

Overstromingsrisico's en verspreiding van kwelderbroedvogels in de Nederlandse Waddenzee in relatie tot bodemdaling door gaswinning

Kees Koffijberg, Christian Kampichler & Bruno J. Ens



Sovon-rapport 2013/26
Dit onderzoek is uitgevoerd in opdracht van de Nederlandse Aardoliemaatschappij (NAM)

COLOFON

© Sovon Vogelonderzoek Nederland 2013

Dit onderzoek is uitgevoerd in opdracht van de Nederlandse Aardoliemaatschappij.

Tekst: Kees Koffijberg, Christian Kampichler, Bruno J. Ens

Statistische analyses: Christian Kampichler

GIS-bewerkingen: Dries Oomen & Lara Marx

Veldwerk: Peter de Boer, Lieuwe Dijkse, Frank Majoor, Dries Oomen, Jelle Postma,
Romke Kleefstra & Dick Veenendaal

Foto omslag: Dries Oomen

Wijze van citeren: Koffijberg K., Kampichler C. & Ens B.J. 2013. Overstromingsrisico's van kwelderbroedvogels in de Nederlandse Waddenzee in relatie tot de nieuwe gaswinningen. Sovon-rapport 2013/26. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.

Niets uit dit rapport mag worden vermenigvuldigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke wijze dan ook, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Sovon en/of de opdrachtgever.

ISSN: 2212-5027

Inhoud

Samenvatting.....	4
1. Inleiding en achtergrond	6
2. Methode en materiaal	7
2.1. Opzet monitoring en onderzoek	7
2.2. Veldwerk	9
2.2.1. Bepalen nesthoogte	9
2.2.2. Kartering broedvogels en verzamelen verspreidingsgegevens.....	10
2.3. Bewerkingen en statistische analyses	11
2.3.1. Analyse nesthoogte	11
2.3.2. Analyse verspreidingsgegevens kwelderbroedvogels	14
3. Resultaten	19
3.1. Verspreiding en dichtheden van kwelderbroedvogels in relatie tot overstromingsrisico en bodemdaling	19
3.2. Nesthoogte's en overstromingsrisico.....	30
4. Conclusies, discussie en aanbevelingen	37
4.1. Conclusies en discussie	37
4.2. Aanbevelingen	41
5. Literatuur	42

Samenvatting

In het kader van de nieuwe gaswinningen bij Moddergat, Lauwersoog en Vierhuizen is door de NAM een omvangrijk monitoringprogramma gestart om eventuele gevolgen van bodemdaling door deze winningen in kaart te brengen. Eén van de onderdelen van dit monitoringprogramma is een onderzoek aan de verspreiding en het overstromingsrisico van kwelderbroedvogels in relatie tot bodemdaling, waarover in dit rapport wordt gerapporteerd. De vraagstelling luidde: (1) zijn er verschillen in dichtheden van broedvogels op kwelders met en zonder bodemdaling en (2) lopen broedvogels op kwelders met bodemdaling een groter risico van overstroming dan op kwelders zonder bodemdaling. Voor het onderzoek werden bestaande verspreidingsgegevens van broedvogels (ligging van kolonies en territoria van verspreid broedende soorten), afkomstig van de reguliere broedvogelmonitoring van Sovon in 51 telgebieden langs de Fries-Groningse kust (2006-12) geanalyseerd. Tevens werd de hoogte van 322 nestlocaties van negen soorten broedvogels bepaald in een bodemdalingsgebied bij de Paesumerlannen en in twee referentiegebieden Noorderleegh en Linthorst-Homanpolder langs de Fries-Groningse kust (2010-12). In de analyse werd steeds met een selectie van broedvogelsoorten gewerkt (voornamelijk de wijd verspreide en algemene soorten), omdat niet voor elke soort voldoende robuuste gegevens beschikbaar waren. Voorts werd gewerkt met bodemdalingscontouren zoals die door de NAM beschikbaar waren gesteld, met geïnterpoleerde hoogwatergegevens van alle gebieden langs de Fries-Groningse kust, met hoogtegegevens van cyclus 5 (combinatie van lodingen en in geval van kwelders laseraltimetrie LIDAR) en vegetatiekaarten van rijkswaterstaat. In de analyse van de verspreidingsgegevens werd gewerkt met 200 x 200 m kwadranten en werden *Generalised Least Squares* (GLS) modellen toegepast.

De resultaten van onze analyses wijzen er op dat bodemdaling als gevolg van gaswinning op de vastelandskwelders van Friesland en Groningen tot dusverre geen grote effecten lijkt te hebben op de dichtheden van kwelderbroedvogels. Er werden geen verschillen gevonden tussen gebieden met bodemdaling (vooral veroorzaakt door de winning uit het veld bij Slochteren) en gebieden zonder bodemdaling. Ook een modelmatige benadering waarin de verschillende omgevingsvariabelen (overstromingsrisico, vegetatie, toename overstromingsrisico) en hun interacties werden meegewogen laten geen eenduidige effecten zien op de dichtheid. Er is ook maar een beperkt aantal gebieden waar door bodemdaling het risico van overstromingen daadwerkelijk toeneemt (10% van de kwadranten in het onderzoeksgebied, waar 1-2 extra overstromingen zouden plaatsvinden over een periode van tien jaar). Rietgors is de enige soort waar een toename van het overstromingsrisico in de modellen een statistisch significante bijdrage levert, en opvallend genoeg is het effect positief.

Deze resultaten zijn met de nodige onzekerheden omgeven. De data vertonen veel variatie, en de statistische *power* wordt in de analyse in de meeste gevallen door een sterke mate van autocorrelatie in de gegevens verzwakt. Er zijn daarnaast tal van onnauwkeurigheden. Sommige leiden tot een onderschatting van het overstromingsrisico (zoals het geval bij het gebruik van de LIDAR-metingen waar de maaiveldhoogte wordt overschat), sommige tot een overschatting van het overstromingsrisico (zoals het geval bij het negeren van de nestplaatskeuze die meestal hoger ligt dan de directe omgeving) en er zijn ook onnauwkeurigheden waarbij we dat niet weten (zoals het geval bij het negeren van de verschillen in legdatum tussen soorten). Verder hebben we in de analyse geen rekening gehouden met opslibbing, vanwege het ontbreken van goede modellen die voor

de hele Waddenzee opslibbing kunnen voorspellen. Het niet meenemen van opslibbing leidt tot een fout in de schatting van het overstromingsrisico, maar die fout betreft zowel gebieden met als zonder bodemdaling. Die fouten vallen tegen elkaar weg als we het verschil in overstromingsrisico berekenen tussen gebieden met en zonder bodemdaling. Als bodemdaling niet, of slechts zeer beperkt, tot een toename in opslibbing leidt, dan zal onze schatting van de toename van het risico door bodemdaling er niet ver naast zitten.

Uit de analyses komt duidelijk naar voren dat de dichtheden van veel soorten positief met overstromingsrisico samenhangen: veel soorten broeden daar waar ook het risico het grootst is. Dit interpreteren we bij een aantal soorten (met name steltlopers) als een effect van voedselbeschikbaarheid (optimaal broeden ten opzichte van het wad) en vanuit anti-predatiegedrag voor nachttactieve zoogdieren die vanuit het achterland opereren. Gegevens van het reproductiemeetnet in de Waddenzee wijzen er op dat naast predatie, overstroming in de afgelopen jaren de belangrijkste oorzaak van mislukken van legfels was. Hoewel de vastelandskwelders opslibben kan er toch sprake zijn van een toename in het overstromingsrisico, zoals waarschijnlijk het geval is in het kwelderreferentie gebied langs de Groninger kust. Daar bedraagt de opslibbing 4 mm per jaar, terwijl de toename in de maximale hoogwaterstand tijdens de broedtijd 8,3 mm per jaar bedraagt. Elke toename van risico door bodemdaling, hoe klein die ook is, is dus wel een verhoging van een toch al hoog, en soms zelfs toenemend, risico. Bij de huidige beperkte bodemdaling onder de vastelandskwelders, van maximaal 14 cm (tot en met 2012), zijn effecten van bodemdaling op overstromingsrisico echter nog niet goed te kwantificeren. Uitbreiding van de analyse met eilandkwelders, waar een veel sterkere mate van bodemdaling plaatsvindt (in geval van Ameland) is dan ook wenselijk om na te gaan hoe broedvogels reageren bij een grotere mate van bodemdaling. In dat geval is ook het gebruik van opslibbingsmodellen (mits beschikbaar) wenselijk, alsmede goede hoogtemetingen met behulp van DGPS (vanwege de onnauwkeurigheid van LIDAR-gegevens).

In het geval van de effecten van de nieuwe gaswinning, die vooral zullen doorwerken op de Paesumerlannen, dringt de vraag zich op of het ook maar enigszins aannemelijk is dat bodemdaling daar tot een verhoogd overstromingsrisico zal leiden. Voor de noordelijke zomerpolder kunnen wij dat nog niet goed zeggen, omdat er geen nesten gevonden werden. Het vinden van nesten daar zal alleen lukken bij een verhoging van de zoekinspanning. Naar verwachting zal het overstromingsrisico de komende jaren afnemen in de noordelijke zomerpolder, omdat de opslibbing varieert tussen 9 en 14 mm per jaar en daarmee de toename van de maximale hoogwaterstand tijdens de broedtijd van 8,3 mm per jaar overstijgt.

In de zuidelijke zomerpolder is het vastgestelde overstromingsrisico op dit moment zo goed als nul. Het ligt voor de hand om, voordat de metingen over nesthoogte worden voortgezet, uit te rekenen wat de verwachtingen over dat overstromingsrisico zijn bij extreem pessimistische scenario's over bodemdaling (dat wil zeggen sterkere bodemdaling dan nu verwacht). Daarvoor is dan ook een model nodig over de opslibbing en inklinking, dat gecalibreerd wordt met de beschikbare gegevens over de Paesumerlannen (die voor het gebied beschikbaar zijn).

1. Inleiding en achtergrond

De Waddenzee herbergt een groot aantal karakteristieke broedvogels en is voor een aantal soorten het belangrijkste broedgebied in ons land. Hoge dichtheden worden vooral op de kwelders en op de strandvlaktes gevonden, met name van soorten als Scholekster, Kluut, Tureluur, Kokmeeuw, Stormmeeuw, Visdief en Noordse Stern (Koffijberg *et al.* 2006). Voor een aantal van deze soorten is het gebied dan ook aangewezen als Natura 2000-gebied in het kader van de Europese Vogelrichtlijn (Ministerie van LNV 2006). Analyses van gegevens van het broedvogelmeetnet en het internationale TMAP-programma laten zien dat veel broedvogels in de Waddenzee negatieve trends vertonen (Boele *et al.* 2013, JMBB 2013). De oorzaken zijn niet voor alle soorten goed bekend, maar gegevens van het reproductiemetnet voor broedvogels in de Waddenzee wijzen er op dat predatie, stormvloed en voedselschaarste belangrijke achtergronden zijn voor de negatieve trends (van Kleunen *et al.* 2012). Vooral het optreden van stormvloed heeft na de publicaties van Van de Pol *et al.* (2010, 2012) veel aandacht gekregen. Door toename van het aantal stormvloed in het broedseizoen is de kans op verlies van legsels of kleine jongen door hoge waterstanden (vaak veroorzaakt door harde aanlandige wind) in de laatste decennia toegenomen, en zal naar verwachting ook in de toekomst verder toenemen. Recente studies laten verder zien dat gaswinning op Ameland vergelijkbare invloeden heeft als zeespiegelstijging op het overstromingsrisico van Scholeksters en Lepelaars, en extra risico op verlaagd broedsucces met zich meebrengt op plekken waar de kwelder onvoldoende meegroeit bij bodemdaling (Hallmann & Ens 2011, Krol & Hallmann 2011).

Tegen deze achtergronden is in 2009 een monitoringprogramma gestart ter begeleiding van de nieuwe gaswinning in de Waddenzee door de NAM ("monitoring met de hand aan de kraan"). Naast het volgen van de aantalontwikkeling van broedvogels en winter- en trekvogels in Waddenzee en Lauwersmeer (Roodbergen *et al.* 2013a,b) wordt ook onderzocht in hoeverre het overstromingsrisico op de op kwelders broedende vogels door bodemdaling wordt beïnvloed. Immers, met een reeds bestaand "natuurlijk" overstromingsrisico is het goed denkbaar dat bij daling van de bodem, de kans op overstroomde legsels nog verder toeneemt, waardoor de betrokken soorten verder in het nauw komen. De vraagstelling van dit monitoringproject luidt:

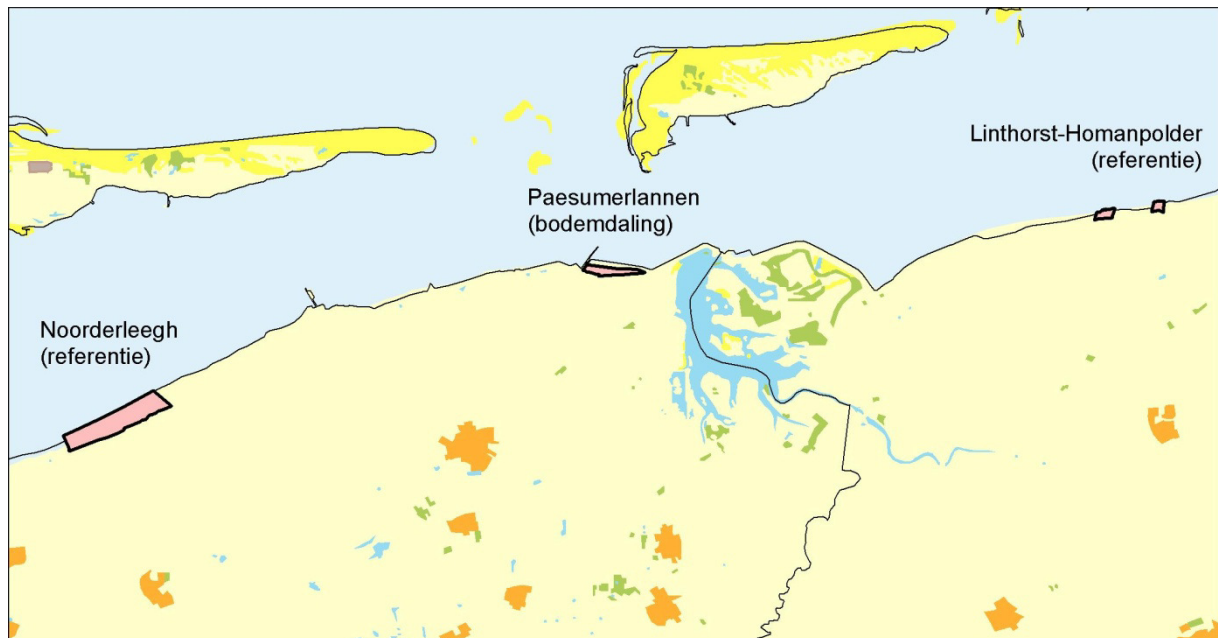
1. Zijn er verschillen in dichtheden van broedvogels op kwelders met en zonder bodemdaling?
2. Lopen broedvogels op kwelders met bodemdaling een groter risico van overstroming dan op kwelders zonder bodemdaling?

