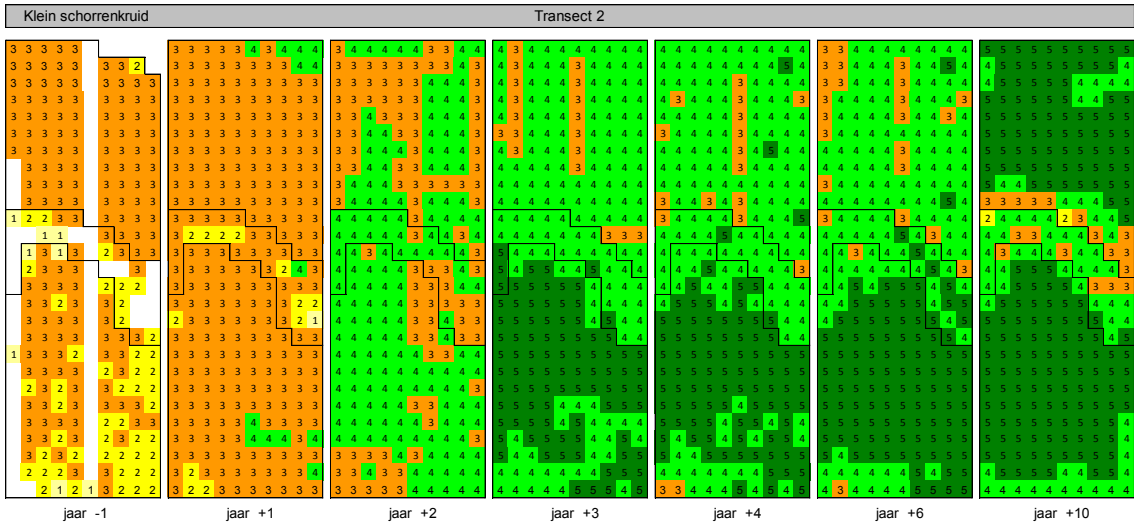
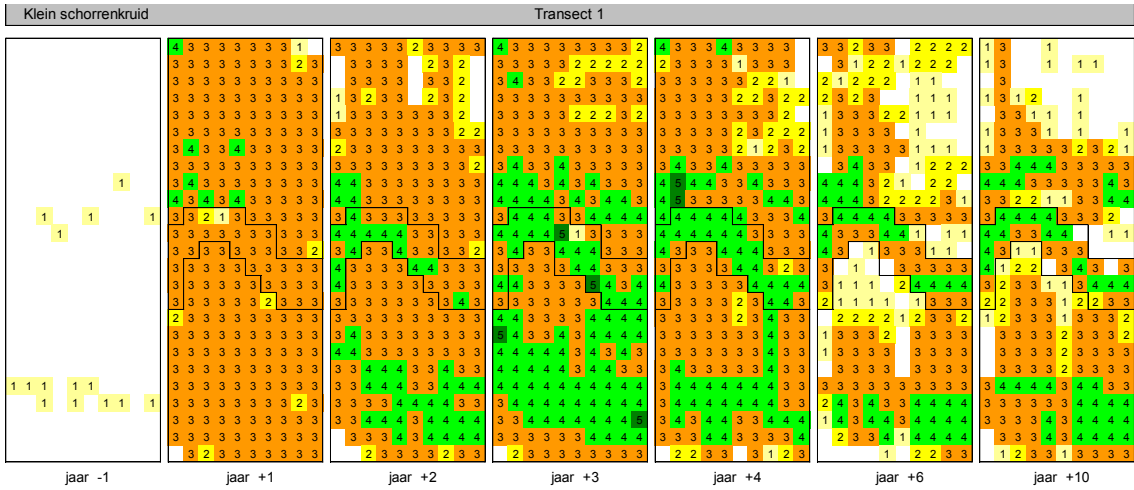




| Bedekking | Aantal exemplaren |
|------------|--------------------|
| ontbrekend | |
| 1 | < 10 % 1 - 20 |
| 2 | < 10 % 21 - 100 |
| 3 | < 10 % > 100 |
| 4 | 10 - 50 % |
| 5 | > 50 % |