Om deze vragen te beantwoorden werd gebruik gemaakt van gegevens van de bestaande broedvogelkarteringen die onder vlag van Sovon in 2006-2012 in de Waddenzee werden uitgevoerd en waarvan de ligging van de kolonies of territoria, in het geval van verspreid broedende vogelsoorten, digitaal beschikbaar was. Daarnaast werd in 2010-12 in een drietal gebieden aan de Fries-Groningse kust specifiek onderzoek gedaan naar de nesthoogte van kwelderbroedvogels, te weten in een bodemdalingsgebied en twee referentiegebieden. Deze rapportage gaat in op de resultaten van dit deelproject, en vormt samen met de rapportage over vogeltrends in Lauwersmeer en Waddenzee het afsluitend rapport over de eerste jaren van de monitoring.

2. Methode en materiaal

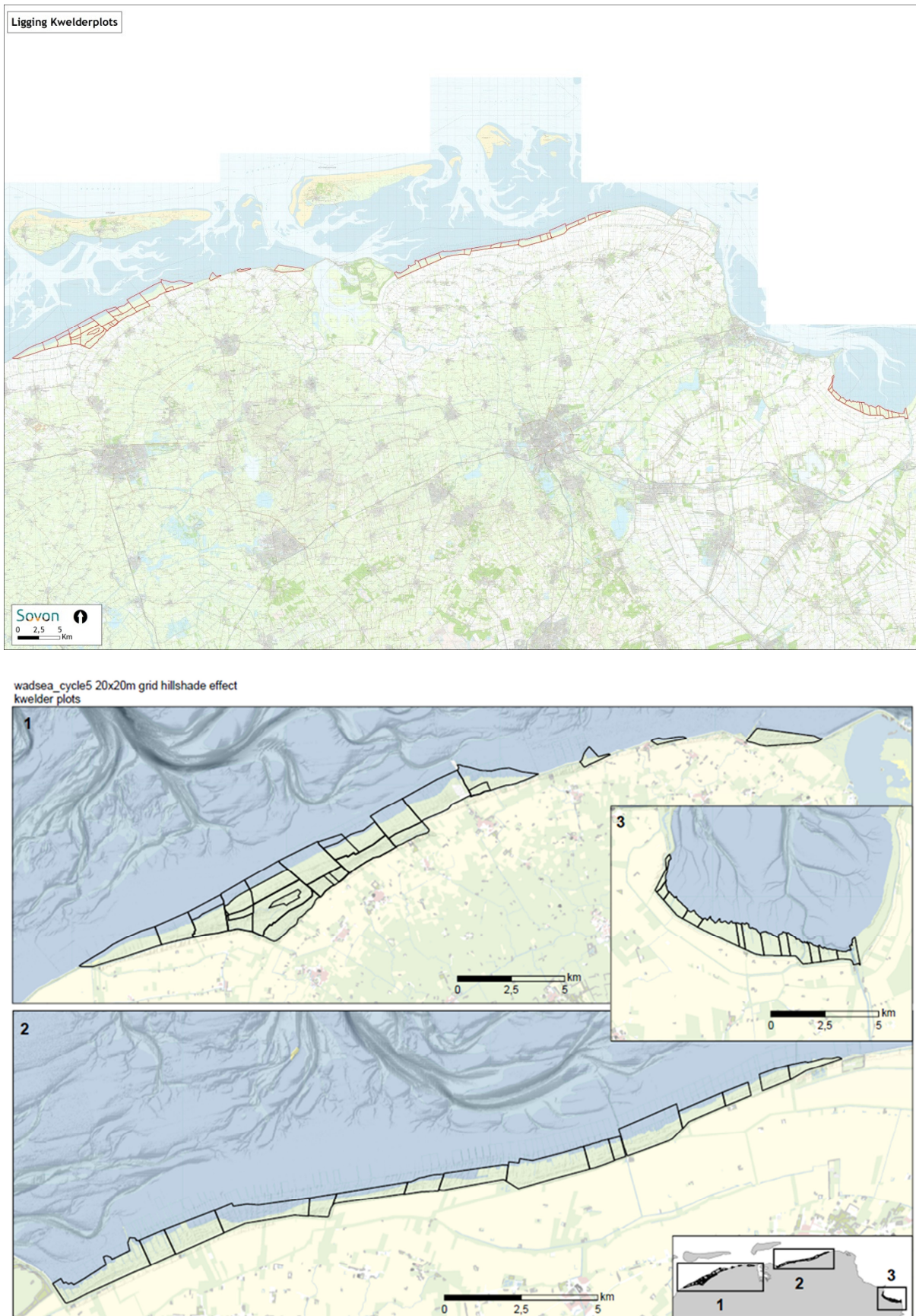
2.1. Opzet monitoring en onderzoek

Het in dit rapport besproken onderzoek vond plaats op de kwelders in Noord-Friesland, Noord-Groningen en de Dollard. Om na te gaan of bodemdaling het overstromingsrisico van nesten op de kwelder verhoogt werd de ligging en hoogte van nesten van kwelderbroedvogels bepaald op een kwelder die binnen de bodemdalingscontouren van de nieuwe gaswinning valt (kwelder Paesens, ook bekend als Paesumerlannen) en in twee verder qua broedvogelbevolking en habitat vergelijkbare referentiegebieden ten oosten en westen van het "bodemdalingsgebied" (resp. Linthorst-Homanpolder in Groningen en Noorderleegh in Friesland)(figuur 1). Bij de uitvoering van het veldwerk bleek dat het gebied binnen de zomerkade van de Paesumerlannen mogelijk niet bij alle hoge waterstanden wordt overstroomd en werden in 2012 twee diepteloggers geplaatst om de effecten van hoog water nauwkeuriger in kaart te brengen, zodat een correctiefactor in de analyse kan worden toegepast (zie verderop).

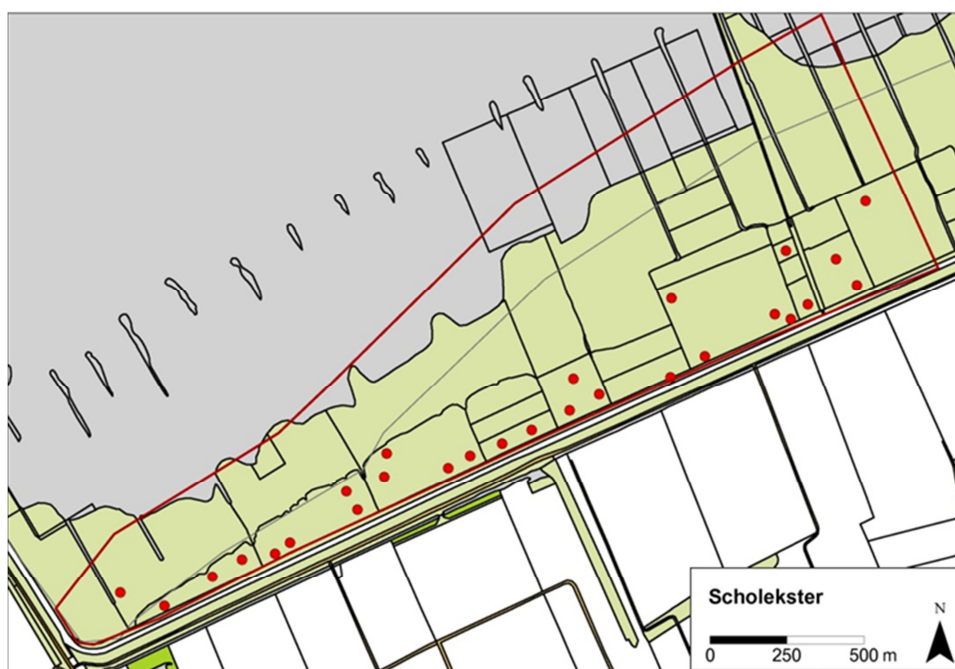


Figuur 1. Ligging van de drie kweldergebieden waar in 2010-12 de ligging en hoogte van nesten van kwelderbroedvogels werd gemeten. Het gebied Paesumerlannen ligt binnen de contouren van de bodemdaling van de nieuwe gaswinning, de referentiegebieden Noorderleegh en Linthorst-Homanpolder liggen erbuiten, maar zijn verder vergelijkbaar wat betreft broedvogelbevolking en habitat.

Het tweede deel van de hier gemaakte analyse maakt gebruik van bestaande gegevens van broedvogelkarteringen zoals die sinds 1991 in de Waddenzee worden uitgevoerd in het kader van het Netwerk Ecologische Monitoring (NEM) (o.a. Boele *et al.* 2013) en het internationale Trilateral Monitoring and Assessment Programme (TMAP)(Koffijberg *et al.* 2006, JMBB 2013). Er werd gebruik gemaakt van gegevens van de laatste twee integrale TMAP-karteringen in 2006 en 2012 en gegevens van jaarlijks getelde steekproefplots in 2007-2011 (figuur 2). In totaal gaat het om 51 telgebieden. Per telgebied diende de verspreiding per soort als uitgangspunt van de analyse (figuur 3, zie verderop voor details).



Figuur 2. Ligging van steekproefgebieden waar in 2006-2012 broedvogels werden gekarteerd en verspreidingsgegevens digitaal beschikbaar waren in in een Geografisch Informatie Systeem t.b.v. analyse van verspreiding, bodemdaling en overstromingsrisico.



Figuur 3. Voorbeeld van verspreidingsgegevens die in de analyse werden gebruikt, in dit geval de ligging van territoria van de Scholekster in het gebied Westpolder/Julianapolder in Groningen (plotnr. 1823).

2.2. Veldwerk

2.2.1. Bepalen nesthoogte

In 2010-12 werden gedurende het broedseizoen (van eind april tot begin juli) in de drie gebieden Noorderleegh, Paesumerlannen en Linthorst-Homanpolder eens in de 1-2 weken naar nesten van kwelderbroedvogels gezocht. Daarbij werd het gebied integraal doorkruist, en gevonden nesten werden gemarkeerd en hun positie vastgelegd in een GPS. Vooral bij Paesens en op de kwelder van de Linthorst-Homanpolder bleek de dichtheid aan kwelderbroedvogels laag, en moest veel moeite worden gedaan voldoende nesten op te sporen. In de Linthorst-Homanpolder bestond bovendien de indruk dat veel nesten werden gepredeerd voordat ze werden gevonden.

In de tweede helft van het broedseizoen, of na afloop van het broedseizoen, werden van de gemarkeerde nesten met een DGPS de hoogte ingemeten. In 2010 vonden deze metingen plaats door het Bureau G2 (met behulp van een Magellan Z-max RTK), in 2011-12 door medewerkers van Sovon, met behulp van een Trimble R4 GPS (met Trimble R4 GLONASS upgrade, Trimble Nomad 900GXC en Geomeet Software Adv - Type M3). Alle gevonden nesten, hun positie en hun hoogte werden in een database opgeslagen. Voor zover de gegevens dat toelieten, werden de lotgevallen van de nesten opgeslagen in de nestkaartapplicatie van Sovon. Dit biedt mogelijkheden het nestsucces en verliesoorzaken op gestandaardiseerde wijze in kaart te brengen en gegevens over timing van legfels in de analyse mee te nemen. In totaal werden gegevens van 322 nesten verzameld, verdeeld over 9 soorten. De helft van deze nesten had betrekking op Scholekster, die in alle gebieden in hoge dichtheden voorkomt. Tabel 1 geeft een overzicht van alle gevonden nesten in de onderzoeksperiode. Op Noorderleegh konden in 2012 geen gegevens worden verzameld, maar omdat de steekproef hier in 2010-11 reeds groot was, zal dit verder geen invloed hebben op de uitkomsten van de analyse.

Tabel 1. Overzicht van soorten en aantal gevonden nesten waarvan de ligging en nesthoogte werd bepaald in drie gebieden in 2010-12 (ligging gebieden in figuur 1).

soort	Noorderleech			Paesens			Linthorst-Homanpolder			totaal
	2010	2011	2012	2010	2011	2012	2010	2011	2012	
Krakeend	2									2
Scholekster	37	22		17	20	26	5	12	23	162
Kluut	1	2		10			1	3	9	26
Kievit		5		7	3					15
Tureluur	23	19		4	1			1		48
Kokmeeuw							14		33	47
Visdief	4	1		2						7
Noordse Stern						1			13	14
Graspieper						1				1
Totaal alle srt.	67	49	0	40	24	28	20	16	78	322

Om de hoogte van de gevonden nesten in perspectief te plaatsen werd tevens het gehele gebied waar nesten waren gevonden ingemeten. Dit gebied werd gedefinieerd als de omtrek waarbinnen alle gevonden nesten vielen. Binnen dit gebied werd op een grid met 100 x 100 m resolutie de hoogte met een DGPS ingemeten. Dit veldwerk gebeurde in maart-april 2012 en juli 2012 door medewerkers van Sovon. Het aantal meetpunten in de gebieden Noorderleegh, Paesumerlannen en Linthorst-Homanpolder bedroeg resp. 313, 99 en 63. Met behulp van de gegevens van deze meetpunten werd een hoogteprofiel van het maaiveld in de drie gebieden opgesteld (zie verder 2.3.1).

2.2.2. Kartering broedvogels en verzamelen verspreidingsgegevens

De verspreidingsgegevens van kwelderbroedvogels werden afgeleid van inventarisaties die met behulp van territoriumkartering werden uitgevoerd volgens de richtlijnen van TMAP en het NEM (Hälterlein 1985, van Dijk & Boele 2011). Hierbij wordt een gebied in het broedseizoen (in de Waddenzee van half april tot eind juni) 5 keer integraal doorkruist en worden alle territorium-indicatieve waarnemingen (zang, balts, nestbouw, etc.) op een gedetailleerde topografische kaart of luchtfoto (meest 1:5000 of gedetailleerder) ingetekend. Na afloop van het broedseizoen worden de gegevens van de vijf bezoeken gecombineerd op een kaart per soort. Deze levert uiteindelijk een beeld van het aantal en de verspreiding in het gebied. Deze gegevens werden ingevoerd in een Geografisch Informatie Systeem (GIS). Gegevens uit 2012 werden in de meeste gevallen bewerkt in de autocluster applicatie van Sovon (van Dijk *et al.* 2012), waarmee invoer in GIS achteraf niet nodig was.

De verspreidingsgegevens bestaan uit een kaart met per soort het middelpunt van het territorium, zie het voorbeeld in figuur 3. In totaal werden in de periode 2006-2012 in 51 telgebieden dergelijke gegevens verzameld (ligging in figuur 2).

2.3. Bewerkingen en statistische analyses

2.3.1. Analyse nesthoogte

De analyse van de nesthoogtegegevens volgt de werkwijze toegepast in eerdere analyses van Van de Pol *et al.* (2010a, Hallmann & Ens 2011, Krol & Hallmann 2011). Deze veronderstellen dat een waterstand van 15 cm of meer boven de hoogte van een actief nest met zekerheid leidt tot het mislukken van dat nest. De kans op een overstroomd nest wordt berekend met behulp van onderstaande formule:

$$q = 1 - \prod_{j=s}^{s+d} (1 - p_{ej})$$

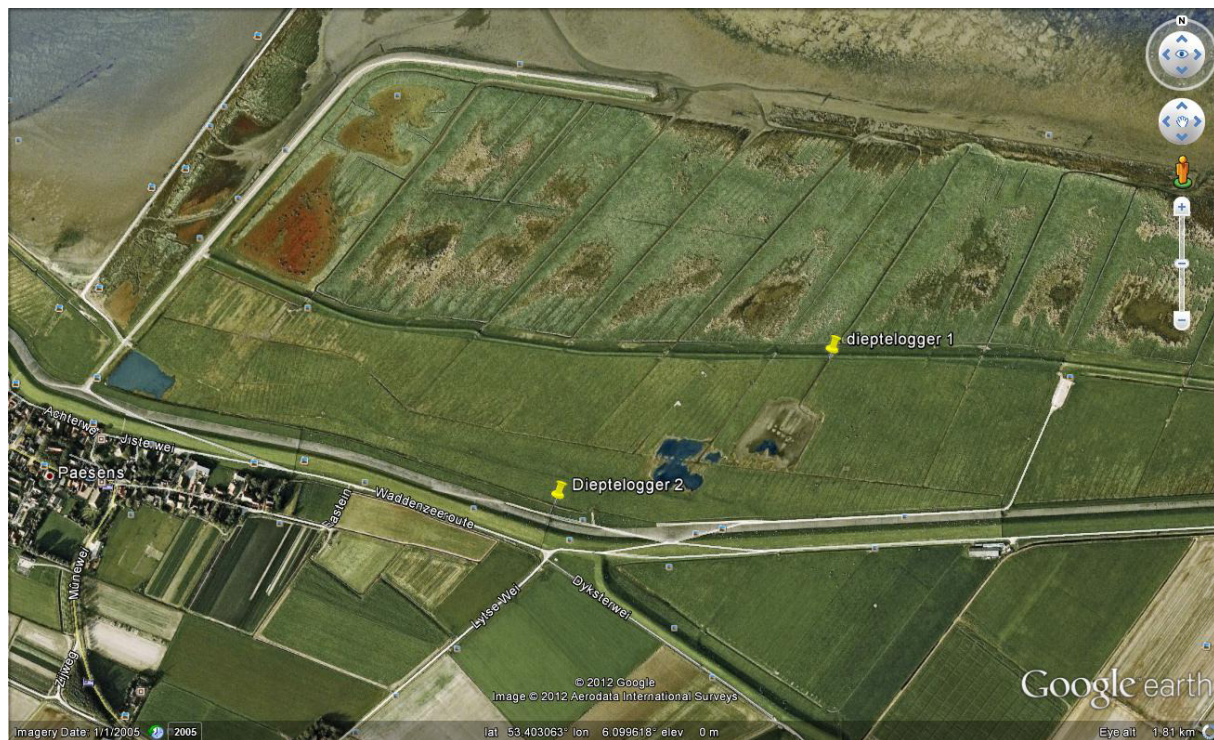
waarbij: s eilegdatum, d de broedduur, en p_{ej} de kans dat een actief nest met nesthoogte e op dag j overspoeld raakt. p_{ej} wordt berekend als volgt:

$$p_{ej} = \begin{cases} 1 & \text{als } HW_j > e + 15 \text{ cm} \\ 0 & \text{anders} \end{cases} \quad \text{voor } j = (s, s+1, \dots, s+d-1, s+d)$$

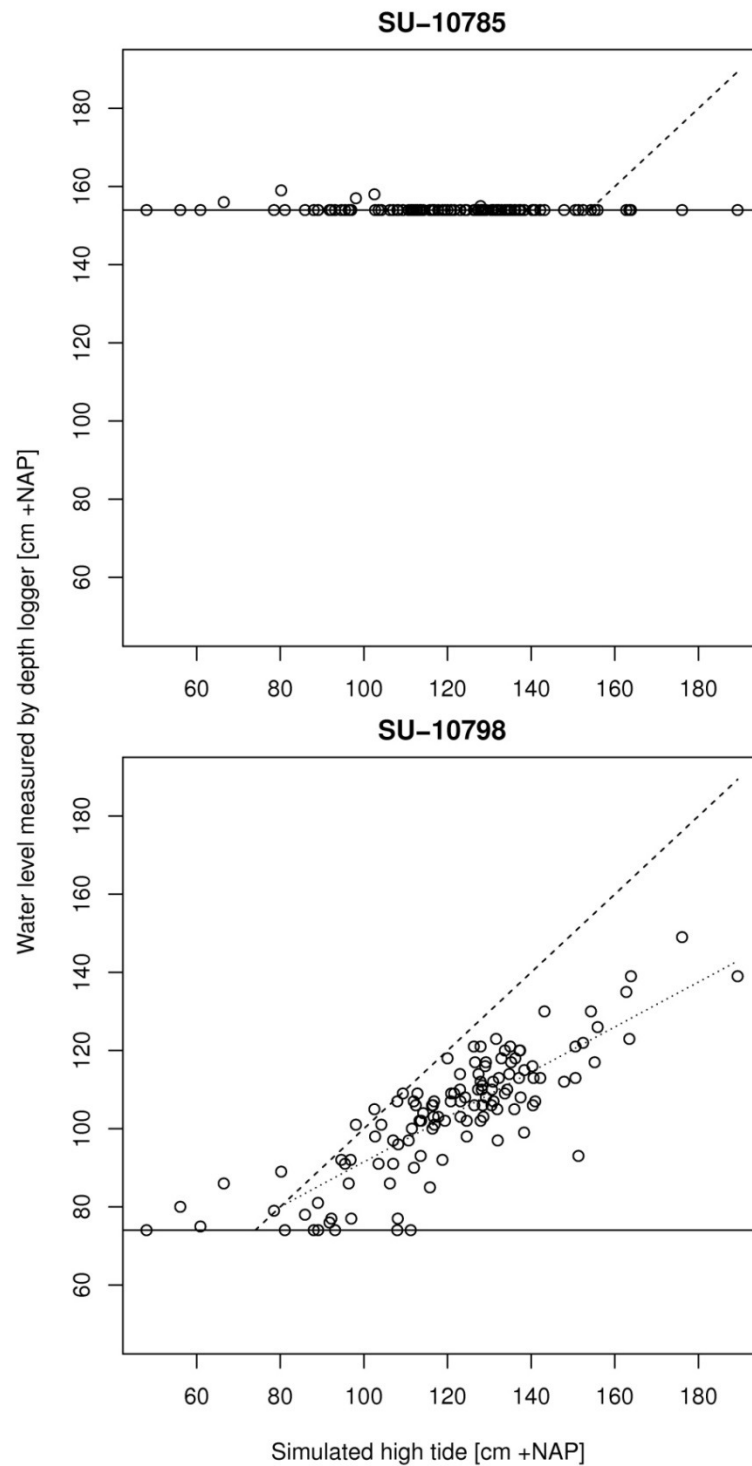
Verondersteld wordt een broedduur d voor een periode van 28 dagen voor het uitkomen van de eieren plus 14 dagen in de kritieke kuikenfase (totaal 42 dagen) .

De voor het model benodigde legdata werden afgeleid van gegevens verzameld in het kader van het Reproductiemeetnet Waddenzee en het Meetnet Nestkaarten van Sovon in 2006-12 (zie van Kleunen *et al.* 2012), in de drie onderzoeksgebieden en aangrenzende gebieden langs de Fries-Groningse kust. Van de soorten die hier worden geanalyseerd waren legdata van 253 nesten beschikbaar voor de Scholekster, 48 voor de Tureluur en 15 voor de Kluut.

Hoogwaterstanden voor de drie gebieden Noorderleegh, Paesumerlannen en Linthorst-Homanpolder werden gesimuleerd met behulp van hoogwatergegevens van Rijkswaterstaat uit de periode 2003-2012, beschikbaar gemaakt door Kees Rappoldt van Bureau EcoCurves. Waterstanden voor de drie gebieden werden voor dit doel berekend op basis van interpolaties van gegevens van bekende meetstations van Rijkswaterstaat (zie verder Rappoldt & Ens 2013 voor details). Voor de zuidelijke Paesumerlannen moest een correctie worden toegepast in verband met de daar aanwezige zomerkade en de voorliggende kwelder. De sluizen in de zomerkade zijn verwijderd en de zuidelijke zomerpolder staat dus in direct verbinding met de zee. De voorliggende kwelder en de beperkte omvang van de doorlaatopeningen vertragen echter het toestromende water, zodat de maximale waterstanden minder hoog worden dan op het voorliggende wad. De correctie werd toegepast met behulp van een regressieanalyse van in 2012 verzamelde gegevens van twee diepteloggers (SENSUS Ultra recorder), die de actuele waterstand in het gebied vastlegden (figuur 4).



Figuur 4. Ligging van in 2012 in de Paesumerlannen geplaatste diepteloggers om actuele waterstanden te meten t.b.v. een correctie van de geïnterpoleerde hoogwatergegevens voor het omliggende wad. Logger 1 was geplaatst op een hoogte van 75 cm boven NAP, logger 2 op 156 cm (zie verder 2.3.1).



Figuur 5. Relatie tussen het niveau van hoogwater in de Waddenzee bij de Paesumerlannen en het niveau van hoogwater binnen het bekade deel van de Paesumerlannen. De bovenste figuur heeft betrekking op dieptelogger 2 in figuur 4, de onderste op dieptelogger 1 in figuur 4.

De verdelingen van legdatum en nesthoogte per soort werden benaderd door een kernel-density berekening (Silverman 1986), met hulp van de R functie "density", een goede manier om meertoppige frequentieverdelingen te benaderen. Vervolgens werden voor elke soort en voor elke variabele 10.000 willekeurige waardes getrokken. Deze waarden worden vervolgens gebruikt om in de figuren van het door legdatum en nesthoogte bepaalde overstromingsrisico voor elke soort het actuele overstromingsrisico te laten zien.

Voor alle berekeningen werd het softwarepakket en programmeertaal R (R Development Core Team 2011) gebruikt. Tabel 2 geeft een overzicht van alle in de analyse gebruikte gegevens.

Tabel 2. Samenvatting van parameters en gegevens gebruikt in modellering van overstromingsrisico.

Onderdeel	Type gegevens	Bron	Periode	Eenheid
Hoogte nesten	Puntmeting DGPS	Sovon	2010-12	x,y,z positie
Hoogte maaiveld	Gridmeting DGPS	Sovon	2010-12	x,y,z positie
Fenologie broedseizoen	Reproductiemeet Waddenzee / Meetnet Nestkaarten	Sovon	2006-12	datum eerste ei
Waterstanden	Gesimuleerde waterstanden onderzoeksgebieden	Rijkswaterstaat / EcoCurves	2003-12	cm t.o.v. N.A.P.

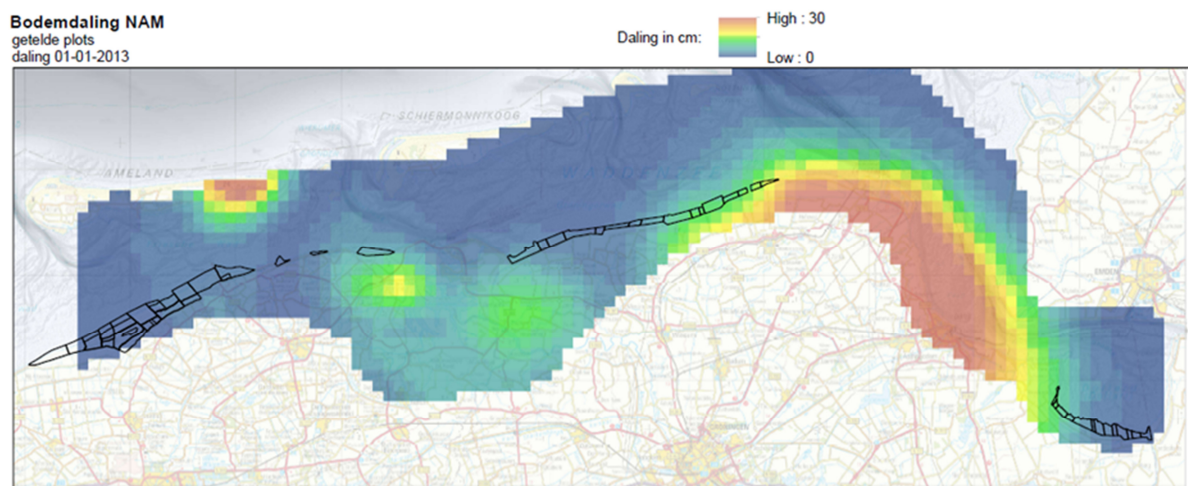
2.3.2. Analyse verspreidingsgegevens kwelderbroedvogels

Voor de analyse van verspreidingsgegevens van kwelderbroedvogels is een vergelijking gemaakt tussen gebieden met een verschillende mate van bodemdaling. In de eerste plaats is aan de hand van waterstanden en hoogteligging onderzocht hoe groot de kans is dat een punt op de kwelder wordt overstroomd (in de periode 1 april - 20 augustus, het broedseizoen van de onderzoekssoorten); in tweede instantie is geanalyseerd of de kans op overstroming toeneemt met de mate van bodemdaling die in de afgelopen jaren is opgetreden. De mate van bodemdaling werd afgeleid van door de NAM beschikbaar gestelde gegevens die op een schaal van 20 x 20 m de bodemdaling tot 1 januari 2013 weergeven (figuur 6). Het gaat dan zowel om de nieuwe gaswinning, als bestaande oudere gaswinningen zoals bijvoorbeeld die van Slochteren. Voor elk telgebied werd vervolgens de gemiddelde bodemdaling bepaald en omgerekend naar het gebruikte 200 x 200 m kwadrant.