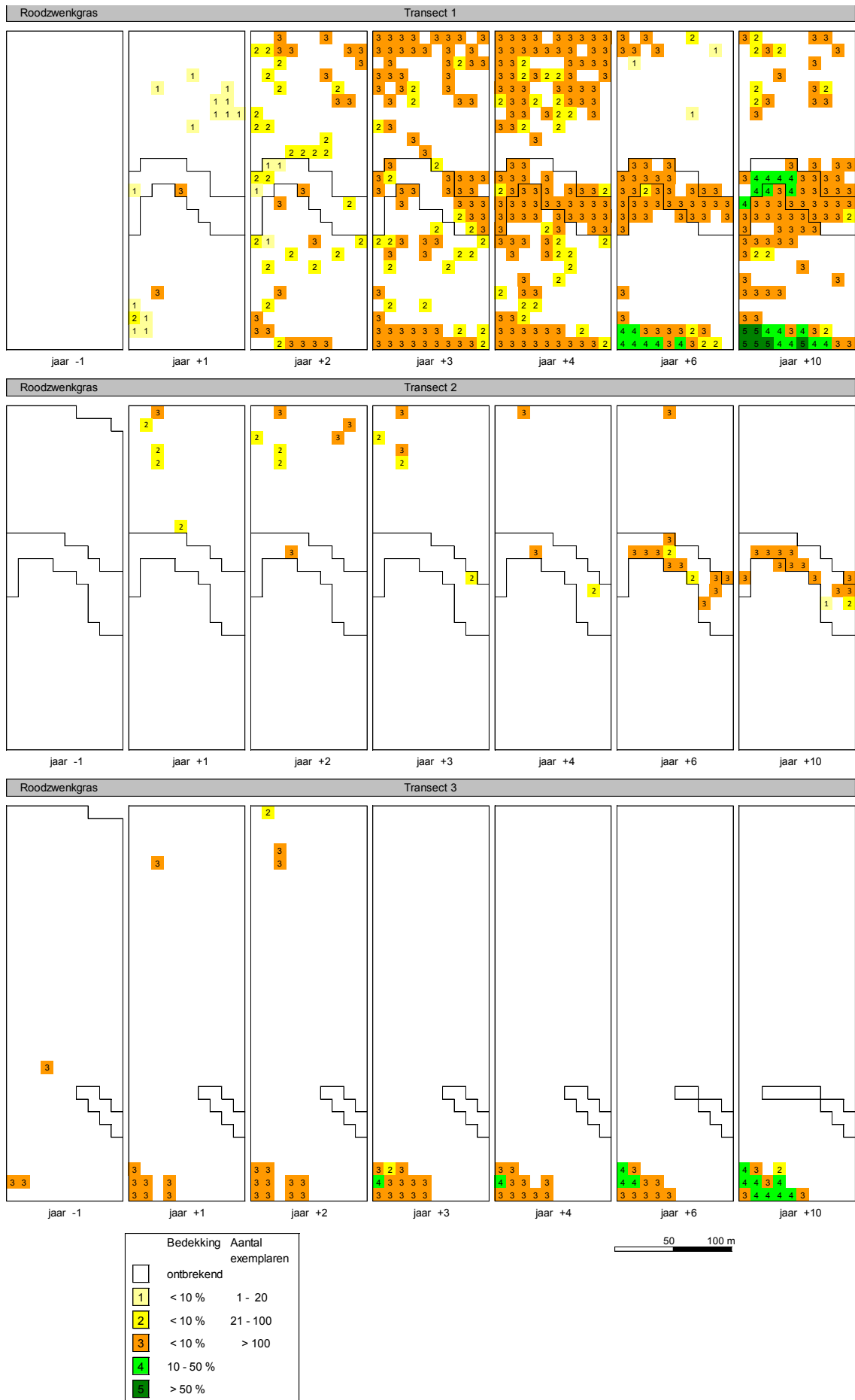
50 100 m

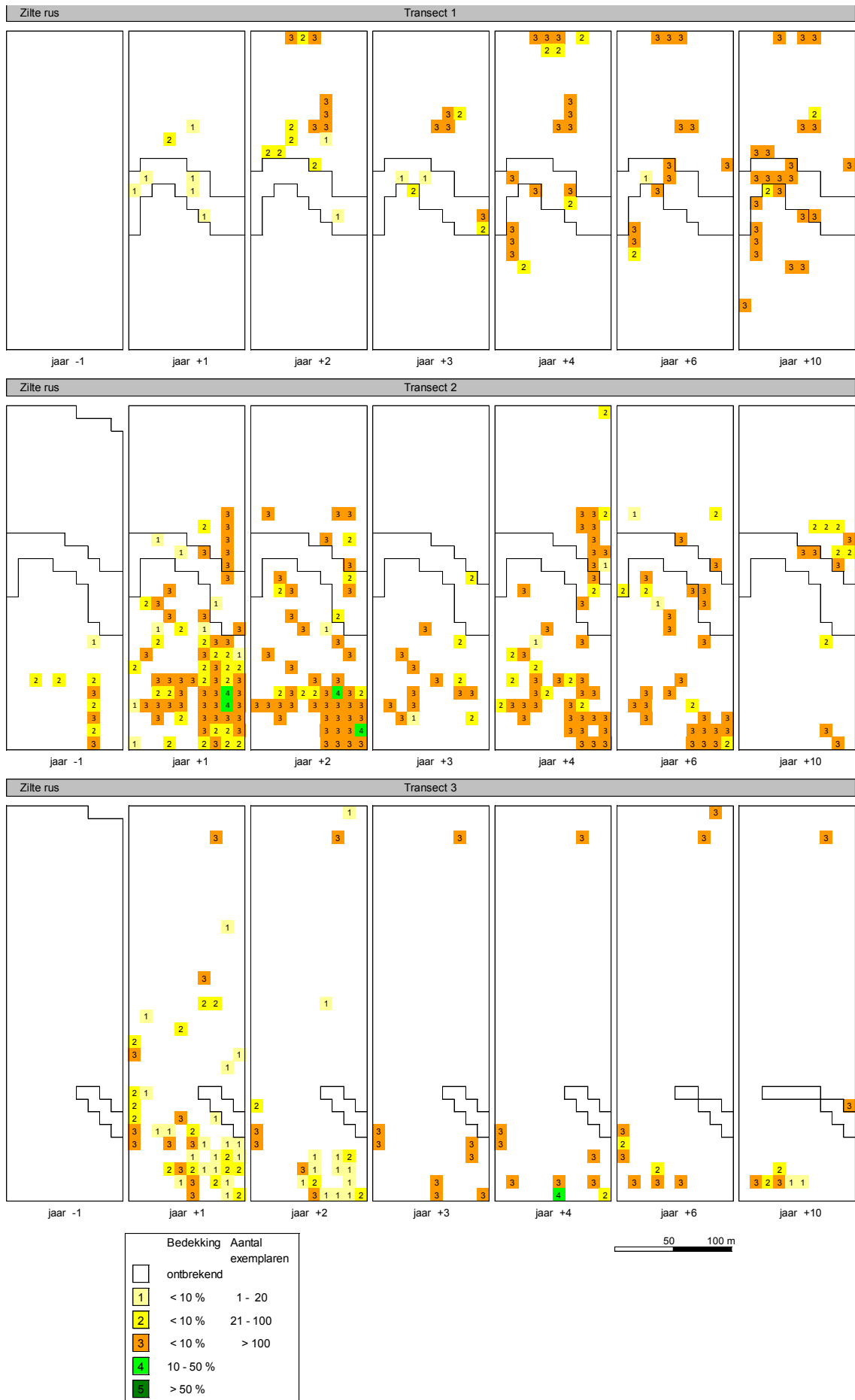