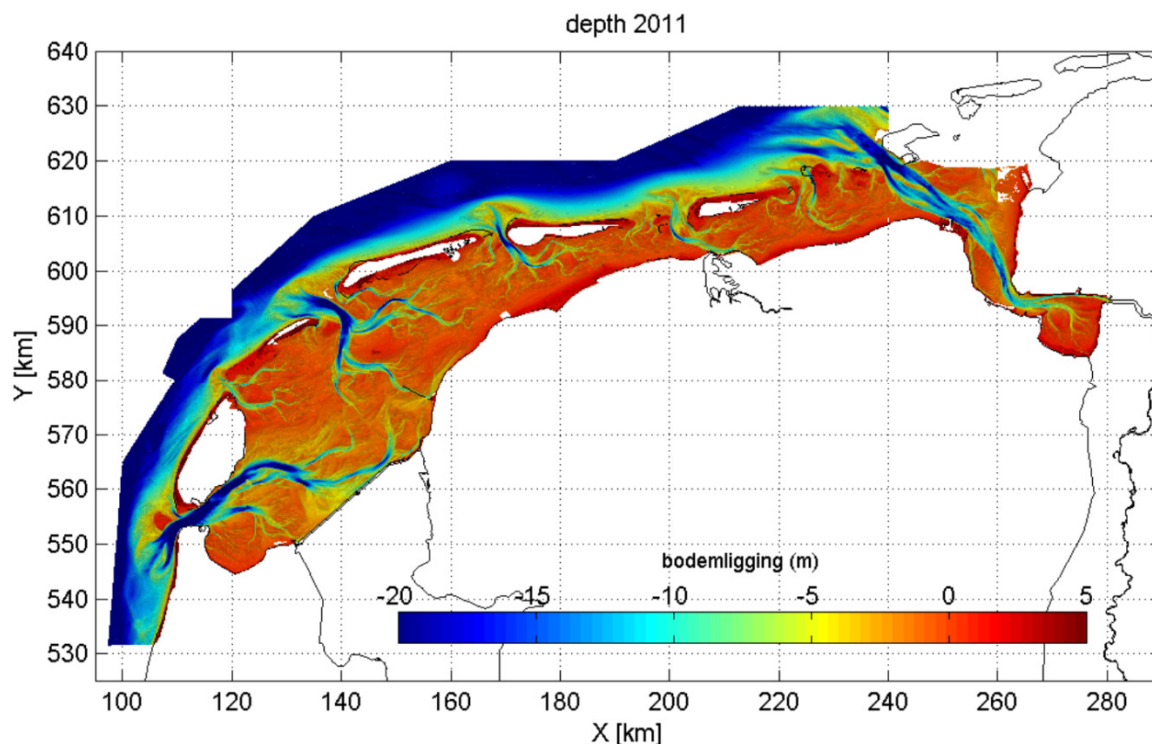
Om de hoogteligging van elk telgebied te bepalen werden de metingen van cyclus 5 gebruikt, die betrekking heeft op de periode 2006-12. Hier wordt gebruikt gemaakt van lodingen voor de wadplaten en geulen en laseraltimetrie (LIDAR) om de hoogte van de aangrenzende gebieden en kwelders te bepalen (figuur 7). De nauwkeurigheid van deze metingen wordt door Fugro ingeschat op 6,2 cm, maar blijkt in de praktijk tegen te vallen

(zie Elias *et al.* 2013 en hoofdstuk 4). De hoogtegegevens werden omgerekend naar dezelfde 200 x 200 m kwadranten die ook voor de bodemdaling werden gebruikt. Deze interpolatie werd uitgevoerd met behulp van een *kriging* techniek (in het R pakket *gstat*, Pebesma 2004), een geostatistische methode om vanuit een beperkt aantal ruimtelijke waarnemingen het volledige oppervlak van het onbekende proces te voorspellen.

Voor de waterstanden werden dezelfde gegevens gebruikt als die in de analyse van de nesthoogte reeds beschikbaar waren gemaakt (zie 2.3.1.). Ook deze gegevens werden voor de analyse bewerkt om op hetzelfde schaalniveau van 200 x 200 m te komen.



Figuur 6. Bodemdaling van alle gaswinningen tot 1 januari 2013 (gegevens NAM), weergegeven op schaal van 200 x 200 m. De kaart geeft tevens de ligging van de telgebieden voor broedvogels weer (vgl. figuur 2).



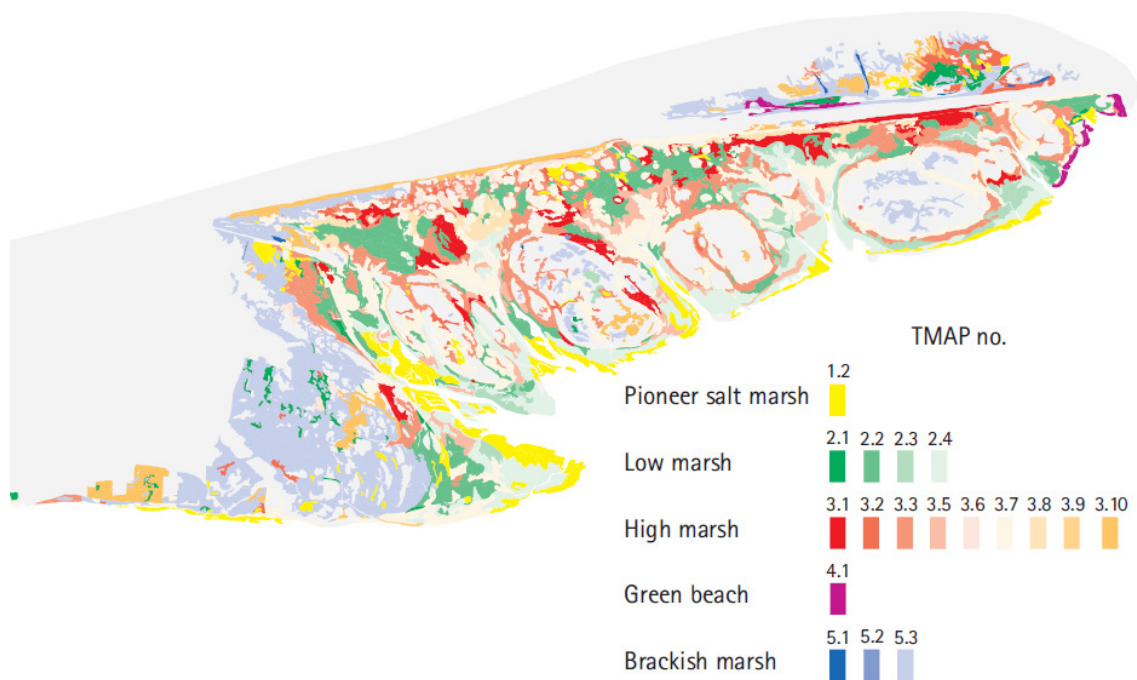
Figuur 7. Hoogteligging van gebieden in de Waddenzee zoals die met behulp van lodingen en laseraltimetrie (LIDAR) door Rijkswaterstaat zijn vastgesteld. De gegevens zijn afkomstig van cyclus 5 (periode 2006-2012).

Van de broedvogelverspreiding (vgl. figuur 3) waren van de meeste gebieden meerjarige gegevens beschikbaar. In eerste instantie werd gekeken welke van de 51 telgebieden onder daadwerkelijke invloed van getijbewegingen staan en werden een aantal zomerpolders met intacte bekading langs de Friese kust uitgesloten van de analyse (in deze gebieden is de verspreiding van broedvogels onafhankelijk van waterstanden en eventuele effecten van bodemdaling die voortkomen uit overstromingen met zeewater). Om de rekeninspanning te beperken werd er verder voor gekozen telkens het jaar met de meeste territoria van een soort in de periode 2006-2012 te selecteren. Deze werkwijze levert een robuuste dataset op (want meest ruime verspreiding binnen een telgebied en grootste aantal territoria). Echter, van lang niet alle soorten bleken voldoende gegevens beschikbaar, zodat vooraf een selectie is gemaakt welke soorten werden geanalyseerd. Bij alle geselecteerde soorten gaat het om kenmerkende kwelderbroedvogels (tabel 3). De afzonderlijke territoria werden per soort via een kernel-density benadering omgerekend naar een dichtheidskaart van het hele telgebied. Vervolgens werden de broedvogeldichtheden per 200 x 200 m grid bepaald. Voor de statistische analyse werden de dichtheden (territoria per ha) log-getransformeerd (alle waarden kregen de waarde 0.1 mee voor transformatie). Voor Grutto en Visdief bevatten de gegevens te veel nullen en kon ook door transformatie geen goede dataset voor analyse worden gegenereerd.

Tabel 3. Selectie van soorten in analyse van verspreiding, overstromingsrisico en bodemdaling. Van Grutto en Visdief konden uiteindelijk geen modellen worden berekend omdat de gegevens van deze soorten te veel nulwaarden bevatten.

Wilde Eend	Tureluur
Bergeend	Kokmeeuw
Scholekster	Visdief*
Kluut	Veldleeuwerik
Kievit	Graspieper
Grutto*	Rietgors

Doordat de verspreiding van broedvogels mede wordt bepaald door het vegetatietype op de kwelder werden vegetatiegegevens als co-variabele in de analyse meegenomen. Vegetatiegegevens werden afgeleid van de vegetatiekarteringen die op de kwelders met behulp van luchtfoto's en grond-validatie in een cyclus van zes jaar worden uitgevoerd door Rijkswaterstaat DID (zie o.a. Dijkema *et al.* 2009, Esselink *et al.* 2009, zie voorbeeld in figuur 8). De gegevens werden beschikbaar gemaakt door Rijkswaterstaat DID en gerapporteerd in de typologie van vegetatietypes die binnen het trilaterale TMAP programma zijn afgesproken. Deze typologie gaat uit van 20 vegetatietypen die in de onderhavige analyse tot zes klassen werden geaggregeerd: brakke kwelder, grasland, hoge kwelder, lage kwelder, pionierzone en kale bodem.



Figuur 8. Voorbeeld van vegetatiegegevens (hier Boschplaat van Terschelling) zoals die in de analyse zijn gebruikt (bron: Essink *et al.* 2005).

Voor de statistische analyse werd gebruikt gemaakt van GLS-modellen (*Generalised Least Squares* model), berekend met behulp van het NMLE pakket (beide in R). Als verklarende variabelen werden gebruikt:

- Overstromingsrisico voor de bodemhoogte zoals die in cyclus 5 was bepaald (incl. opgetreden bodemdaling) op basis van waterstanden in de afgelopen 10 jaar gedurende het broedseizoen (1 april - 20 augustus);
- Toename van overstromingsrisico door verschil in scenario zonder en scenario met gemeten bodemdaling;
- Vegetatietype

Alle variabelen en hun tweeweg-interacties en werden gebruikt als "*fixed effects*". In de berekening is geen rekening gehouden met eventuele opslibbing (zie hoofdstuk 4 voor discussie). Een probleem bij de analyse was dat veel van de verzamelde gegevens erg scheve verdelingen kennen (veel nulwaarden), geen homogene variantie kenden en een hoge mate van ruimtelijke correlatie vertoonden. Uiteindelijk is er voor gekozen deze ruimtelijke correlatie in de modellen mee te wegen. Hiervoor werd aan de modellen een "*spatial correlation structure*" toegevoegd. De beste "*spatial correlation structure*" werd bepaald met behulp van de Aikake's Information Criterion (AIC). Van de verschillende "*spatial correlation structures*" vertoonde de "*Rational quadratic correlation*" de beste correlatiestructuur (ten opzichte van "*Exponential correlation*", "*Gaussian correlation*", "*Linear Correlation*" en "*Spherical correlation*"). De modelfit werd telkens getest met een *likelihood ratio* test, opdat alleen significante parameters of interacties in het model bleven. Voor alle berekeningen werd het softwarepakket en programmeertaal R (R Development Core Team 2011) gebruikt.

Tabel 4. Overzicht van gebruikte gegevens in de modellering van het overstromingsrisico van kwelderbroedvogels in relatie tot het type bodemdaling.

Onderdeel	Type gegevens	Bron	Periode	Eenheid
Ligging territoria broedvogels	Territoriumstippen broedvogelkarteringen (GIS), omgerekend naar kernel-dichtheidskaart	Sovon	2006-12	x,y
Hoogte maaiveld	Integrale hoogtekaart LIDAR cyclus 5	Rijkswaterstaat	2011	x,y,z
Mate van bodemdaling	Bodemdalingscontouren op basis van 20 x 20 m grid	NAM	tot 1 januari 2013	cm t.o.v. NAP
Vegetatie	Integrale vegetatiekaart op basis van luchtfoto en veld-verificatie	Rijkswaterstaat-DID	2008	TMAP-vegetatie klasse
Waterstanden	Gesimuleerde waterstanden Fries-Groningse kust	Rijkswaterstaat/EcoCurves	2003-2012	cm + N.A.P.

3. Resultaten

3.1. Verspreiding en dichtheden van kwelderbroedvogels in relatie tot overstromingsrisico en bodemdaling

Van de onderzochte soorten komen vooral Scholekster, Kluut, Tureluur en Graspieper in hogere dichtheden op de kwelder voor. De frequentieverdeling van de vastgestelde dichtheden verschilde niet tussen gebieden *zonder* (hier gedefinieerd als 0-2 cm bodemdaling) en gebieden *met* (2-14 cm) bodemdaling (figuur 9). Alleen Tureluur tendeert naar hogere dichtheden in gebieden met bodemdaling, maar het verschillen is klein. De ruime spreiding aan dichtheden zien we ook terug in de dichtheden per overstromingsrisico voor de afzonderlijke soorten (figuur 10). Twee soorten tenderen naar hogere dichtheden bij een groter dan "gemiddeld" overstromingsrisico (Scholekster en Rietgors), terwijl Kievit neigt naar hogere dichtheden bij een kleiner risico en onder andere Kluut en Graspieper hoge dichtheden bereiken rond een gemiddeld overstromingsrisico. Veel meer dan een richting voor dichtheidsverschillen en overstromingsrisico geven de resultaten niet: de spreiding is erg groot.

Bodemdaling leidt tot nu toe in maar een beperkt aantal van de 200 x 200 m kwadranten tot een hoger overstromingsrisico. In 1129 kwadranten (91%) verandert het risico niet, 94 kwadranten (7%) worden eens in de tien jaar één keer meer overspoeld dan zonder bodemdaling en 25 kwadranten (2%) worden twee keer meer overspoeld dan kwadranten zonder bodemdaling (tabel 5). De kwadranten waar zich een toename van het overstromingsrisico manifesteert liggen voornamelijk langs het oostelijk deel van de Friese kust en het oostelijk deel van de Groninger kust.

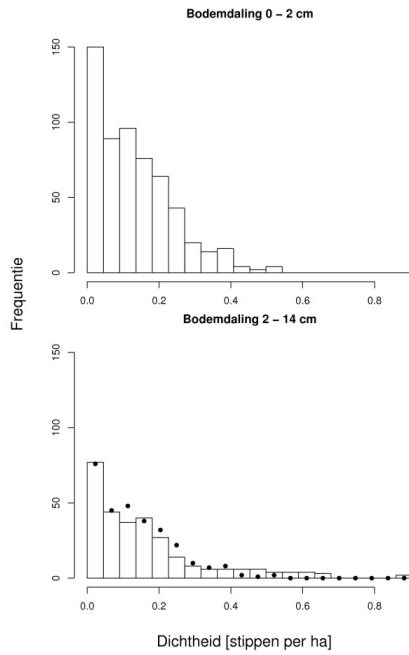
Tabel 5. Overzicht van de berekende toename in overstromingsrisico in relatie tot de berekende beginwaarde voor het overstromingsrisico. Het totaal aantal kwadranten van 200 x 200 m is aangegeven voor de verschillende overstromingsklassen en daarnaast het aantal vakken dat één of twee keer extra is overstroomd in de periode 2003-2012.

Overstromingen per 10 jaar	Kwadranten zonder bodemdaling:	Kwadranten met bodemdaling: met één extra overstroming per 10 jaar	Kwadranten met bodemdaling: met twee extra overstromingen per 10 jaar
0	111	1	1
1	3	1	0
2	4	0	0
3	19	1	0
4	137	11	0
5	89	5	3
6	9	4	3
7	18	11	0
8	199	1	0
9	12	2	
10	303		

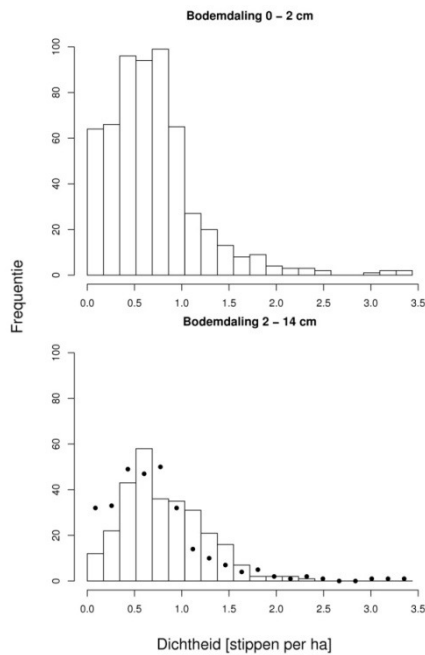
Bij de onderscheiden vegetatietypen is zichtbaar dat het overstromingsrisico het grootst is bij de lage kwelder, de pionierzone en de kale bodem: die delen van de kwelder die ook het meest geëxponeerd liggen ten opzichte van het wad (figuur 11). Grasland (lees: zomerpolders met doorlaat) kent het kleinste overstromingsrisico. Echter voor alle vegetatietypen geldt dat de variatie erg groot is en elk type kent kwadranten met minder of meer risico. Uitzondering is alleen het type kale bodem - daar is het risico altijd hoog. De beperkte toename van het overstromingsrisico door bodemdaling wordt bevestigd in de modellen voor afzonderlijke soorten (tabel 6). Hier wordt in tegenstelling tot de bovenstaande analyses ook rekening gehouden met interacties en optredende autocorrelatie.

Omdat bleek dat een aantal soorten hoge dichtheden hebben bij een gemiddeld risico, werd aan de modellen bovendien een kwadratische term toegevoegd. Alleen bij Rietgors draagt de toename van het overstromingsrisico (samen met het overstromingsrisico) significant bij aan het opgestelde model: kennelijk komt deze soort vooral voor in de zone op de kwelder waar een toename van het risico geldt. Voor Bergeend, Graspieper, Scholekster en Tureluur is het (lineaire) overstromingsrisico de enige significante omgevingsvariabele. Bij Kluut is dat het kwadraat van het overstromingsrisico. Het verband tussen dichtheid en overstromingsrisico is altijd positief: ofwel soorten komen in hoge dichtheden voor in gebieden die bloot staan aan een overstromingsrisico. Het (zwakke) positieve verband wijst er op dat kwelderbroedvogels tenderen achterop de kwelder te broeden, zo dicht mogelijk bij het wad (met name voor voedsel steltlopers van belang), en mogelijk ook zo ver mogelijk van de zeedijk, ter vermindering van het predatierisico (zie verder discussie in hoofdstuk 4).

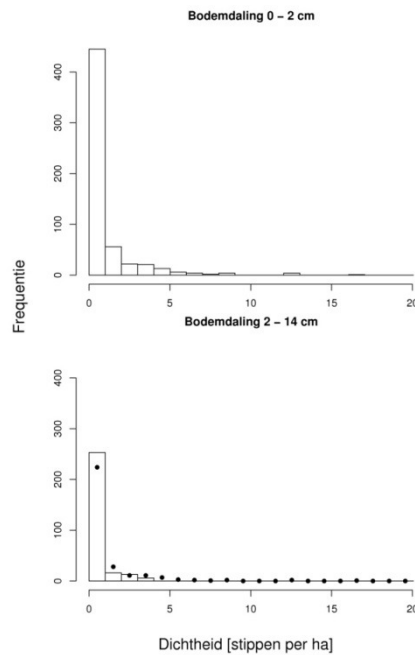
Kokmeeuw was de enige soort waar vegetatietype een significante bijdrage aan het model leverde. Bij andere soorten zijn wel voorkeuren zichtbaar (bijv. Tureluur en Graspieper hoge dichtheden op hoge kwelder en Rietgors in hoge dichtheden op brakke kwelder (= Dollard) en hoge kwelder), maar opnieuw is de variatie groot en zijn de onderlinge verschillen niet significant (figuur 12). Veel verschillen worden bovendien door optredende autocorrelatie in de modelanalyse teniet gedaan.



Bergeend



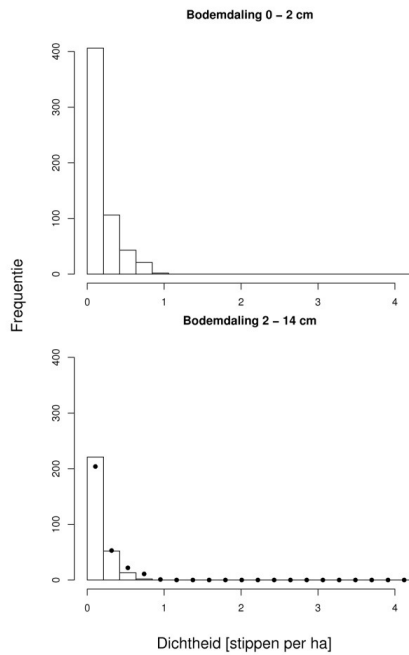
Wilde Eend



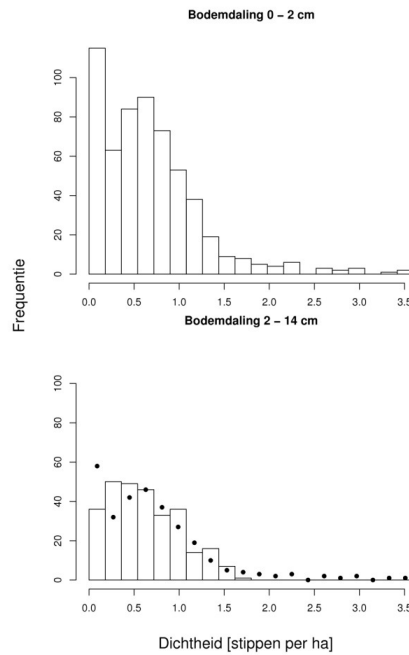
Kluut

Scholekster

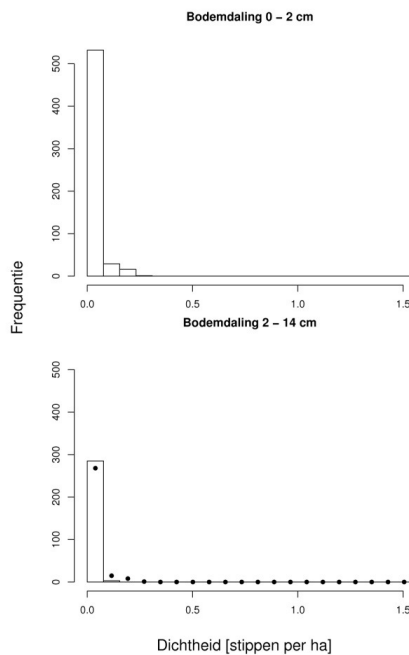
Figuur 9a. Frequentieverdeling van dichtheden van kwelderbroedvogels in 200 x 200 m kwadranten die als zonder bodemdaling (0-2 cm daling) en met bodemdaling (2-14 cm) waren geclassificeerd. De stippen in de onderste figuur geven de verwachte frequentieverdeling van territorium-dichtheden aan, gebaseerd op een willekeurige getrokken steekproef van de verdeling van de territoria bij 0-2 cm bodemdaling.



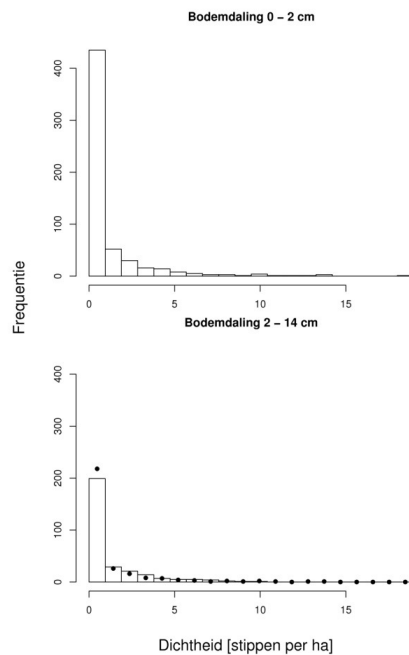
Kievit



Tureluur

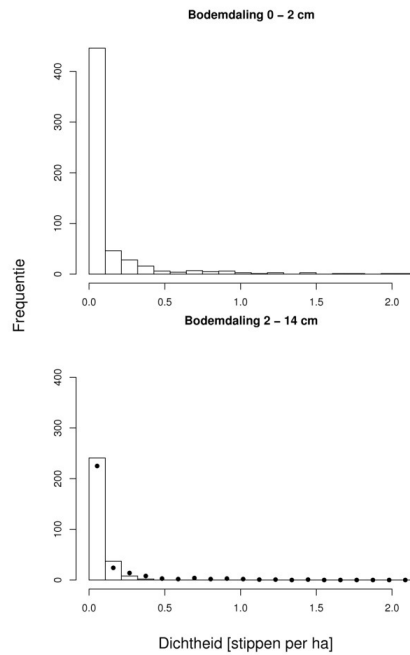


Grutto

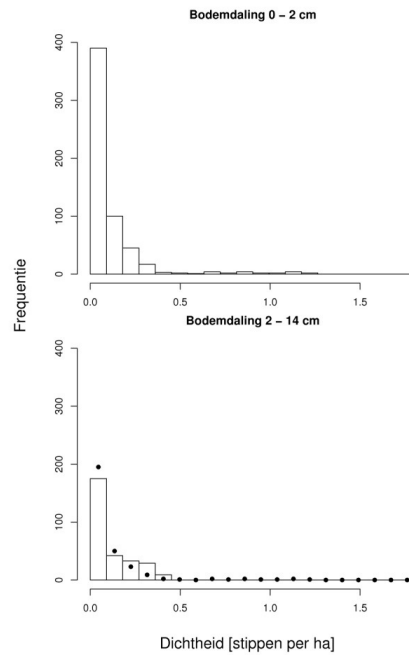


Kokmeeuw

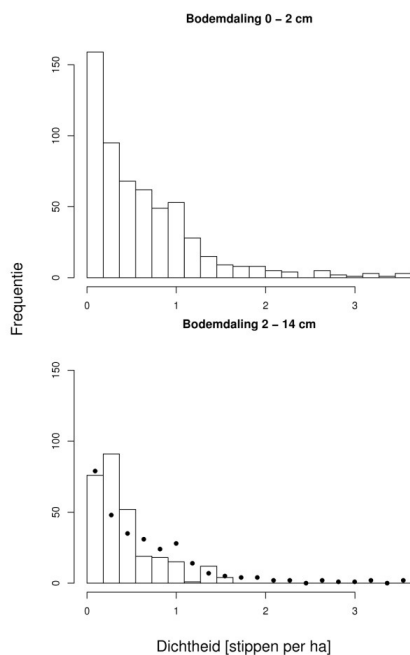
Figuur 9b. Frequentieverdeling van dichtheden van kwelderbroedvogels in 200 x 200 m kwadranten die als zonder bodemdaling (0-2 cm daling) en met bodemdaling (2-14 cm) waren geclassificeerd. De stippen in de onderste figuur geven de verwachte frequentieverdeling van territorium-dichtheden aan, gebaseerd op een willekeurige getrokken steekproef van de verdeling van de territoria bij 0-2 cm bodemdaling.