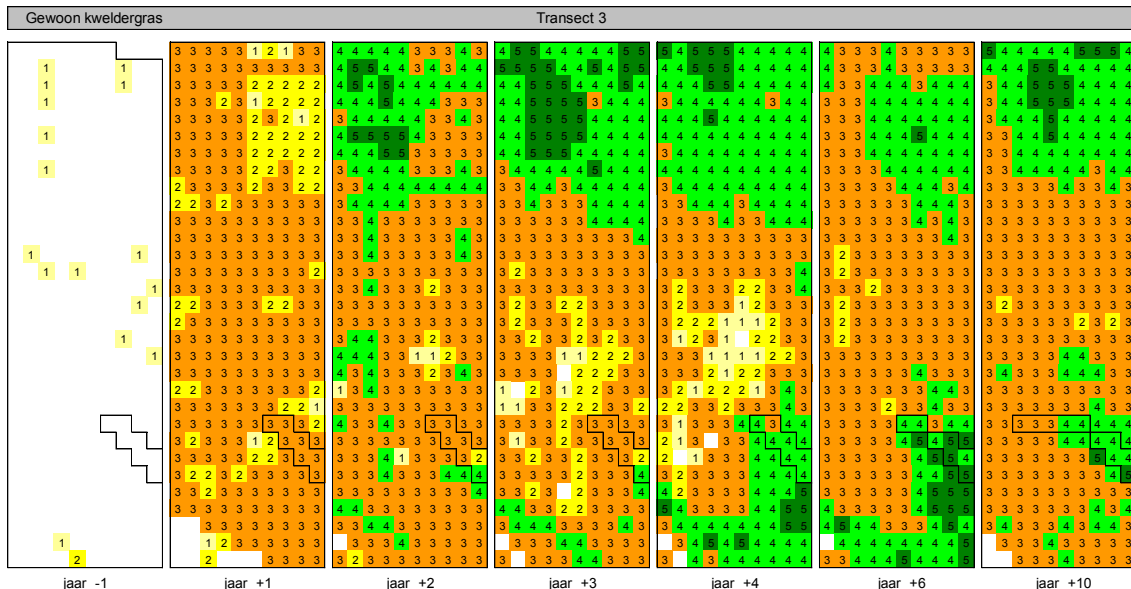
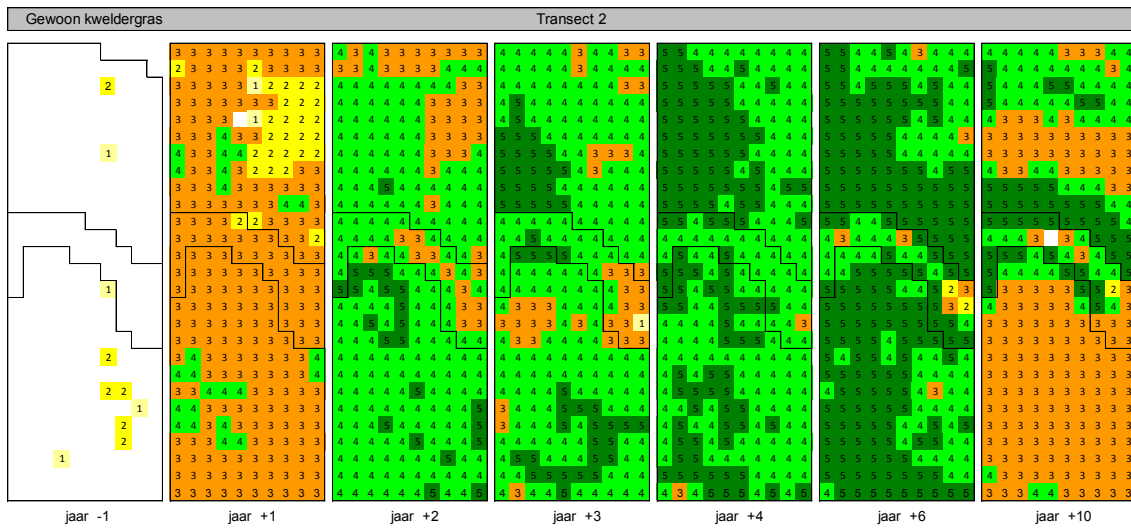
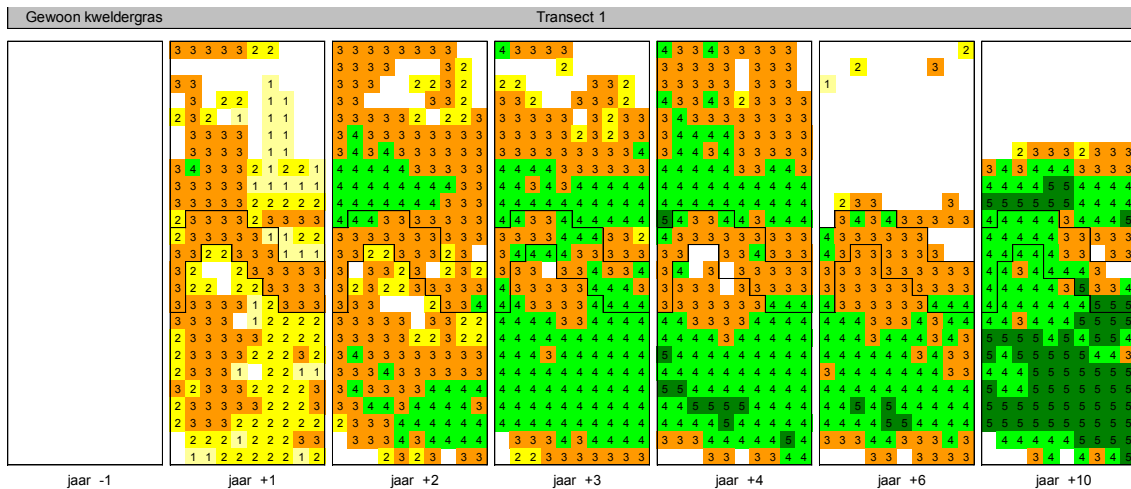


| Bedekking | Aantal exemplaren |
|-----------|--------------------|
| | ontbrekend |
| 1 | < 10 % 1 - 20 |
| 2 | < 10 % 21 - 100 |
| 3 | < 10 % > 100 |
| 4 | 10 - 50 % |
| 5 | > 50 % |

50 100 m

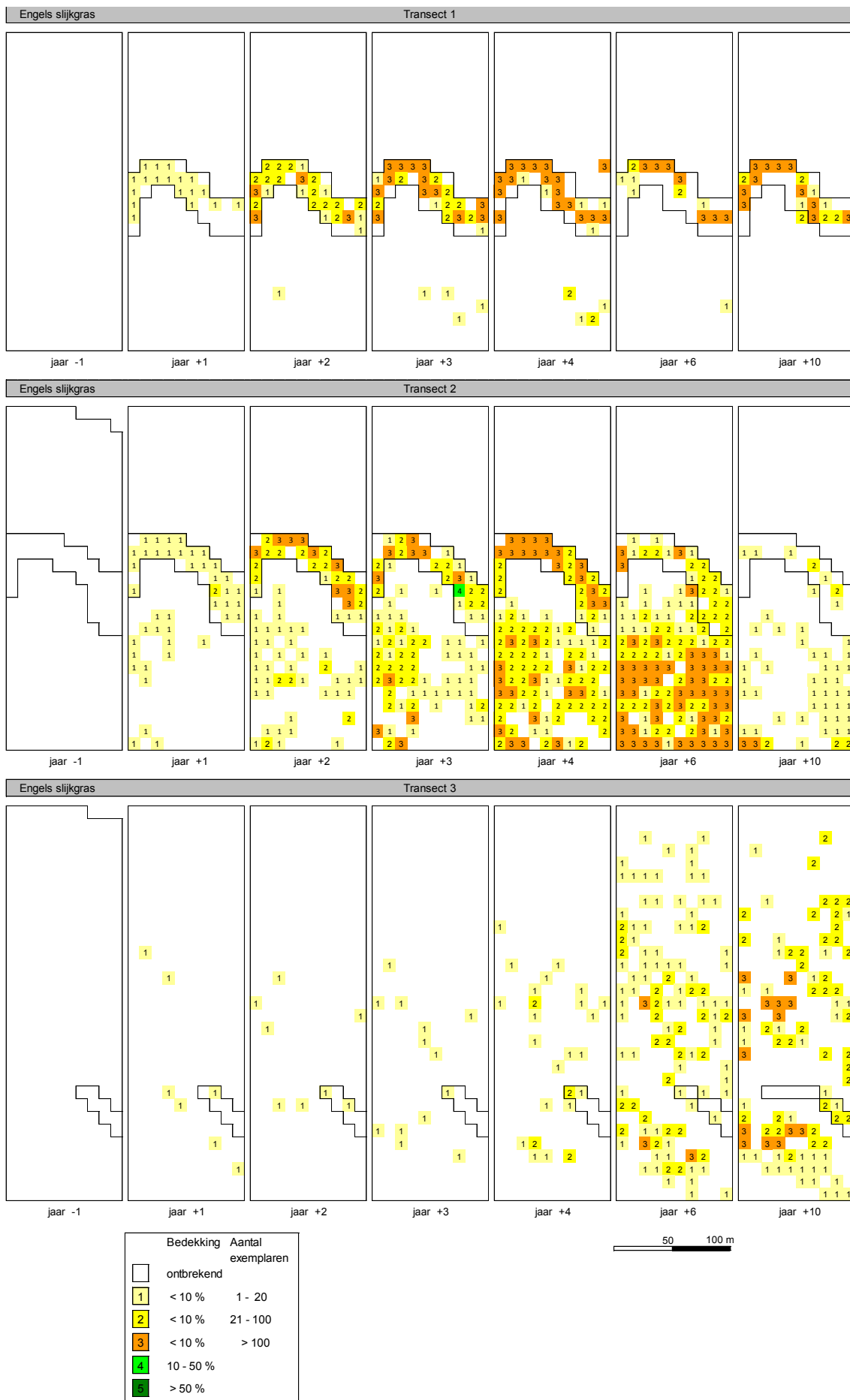


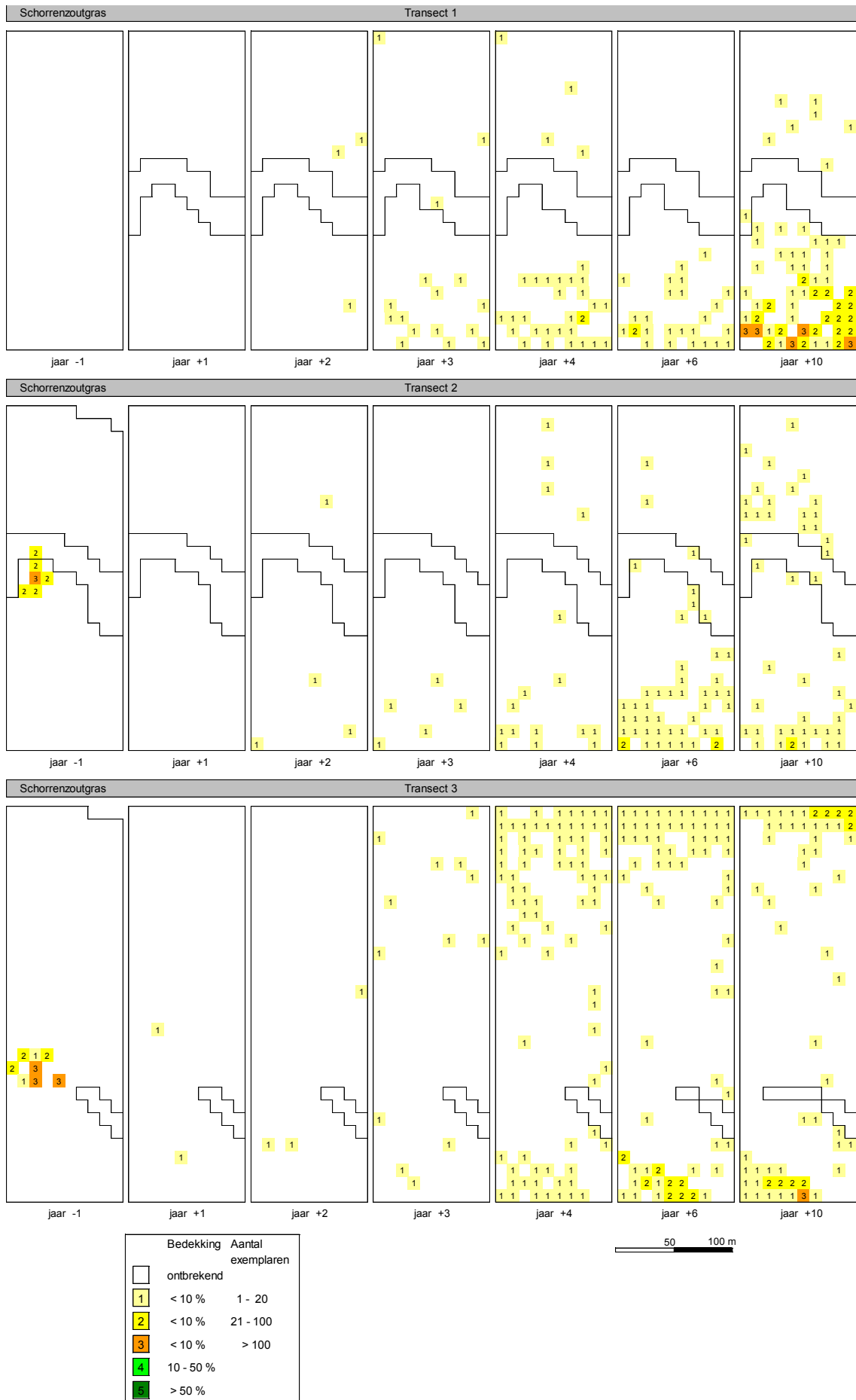