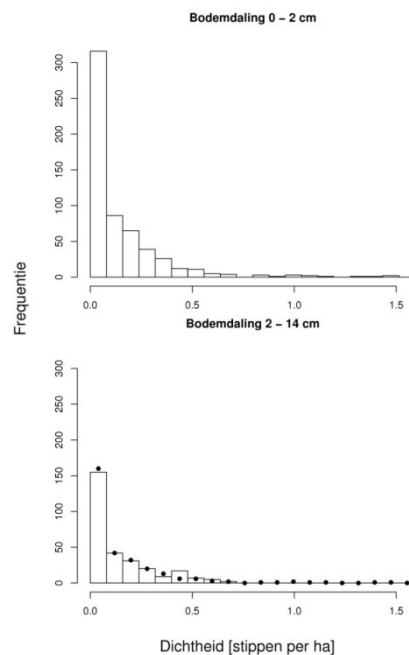
Visdief



Veldleeuwerik

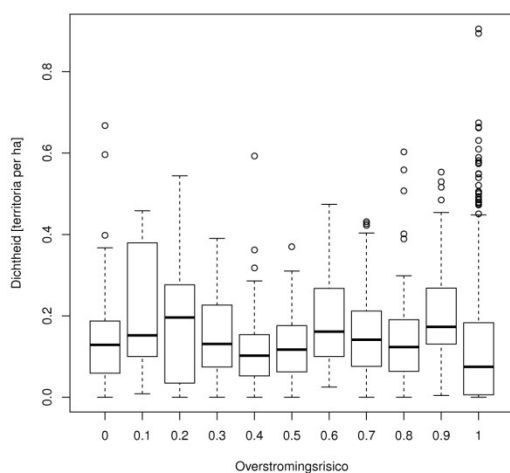


Graspieper

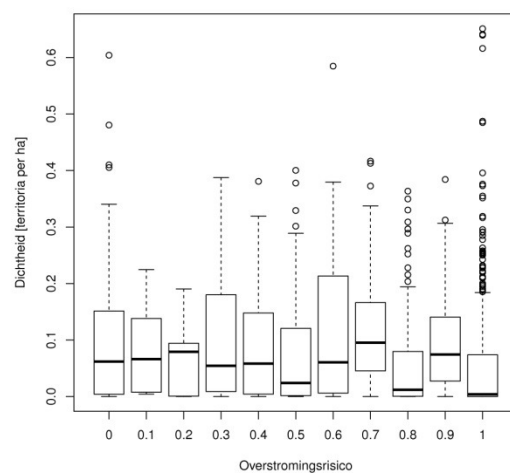


Rietgors

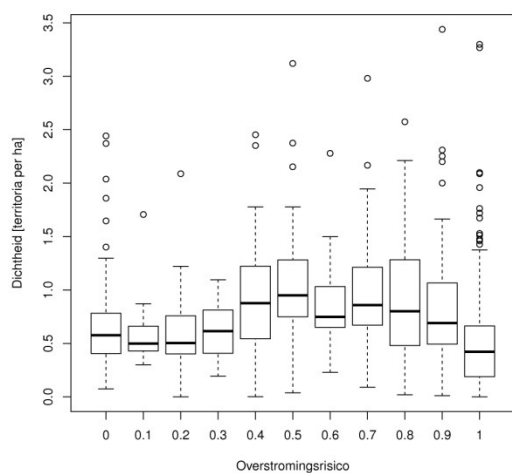
Figuur 9c. Frequentieverdeling van dichtheden van kwelderbroedvogels in 200 x 200 m kwadranten die als zonder bodemdaling (0-2 cm daling) en met bodemdaling (2-14 cm) waren geclassificeerd. De stippen in de onderste figuur geven de verwachte frequentieverdeling van territorium-dichtheden aan, gebaseerd op een willekeurige getrokken steekproef van de verdeling van de territoria bij 0-2 cm bodemdaling.



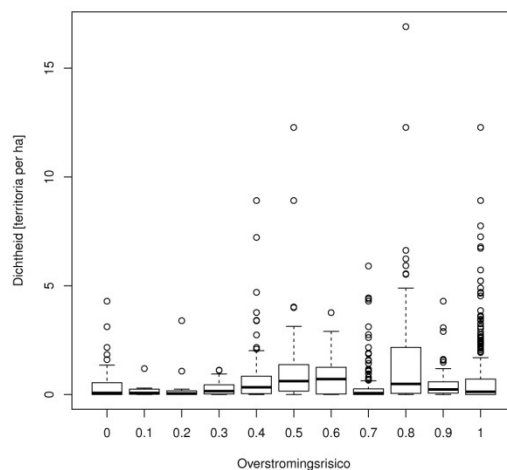
Bergeend



Wilde Eend

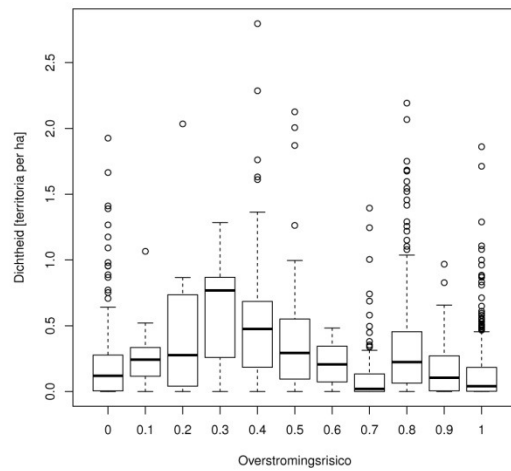


Scholekster

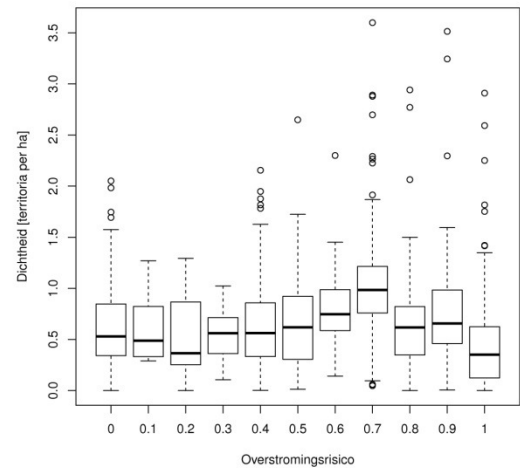


Kluut

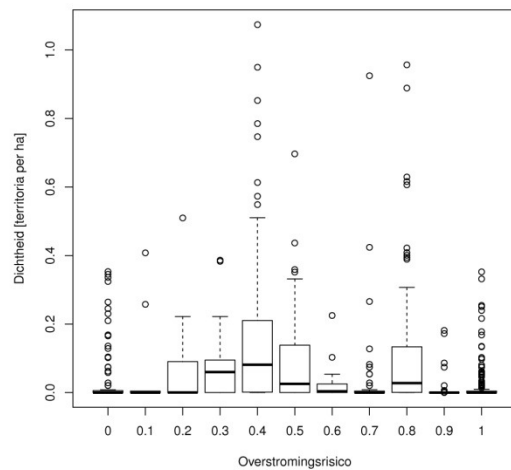
Figuur 10a. Boxplots van dichtheid kwelderbroedvogels in relatie tot overstromingsrisico. De "box" geeft de mediaan en 25-75% kwartielen, de verticale lijn de spreiding als 1,5 x de interkwartiel-afstand van de "box" en de symbolen de punten die nog buiten deze spreiding liggen (lees: de meest uitgesproken extremen). Een overstromingsrisico van 0 betekent dat gedurende een periode van 10 jaar geen enkele overstroming plaatsvond, een risico van 1 betekent gedurende de periode van 10 jaar een jaarlijkse overstroming.



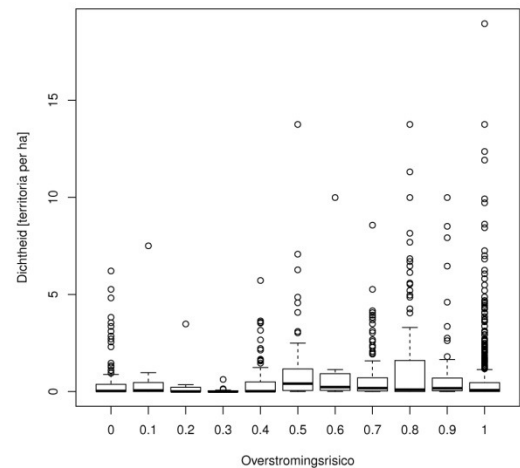
Kievit



Tureluur

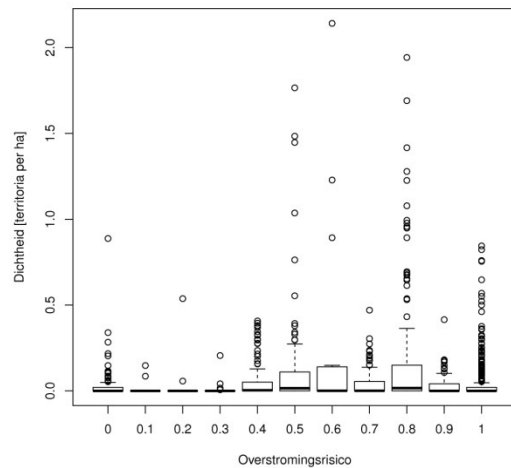


Grutto

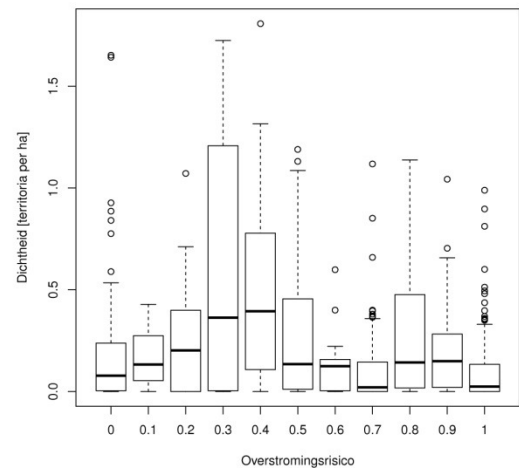


Kokmeeuw

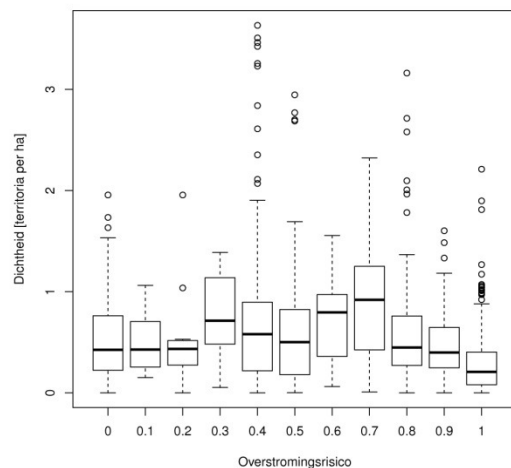
Figuur 10b. Boxplots van dichtheid kwelderbroedvogels in relatie tot overstromingsrisico. De "box" geeft de mediaan en 25-75% kwartielen, de verticale lijn de de spreiding als 1,5 x de interkwartiel-afstand van de "box" en de symbolen de punten die nog buiten deze spreiding liggen (lees: de meest uitgesproken extremen). Een overstromingsrisico van 0 betekent dat gedurende een periode van 10 jaar geen enkele overstroming plaatsvond, een risico van 1 betekent gedurende de periode van 10 jaar een jaarlijkse overstroming.



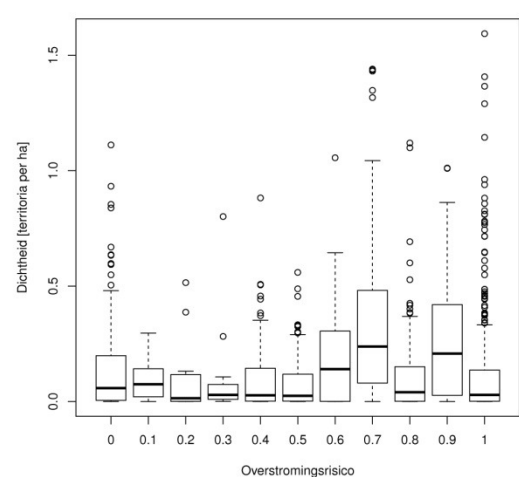
Visdief



Veldleeuwerik

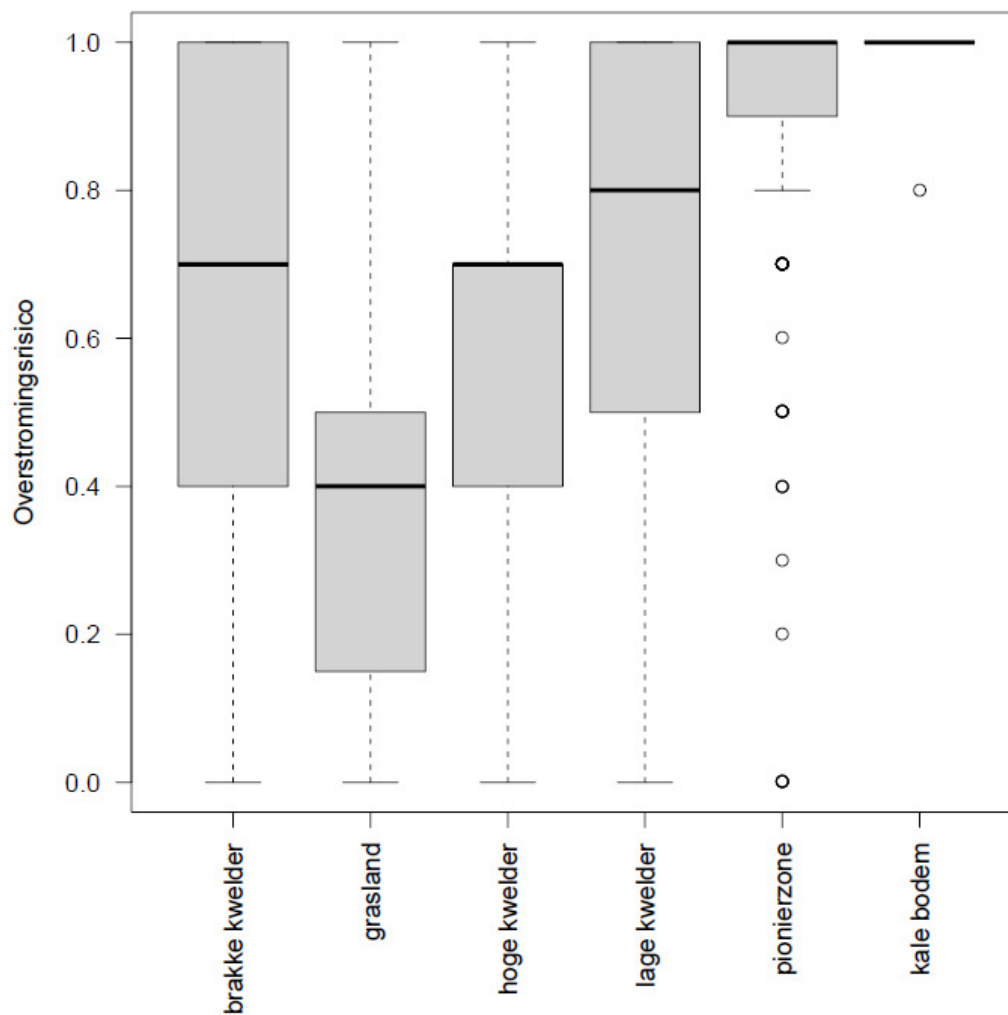


Graspieper



Rietgors

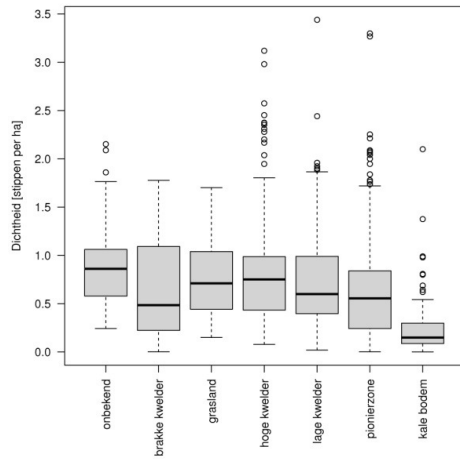
Figuur 10c. Boxplots van dichtheid kwelderbroedvogels in relatie tot overstromingsrisico. De "box" geeft de mediaan en 25-75% kwartielen, de verticale lijn de de spreiding als 1,5 x de interkwartiel-afstand van de "box" en de symbolen de punten die nog buiten deze spreiding liggen (lees: de meest uitgesproken extremen). Een overstromingsrisico van 0 betekent dat gedurende een periode van 10 jaar geen enkele overstroming plaatsvond, een risico van 1 betekent gedurende de periode van 10 jaar een jaarlijkse overstroming.



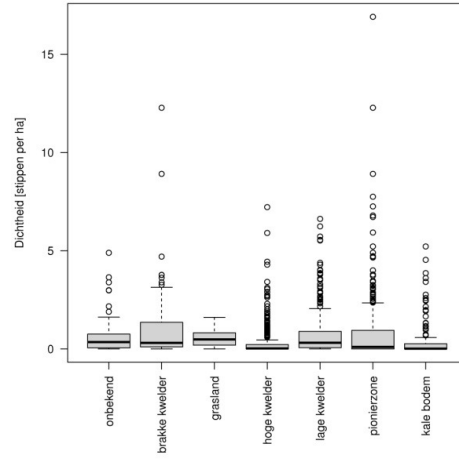
Figuur 11. Boxplot van overstromingsrisico voor elk van de zes onderscheiden vegetatietypes (zie figuur 10 voor uitleg). De lage kwelder, de pionierzone en kale bodem (wad of zand en water) tenderen naar een hoger overstromingsrisico, maar de variatie is groot. Het type brakke kwelder is voornamelijk in de Dollard te vinden.

Tabel 6. Overzicht van de dichtheidsmodellen naar modelselectie met likelihood-ratio tests. Gegeven zijn parameter-schattingen voor de numerieke onafhankelijke variabelen overstromingsrisico en toename van overstromingsrisico, voor de categorische variabele vegetatie de volgorde van de gemiddelde dichtheidswaarden.

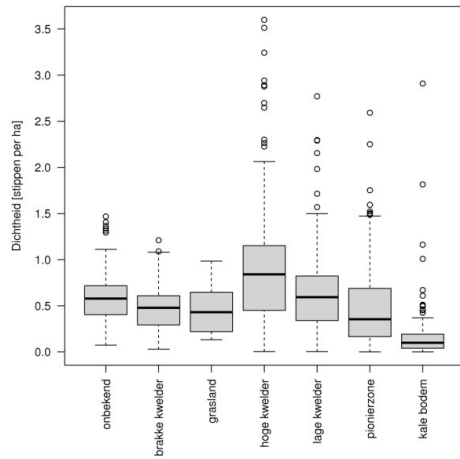
Soort	Significante variabelen	Parameter schatting	Significantie
Scholekster	risico	0,064	<0,001
	risico^2	-0,033	0,018
Bergeend	risico	0,011	0,013
Graspieper	risico	0,020	0,001
Kievit	geen	- - -	- - -
Kluut	risico^2	0,023	0,030
Kokmeeuw	vegetatie	grasland < hoge kwelder < brakke kwelder < lage kwelder < pionierzone	0,033
Rietgors	risicotoename	0,025	0,036
	risico	0,028	0,002
	risico^2	-0,022	0,005
Tureluur	risico	0,032	<0,001
Veldleeuwerik	geen	- - -	- - -
Wilde Eend	geen	- - -	- - -



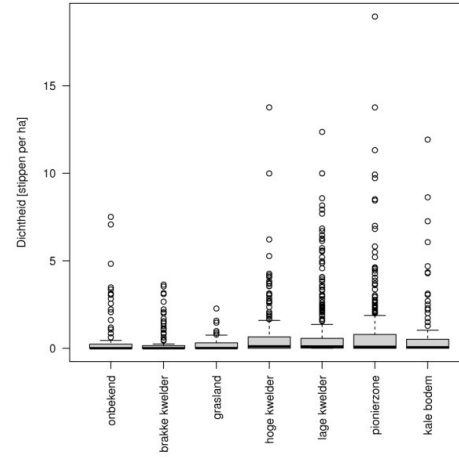
Scholekster



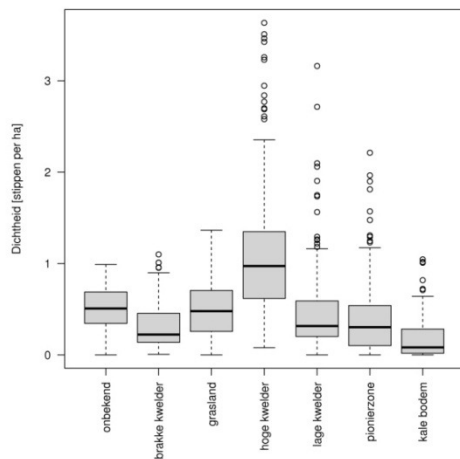
Kluut



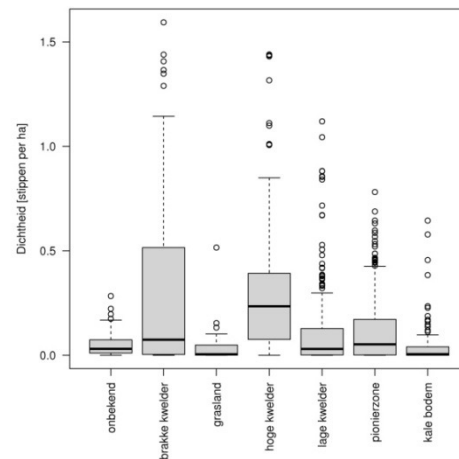
Tureluur



Kokmeeuw



Graspieper



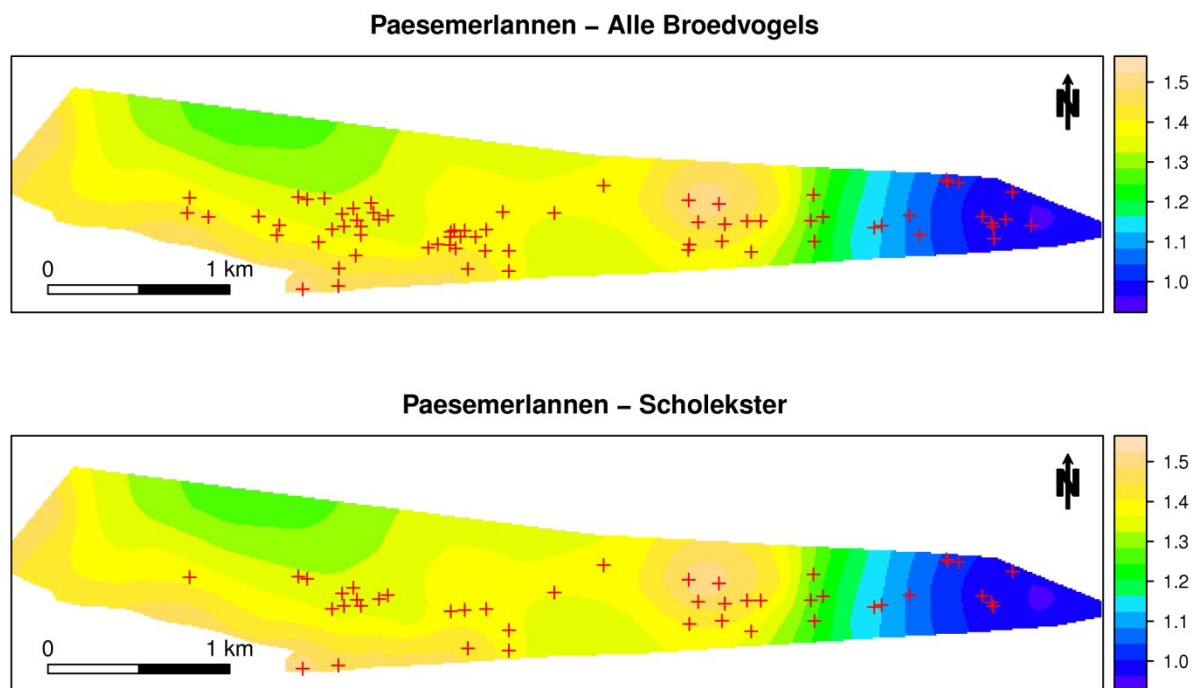
Rietgors

Figuur 12. Boxplots van dichtheden per vegetatietype voor een selectie van kwelderbroedvogels (zie figuur 10 voor uitleg).

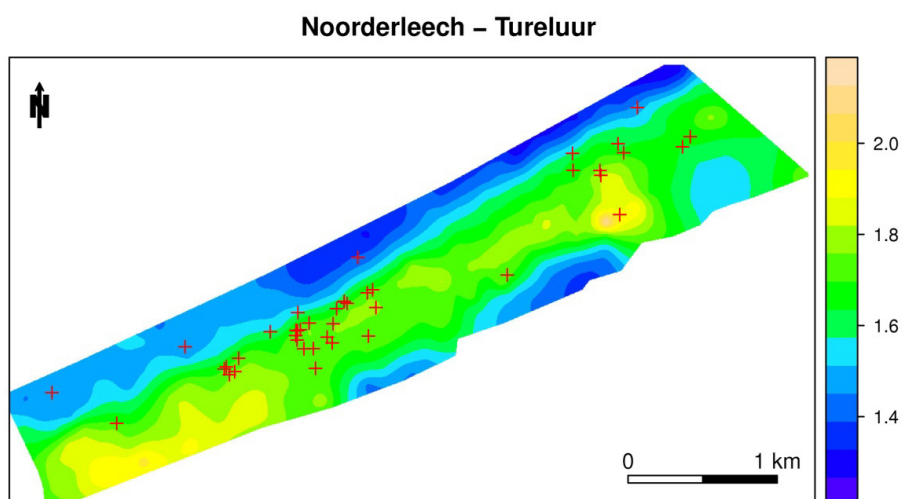
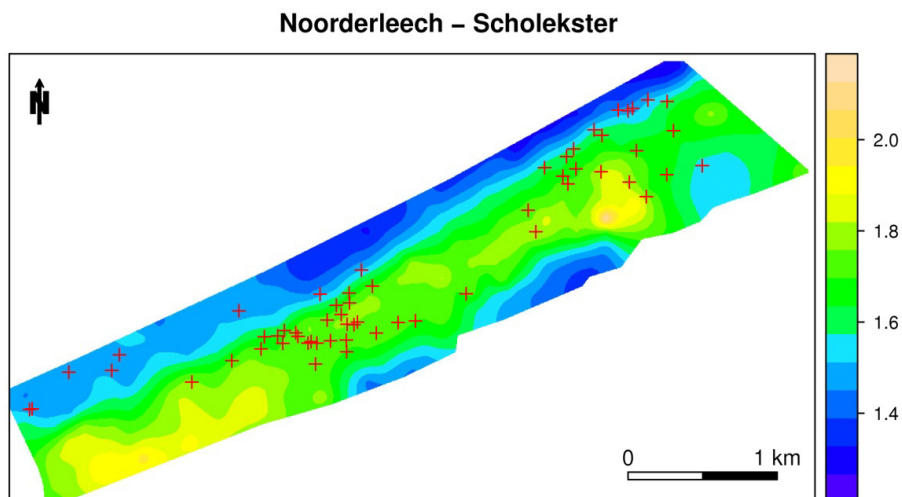
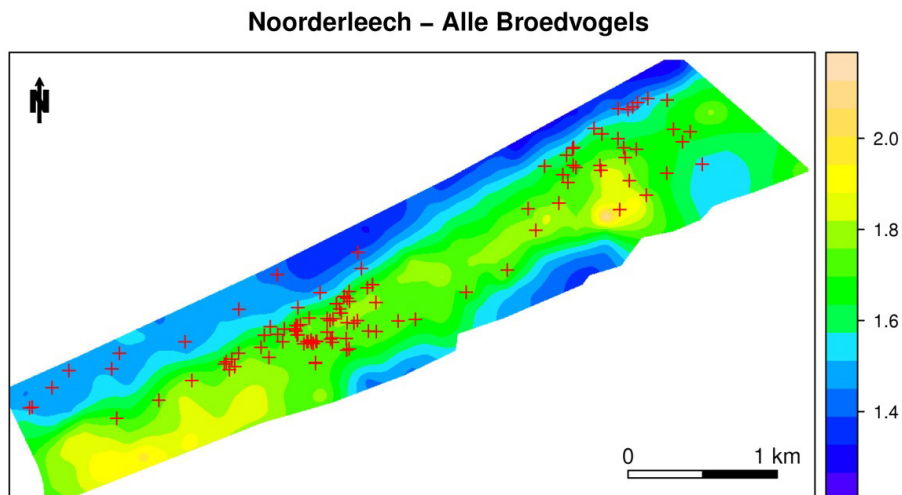
3.2. Nesthoogte's en overstromingsrisico

Eén van de tekortkomingen van de gegevens die in de voorgaande paragraaf werd gepresenteerd is dat we werken met de ligging (middelpunt) van territoria van kwelderbroedvogels. Omdat territoria van de verschillende soorten variëren in grootte en het middelpunt niet automatisch altijd een nauwkeurige indicatie is van de broedlocatie en de daar geldende omgevingsfactoren, is het werken met nesten nauwkeuriger (zie verder discussie in hoofdstuk 4).