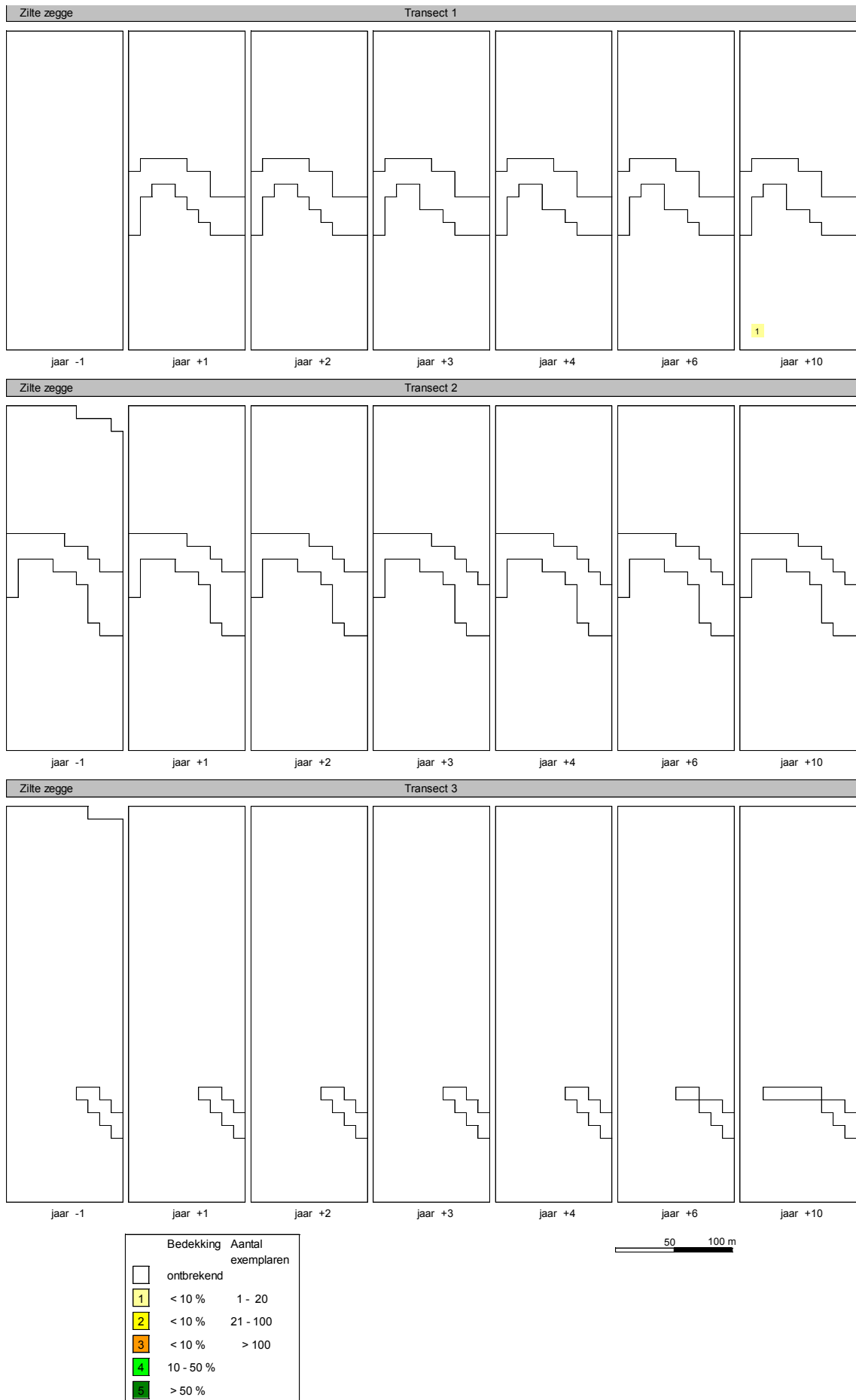


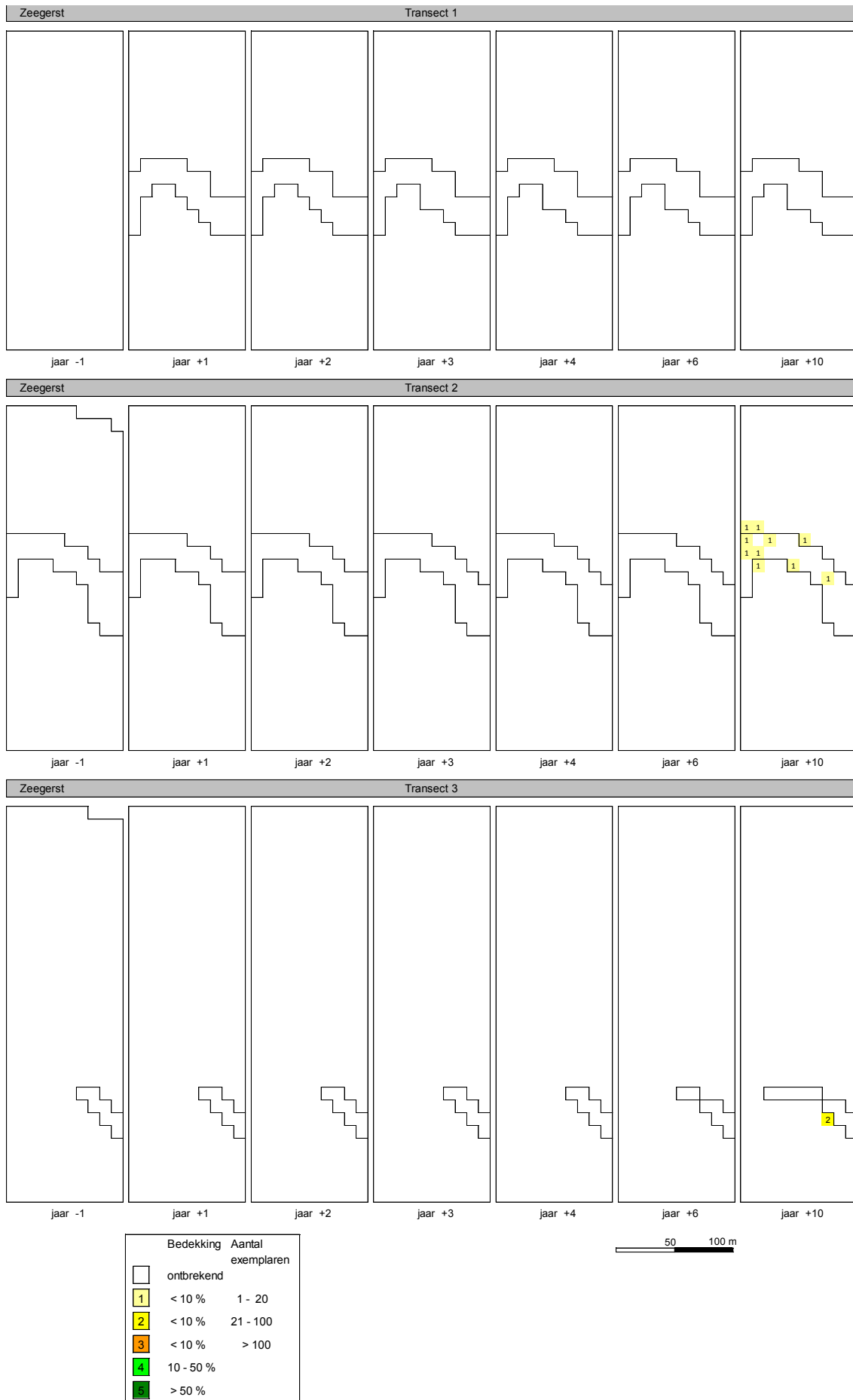
| Bedekking | Aantal exemplaren |
|-----------|--------------------|
| □ | ontbrekend |
| 1 | < 10 % 1 - 20 |
| 2 | < 10 % 21 - 100 |
| 3 | < 10 % > 100 |
| 4 | 10 - 50 % |
| 5 | > 50 % |

50 100 m

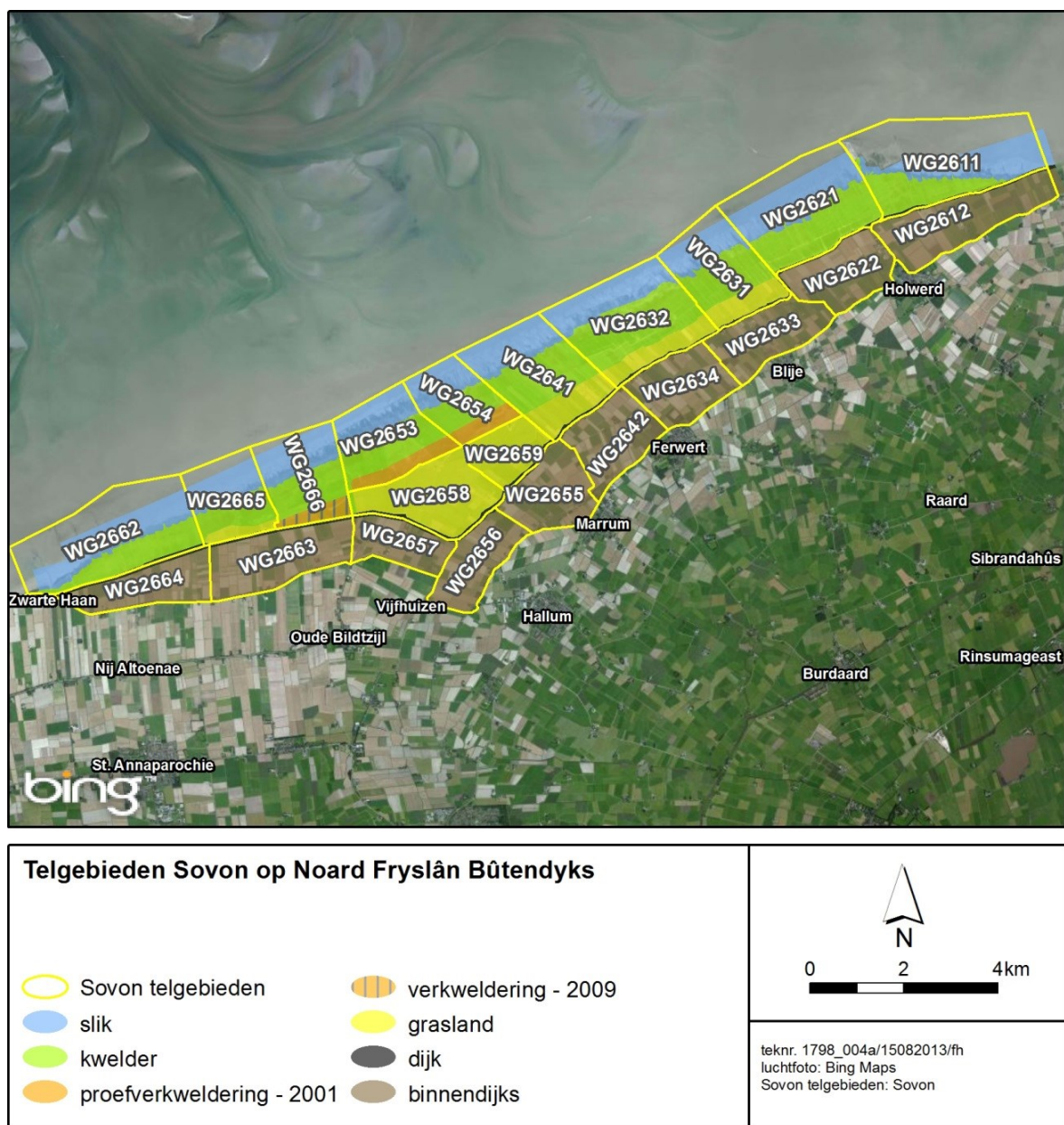




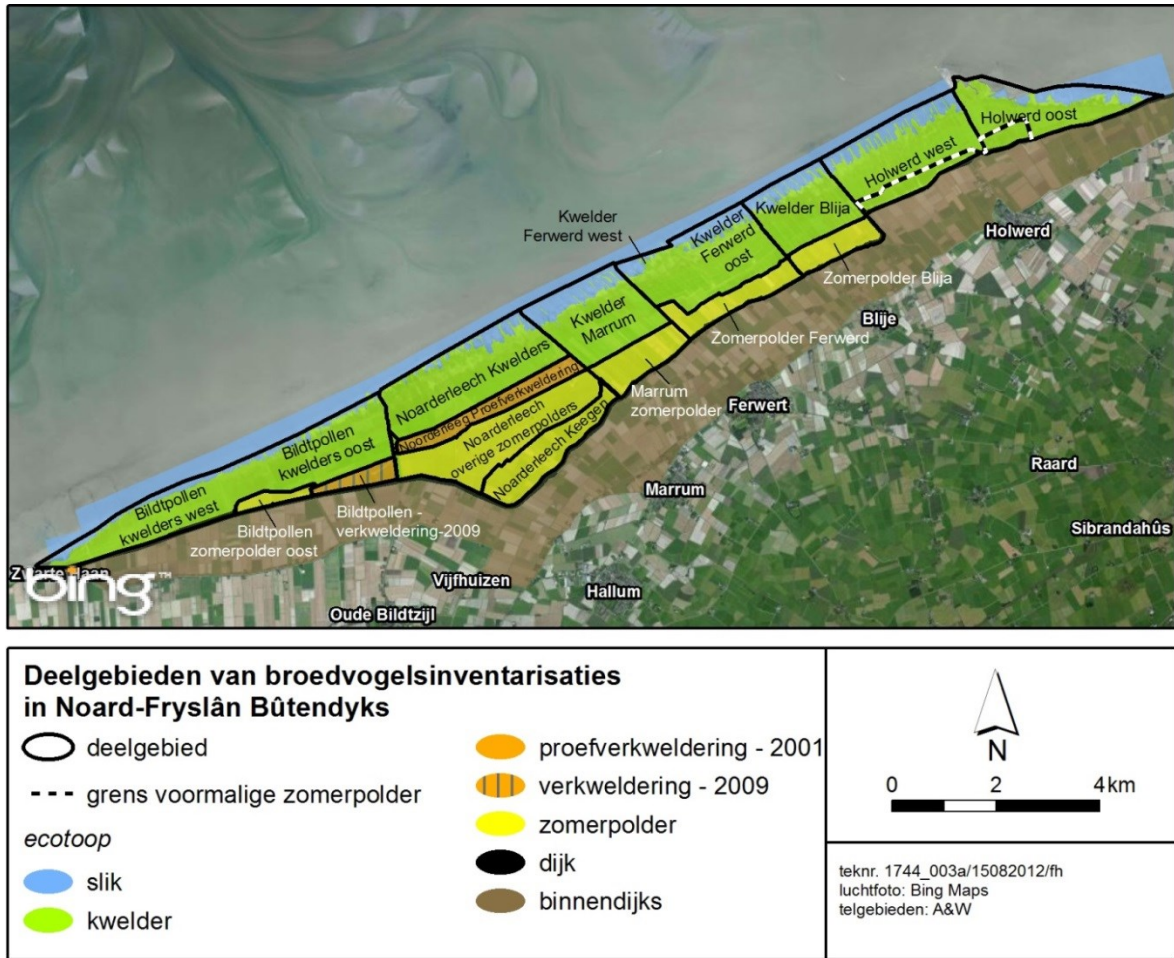




Bijlage IV Inventarisatiegebieden en keuteltelraaien van het vogelonderzoek



Figuur IV.1 De indeling in SOVON telgebieden in Noard-Fryslân Bûtendyks.



Figuur IV.2 De indeling naar deelgebieden ten behoeve van de analyse van ontwikkelingen in de broedvogelbevolking van Noard-Fryslân Bûtendyks.

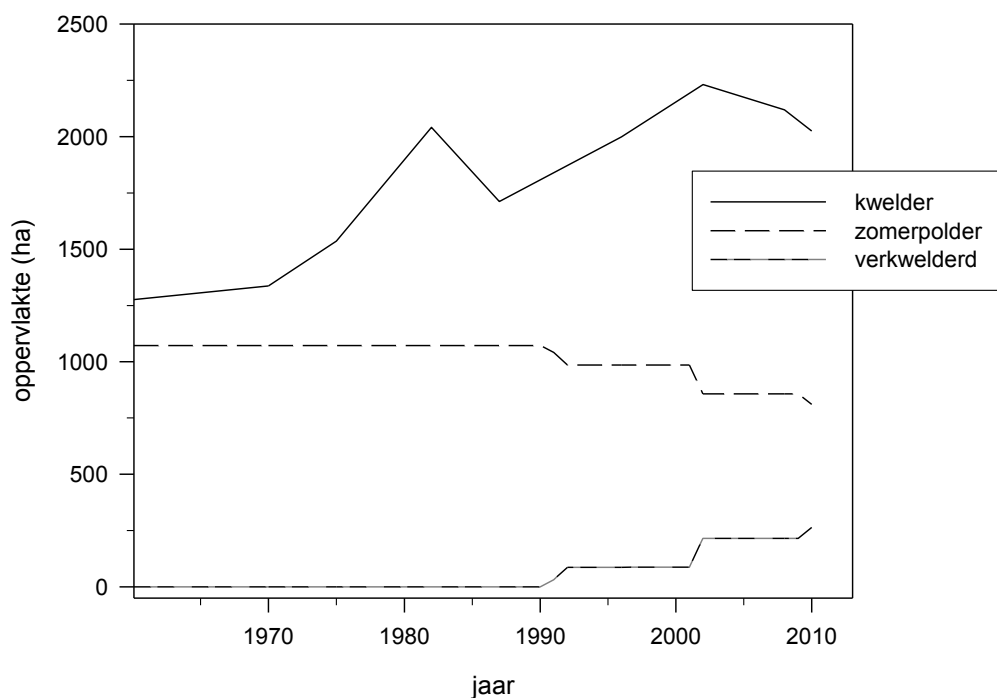
Tabel IV.1 Achtergrond informatie bij deelgebieden broedvogeltellingen in Noard-Fryslân Bûtendyks. Kwalitatieve informatie over beweiding, begreppeling en andere vormen van kwelderbeheer is overgenomen uit Dijkema *et al.* 2011; Jager & Rintjema 2003, 2011; van Duin *et al.* 2007) en aangevuld met mondelinge informatie van de huidige beheerders (J.J. Jongsma en J. Hanenburg pers. meded.).

| Deelgebied | Jaar verkweldering | Begreppeld | Beweid | Oppervlak 2008 (ha) | Opmerking |
|--|-----------------------|------------|------------------|------------------------|---|
| Westhoek | | 0 | 0 | 5 | |
| Bildtpollen zomerpolder oost | | 1 | 0 | 83 | |
| Bildtpollen kwelders | | 0 | voorheen niet | 460 | Grotendeels beweid sinds 2009 |
| Bildtpollen - verkweldering | 2009 | 0 | 1 | 48 | |
| Noarderleech Keegen | | 1 | 0 | 169 | |
| Zomerpolder Bokkenpollenpolder / Noarderleech west | | 1 | 0 | 315 | |
| Noarderleech Proefverkweldering | 2001 | 0 | 1 | 117 | |
| Noarderleech Kwelders | | 0 | 1 | 544 | |
| Marrum zomerpolder | | 1 | 0 | 108 | |
| Kwelder Marrum | | 0 | 1 | 222 | |
| Zomerpolder Ferwerd | | 1 | 0 | 106 | |
| Kwelder Ferwerd | | 1 | 1 | 282 | |
| Zomerpolder Blija | | 1 | 0 | 79 | |
| Kwelder Blija | | 0 | 1 | 179 | |
| Holwerd west (voormalige) zomerpolder | 1992 | 0 | 1 | 58 | zomerkade al voor 1992 niet functioneel (J. Feddema pers. meded.) |
| Holwerd west kwelder | | 0 | 1 | 248 | |
| Holwerd oost (voormalige) zomerpolder | 1990 | 0 | ten dele | 31 | onbeweid |
| Holwerd oost kwelder | | 0 | voorheen niet | 184 | niet van 1990–2003, daarna 77 ha met rund |
| 't Schoor | | 1 | 0 | 26 | |
| Kwelder bij Wierum | | 0 | 1 | 6 | |
| Peazemerlannen zuid | | 1 | 0 | 61 | |
| Peazemerlannen noord | 1973 | 0 | 0 | 113 | opp. varieert met aangroei |



Figuur IV.3 Positionering van de raaien ten behoeve van keuteltellingen op NFB. In 2011 en 2012 lagen er, buiten deze raaien, nog 128 extra plots verspreid over de kwelder in het kader van het waddenfondsproject Biodiversiteit en natuurbeheer van vastelandkwelders (Mandema *et al.* 2014).

Bijlage V Areaalontwikkeling van ecotopen in Noard-Fryslân Bûtendyks



Figuur V.1 De gereconstrueerde ontwikkeling in areaal van de verschillende ecotopen van Zwarte Haan tot Holwerd-Oost, onafhankelijk van de vraag of er informatie over broedvogels van beschikbaar is. Het kwelderareaal is toegenomen door aangroei aan de wadzijde. Het verkwelderde oppervlak bestaat uit Holwerd-Oost (31 ha vanaf 1990), Holwerd-West (58 ha vanaf 1992), de Proefverkweldering in het Noorderleech (117 ha vanaf 2001) en de verkweldering op de Bildtpollen (48 ha vanaf 2009). Bron: digitaal beschikbare vegetatiekaarten van de Noord-Friese kwelders. Over de periode 1960 – 2008 waren 10 kaarten beschikbaar. Voor zover de informatie op de kaarten dit toeliet is de omvang van de kwelders bepaald aan de hand van het oppervlak van de begroeide delen (vegetatiebedekking meer dan > 5%). Op de vegetatiekaart van 1992 is een willekeurige begrenzing aan de landzijde van de kwelders gekozen, waardoor het kwelderoppervlak dat jaar een onderschatting is (Dijkema *et al.* 2013). De vegetatiekaart uit 1980 is om dezelfde reden buiten beschouwing gelaten.

Bijlage VI Aantallen broedvogels in het Noorderleech

Tabel VI.1 De broedvogelbevolking van de Proefverkweldering (117 ha) van 2002 t/m 2012. De tabel is gesorteerd op vogelgroep (primaire weidevogels, kolonievogels, roofvogels en overige vogels) en daarna op soortnaam. De naam van rodelijstsoorten is in rood afgedrukt. De 'kwaliteitssoorten' van kwelders in het SNL systeem hebben een vinkje in de laatste kolom.

| Soort | 2002 | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 | 2012 | 'kwaliteitssoort' |
|-----------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|-------------------|
| <i>Primaire weidevogels</i> | | | | | | | | | | | | |
| Gele kwikstaart | | | | | | | | | | | 1 | |
| Graspieper | 14 | 11 | 18 | 13 | 11 | 15 | 18 | 15 | 7 | 8 | 9 | |
| Grutto | 3 | 5 | 7 | 3 | 6 | 1 | 1 | 7 | 4 | 8 | | V |
| Kemphaan | | | | | | | | | | | | |
| Kievit | 16 | 30 | 30 | 39 | 38 | 23 | 19 | 16 | 23 | 26 | 10 | |
| Kuifeend | | | | | | | | | | | | |
| Scholekster | 59 | 80 | 83 | 76 | 51 | 42 | 50 | 30 | 39 | 39 | 31 | V |
| Slobeend | | | | | | | | | | | | |
| Tureluur | 7 | 19 | 18 | 26 | 21 | 12 | 16 | 15 | 20 | 35 | 9 | V |
| Veldleeuwerik | 14 | 24 | 21 | 24 | 26 | 26 | 28 | 20 | 21 | 12 | 15 | |
| Watersnip | | | 1 | 1 | | | | | | | | |
| Wilde eend | 1 | | | 1 | | | | 1 | 1 | | | |
| Zomertaling | | | | | | | | | | | | |
| <i>Kolonievogels</i> | | | | | | | | | | | | |
| Kleine mantelmeeuw | | | | | | | | | | | | |
| Kluut | 79 | 111 | 26 | 84 | 83 | 9 | 2 | 17 | 8 | 9 | 11 | V |
| Kokmeeuw | | 13 | | 12 | | 17 | | 1 | | 3 | | |
| Noordse stern | | | | | | | | | | | | |
| Visdief | | | 1 | | | | | | | | | V |
| Zilvermeeuw | | | 1 | | | | | | 2 | | | |
| <i>Roofvogels</i> | | | | | | | | | | | | |
| Bruine kiekendief | | | | | | | | | | | | |
| Velduil | | | | | | | | | | | | |
| <i>Overige vogels</i> | | | | | | | | | | | | |
| Bergeend | 4 | 2 | | 3 | 3 | | 1 | 2 | | 3 | 6 | V |
| Boerenwaluw | | | | | | | | 1 | | 2 | | |
| Bontbekplevier | | 1 | | | 1 | 1 | | | 1 | | 1 | |
| Bonte strandloper | | | | | | | | | | | | |
| Dodaars | | | | | | | | | | | | |
| Eider | | | | | | | | | | | | |
| Holenduif | | 1 | | | | | | | | | | |
| Kleine karekiet | | | | | | | | | | | | |
| Krakeend | | | | | | | | | | | | |
| Kwartel | | | | | | | | | | | | |
| Meerkoet | | | | | | | | | | | | |
| Oeverloper | | | | | | | | | | | | |
| Pijlstaart | | | | | | | | | | | | |
| Rietgors | | | | | | | | 1 | | | | |
| Smient | | | | | | | | | | | | |
| Soepgans | | | | | | | | | | | | |
| Tapuit | 1 | | | | | | | | 1 | | | |
| Waterhoen | | | | | | | | | | | | |
| Wintertaling | | | | | | | | | | | | |
| Witte kwikstaart | 2 | 3 | 2 | 3 | 1 | 1 | 2 | | 2 | 2 | 1 | |
| Eindtotaal | 200 | 300 | 208 | 285 | 241 | 147 | 137 | 126 | 129 | 147 | 94 | |
| aantal soorten | 11 | 12 | 11 | 12 | 10 | 10 | 9 | 12 | 12 | 11 | 10 | |

Tabel VI.2 De broedvogelbevolking van de zomerpolders in het Noorderleech (484 ha) van 2002 t/m 2012. De tabel is gesorteerd op vogelgroep (primaire weidevogels, kolonievogels, roofvogels en overige vogels) en daarna op soortnaam. De naam van rodelijstsoorten is in rood afgedrukt.

| Soort | 2002 | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 | 2012 |
|-----------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| Primaire weidevogels | | | | | | | | | | | |
| Gele kwikstaart | 3 | 1 | 2 | 2 | 2 | 2 | 1 | 2 | 2 | 5 | 6 |
| Graspieper | 27 | 23 | 35 | 30 | 28 | 35 | 23 | 25 | 22 | 41 | 42 |
| Grutto | 102 | 112 | 113 | 105 | 98 | 59 | 53 | 83 | 83 | 86 | 92 |
| Kemphaan | 1 | | | | | | | | 1 | | 1 |
| Kievit | 339 | 341 | 373 | 486 | 441 | 354 | 312 | 292 | 290 | 354 | 339 |
| Kuifeend | 26 | 22 | 21 | 26 | 16 | 20 | 12 | 18 | 16 | 13 | 18 |
| Scholekster | 209 | 208 | 252 | 282 | 231 | 244 | 249 | 246 | 282 | 251 | 254 |
| Slobeend | 8 | 13 | 8 | 14 | 19 | 4 | 6 | 10 | 4 | 3 | 12 |
| Tureluur | 120 | 103 | 127 | 125 | 114 | 135 | 113 | 125 | 155 | 132 | 163 |
| Veldleeuwerik | 53 | 52 | 51 | 56 | 52 | 84 | 60 | 58 | 54 | 86 | 97 |
| Watersnip | | 1 | 1 | 1 | 1 | | 1 | | | | |
| Wilde eend | 46 | 45 | 53 | 51 | 37 | 45 | 56 | 61 | 43 | 51 | 86 |
| Zomertaling | 2 | 3 | | 3 | 2 | 1 | | 2 | | 2 | |
| Kolonievogels | | | | | | | | | | | |
| Kleine mantelmeeuw | | | | | | | | | | | |
| Kluut | 345 | 503 | 351 | 492 | 420 | 529 | 452 | 393 | 256 | 201 | 387 |
| Kokmeeuw | 218 | 295 | 113 | 118 | 45 | 66 | 89 | 55 | 21 | 60 | 318 |
| Noordse stern | | | | | | | | | | | 1 |
| Visdief | | 15 | 23 | 6 | 15 | 8 | 15 | 12 | 24 | 36 | 26 |
| Zilvermeeuw | | | | | | | | | | | |
| Roofvogels | | | | | | | | | | | |
| Bruine kiekendief | | | | | | | | | | 1 | 1 |
| Velduil | 1 | | 1 | 1 | | | | | | | |
| Overige vogels | | | | | | | | | | | |
| Bergeend | 13 | 10 | 13 | 8 | 5 | 10 | 17 | 13 | 13 | 15 | 26 |
| Boerenwaluw | | | | | | 8 | 8 | | 1 | 4 | 3 |
| Bontbekplevier | 1 | | 1 | 1 | 4 | 6 | 4 | 2 | 4 | 3 | 3 |
| Bonte strandloper | | | | | | | | | | | |
| Dodaars | | 1 | | | | 1 | 1 | | | | |
| Eider | | | | | | | | | | | |
| Holenduif | | | | | | | | | | | |
| Kleine karekiet | 2 | | 1 | 1 | 1 | 1 | 3 | 1 | 1 | 1 | 5 |
| Krakeend | 5 | 5 | 7 | 8 | 14 | 13 | 7 | 10 | 10 | 6 | 22 |
| Kwartel | | | | | | | | | | 1 | |
| Meerkoet | 16 | 21 | 23 | 37 | 34 | 45 | 38 | 28 | 22 | 18 | 22 |
| Oeverloper | | | | | | | 3 | 3 | 2 | 1 | |
| Pijlstaart | 3 | 4 | | 2 | 1 | 1 | 1 | | | | 1 |
| Rietgors | 2 | | 2 | 3 | 1 | 3 | 1 | 4 | 4 | 3 | 3 |
| Rietzanger | | | | | | | | | | | 1 |
| Smient | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | 2 | | | |
| Soepeend | | | | | | | | | | | 1 |
| Soepgans | | | | | 1 | | | | | | |
| Tapuit | 1 | | 1 | 1 | | | | | | | |
| Waterhoen | 1 | | | | 1 | | | | | | |
| Wintertaling | 4 | 17 | | 5 | 6 | 8 | 1 | 6 | 6 | 6 | 6 |
| Witte kwikstaart | 6 | 9 | 9 | 5 | 7 | 6 | 5 | 6 | 14 | 17 | 16 |
| Eindtotaal | 1555 | 1805 | 1582 | 1870 | 1597 | 1688 | 1531 | 1457 | 1330 | 1394 | 1952 |
| aantal soorten | 27 | 23 | 24 | 27 | 27 | 25 | 26 | 24 | 24 | 26 | 28 |

Tabel VI.3 De broedvogelbevolking van de kwelders van het Noorderleech van 2002 t/m 2012. De tabel is gesorteerd op vogelgroep (primaire weidevogels, kolonievogels, roofvogels en overige vogels) en daarna op soortnaam. De naam van rodelijstsoorten is in rood afgedrukt. De 'kwaliteitssoorten' van kwelders in het SNL systeem hebben een vinkje in de laatste kolom.

| Soort | 2002 | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 | 2012 | 'kwaliteitssoort' |
|-----------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|-------------------|
| <i>Primaire weidevogels</i> | | | | | | | | | | | | |
| Gele kwikstaart | | | 2 | | | | | | 2 | 1 | | |
| Graspieper | 13 | 12 | 17 | 9 | 9 | 5 | 9 | 37 | 14 | 16 | 18 | |
| Grutto | | 2 | | 1 | | 4 | | 4 | 4 | 8 | | V |
| Kemphaan | | | | | | | | | | | | |
| Kievit | | 5 | 7 | 15 | 25 | 10 | 11 | 19 | 6 | 20 | 8 | |
| Kuifeend | | | | | | | | | | | | |
| Scholekster | 88 | 77 | 103 | 93 | 71 | 74 | 91 | 71 | 86 | 56 | 38 | V |
| Slobeend | | | | | | | | | | | | |
| Tureluur | 5 | 11 | 16 | 81 | 99 | 25 | 80 | 49 | 26 | 28 | 27 | V |
| Veldleeuwerik | 5 | 17 | 23 | 32 | 36 | 28 | 29 | 43 | 29 | 27 | 32 | |
| Watersnip | | | | | | | | | | | | |
| Wilde eend | | | | | | 1 | | 1 | 2 | | | |
| Zomertaling | | | | | | | | | | | | |
| <i>Kolonievogels</i> | | | | | | | | | | | | |
| Kleine mantelmeeuw | | | | | | | | | 1 | | | |
| Kluut | 58 | 61 | 66 | 182 | 195 | 121 | 155 | 63 | 78 | 42 | 107 | V |
| Kokmeeuw | 59 | 52 | 10 | 113 | | 74 | 13 | 10 | 1 | 1 | 15 | |
| Noordse stern | 80 | 51 | 35 | 34 | 37 | 47 | 22 | 3 | 2 | | 9 | |
| Visdief | 98 | 33 | 12 | 32 | 35 | 10 | 5 | 5 | 3 | 4 | 2 | V |
| Zilvermeeuw | 122 | 148 | 48 | 31 | 43 | 31 | 19 | 12 | 13 | | 9 | |
| <i>Roofvogels</i> | | | | | | | | | | | | |
| Bruine kiekendief | | | | | | | | | | | | |
| Velduil | | 1 | | | | | | | | | | |
| <i>Overige vogels</i> | | | | | | | | | | | | |
| Bergeend | | 2 | 1 | 9 | | 2 | 2 | | 6 | 4 | 6 | V |
| Boerenzwaluw | | | | | | | | | | | | |
| Bontbekplevier | | | | | | 2 | | 2 | | | | |
| Bonte strandloper | | | | | | | | 1 | | | | |
| Dodaars | | | | | | | | | | | | |
| Eider | | | 1 | 2 | 1 | | | | | | | |
| Holenduif | | | 1 | | | | | | | | | |
| Kleine karekiet | | | | | | | | | | | | |
| Krakeend | | | | | | | | 1 | | 1 | | |
| Kwartel | | | | | | | 2 | | | | | |
| Meerkoet | | | | | | | | | | | | |
| Oeverloper | | | | | | | | | | | | |
| Pijlstaart | | | | | | | | | | | | |
| Rietgors | | | | 1 | | | | | 1 | 1 | | |
| Smient | | | | | | | | | | | | |
| Soepgans | | | | | | | | | | | | |
| Tapuit | | | 1 | | | | | | | | | |
| Waterhoen | | | | | | | | | | | | |
| Wintertaling | | | | | | | | | | | | |
| Witte kwikstaart | | 1 | | 1 | | | | | | 1 | | |
| Eindtotaal | 528 | 473 | 343 | 636 | 551 | 434 | 438 | 321 | 274 | 210 | 265 | |
| aantal soorten | 9 | 14 | 15 | 15 | 10 | 14 | 12 | 15 | 16 | 14 | 11 | |



P U C C I M A R



rijksuniversiteit
 groningen



IMARES
 WAGENINGEN UR

Altenburg & Wymenga



ECOLOGISCH ONDERZOEK



Bosgroep Noord-Oost Nederland



Fryske Feriening foar Fjildbiology