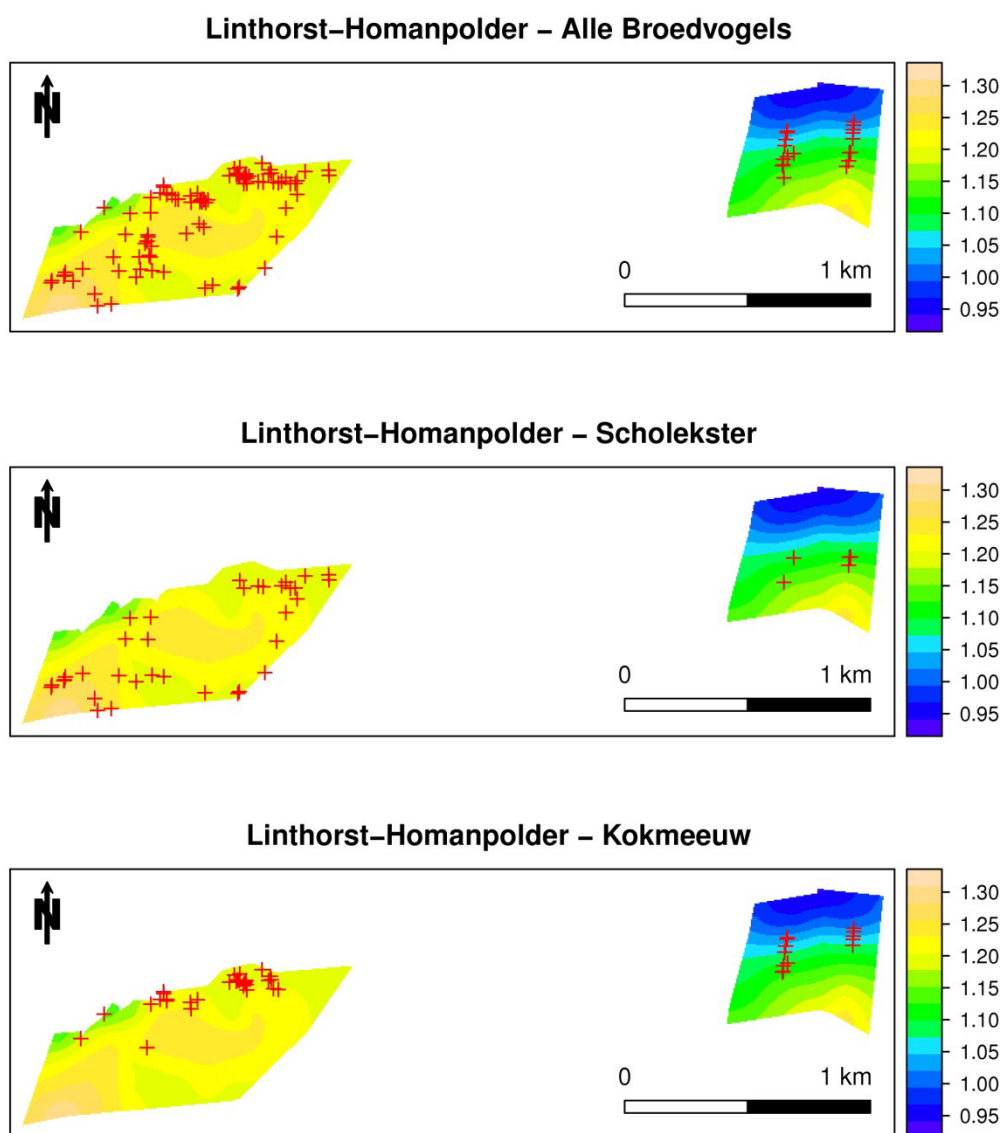
In alle drie onderzoeksgebieden werden nesten verspreid op de kwelder aangetroffen. Figuur 13 geeft de geografische ligging van nesten aan, voor alle soorten samen, en afzonderlijke soorten met een voldoende grote steekproef. Alleen in het bodemdalingsgebied op de kwelder van Paesens viel op dat veel nesten in de (voormalige) zomerpolder lagen, en amper op het "echte" kwelderdeel. Het laatste gebied is door afnemende begrazing sterk verruigd en komt amper in aanmerking als vestigingsplaats voor broedvogels die open terrein prefereren, zoals Scholeksters. Ondanks intensief zoeken werden in dit deel van het gebied dan ook geen nesten aangetroffen, al zijn er wel de nodige territoria van kwelderbroedvogels vastgesteld.



Figuur 13a. Ligging van gevonden en ingemeten nesten in het onderzoeksgebied Paesumerlannen ten opzichte van de hoogte van het maaiveld (schaal rechts in meter t.o.v. NAP). Weergegeven zijn alle gevonden nesten en nesten van soorten met voldoende grote afzonderlijke steekproef.

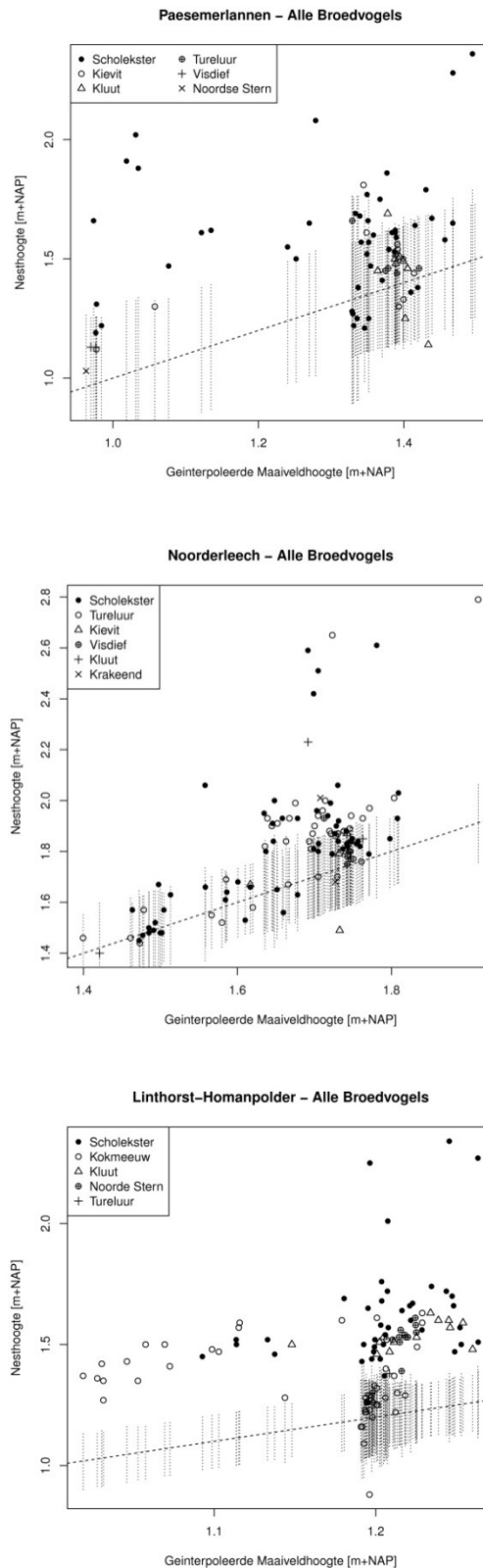


Figuur 13b. Ligging van gevonden en ingemeten nesten in het onderzoeksgebied Noorderleegh ten opzichte van de hoogte van het maaiveld (schaal rechts in meter t.o.v. NAP). Weergegeven zijn alle gevonden nesten en nesten van soorten met voldoende grote afzonderlijke steekproef.



Figuur 13c. Ligging van gevonden en ingemeten nesten in het onderzoeksgebied Linthorst-Homanpolder ten opzichte van de hoogte van het maaiveld (schaal rechts in meter t.o.v. NAP). Weergegeven zijn alle gevonden nesten en nesten van soorten met voldoende grote afzonderlijke steekproef.

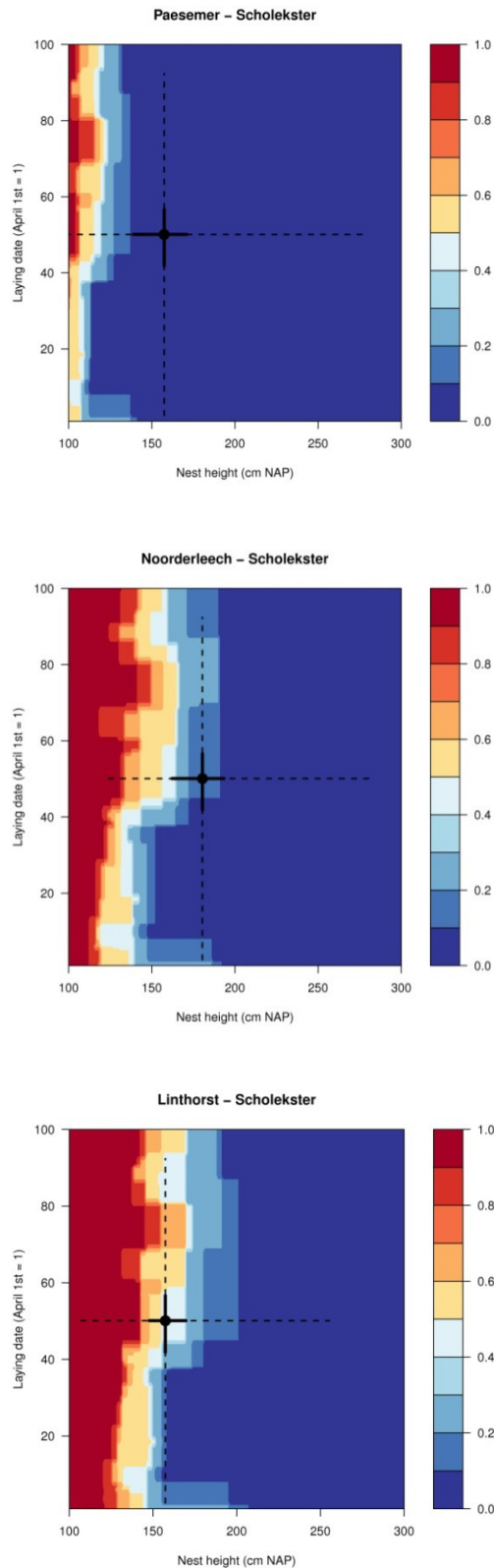
Bij het kiezen van een nestlocatie blijken kwelderbroedvogels te nestelen op plekken die hoger liggen dan het maaiveld (figuur 14). Dit patroon komt in alle drie gebieden tot uiting, en bij alle soorten. Opvallend is met name dat in de Linthorst-Homanpolder dit effect het meest uitgesproken tot uiting komt. Juist in dit onderzoeksgebied bleek ook het overstromingsrisico het grootste (vgl. figuur 15). Het is dan ook aannemelijk dat de voorkeur voor hogere nestlocaties wordt ingegeven door het risico van overstroming tijdens hoog water en de mate waarin soorten dat doen een respons is op het daadwerkelijke risico.



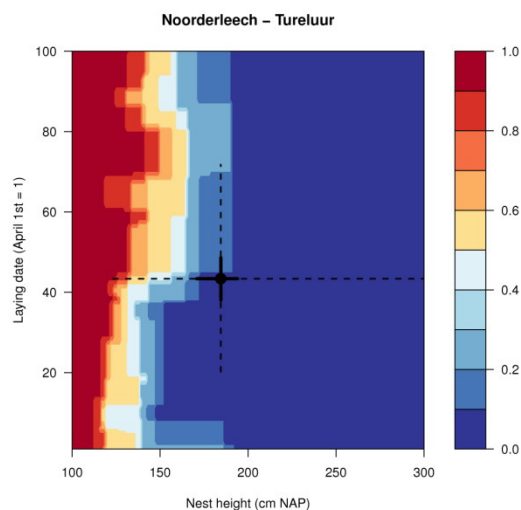
Figuur 14. Hoogte nestlocaties t.o.v. maaiveld (beide in NAP) in de drie onderzoeksgebieden Noorderleegh, Paesumerlannen en Linthorst-Homanpolder voor alle gevonden soorten. De lijn geeft de relatie $x = y$ weer, de balkjes de variantie van de schatting van de (geïnterpoleerde) hoogte van het maaiveld.

Voor het bepalen van het overstromingsrisico van de gevonden nesten beschikten we niet voor alle soorten over een voldoende grote steekproef. Bovendien waren niet van alle soorten gegevens van legsels beschikbaar om het broedseizoen in de tijd te kunnen weergeven (zie hoofdstuk 2). Hieronder worden Scholekster, Kluut en Tureluur besproken. Bij Scholekster, waarvan de meest robuuste gegevens beschikbaar waren, blijkt het overstromingsrisico binnen de bodemdalingscontouren in de Paesumerlannen minder groot te zijn dan in de referentiegebieden Noorderleegh en Linthorst-Homanpolder (figuur 15). Het verschil met Noorderleegh is klein. Opvallend aan de Linthorst-Homanpolder is het grote overstromingsrisico. De gegevens wijzen er op dat scholeksterneesten in dit gebied ongeveer eens in de twee jaar kans op een overstroming hebben. Dit verhoogde overstromingsrisico zien we ook terug in de metingen aan Kluut, die zelfs nog iets gevoeliger lijkt dan Scholekster (figuur 16). Bij Kluut is het risico van overstroming in de Paesumerlannen daarentegen laag en vergelijkbaar met Scholekster. Bij Tureluur waren alleen gegevens van Noorderleegh beschikbaar, waar het beeld vergelijkbaar was met Scholekster (figuur 17).

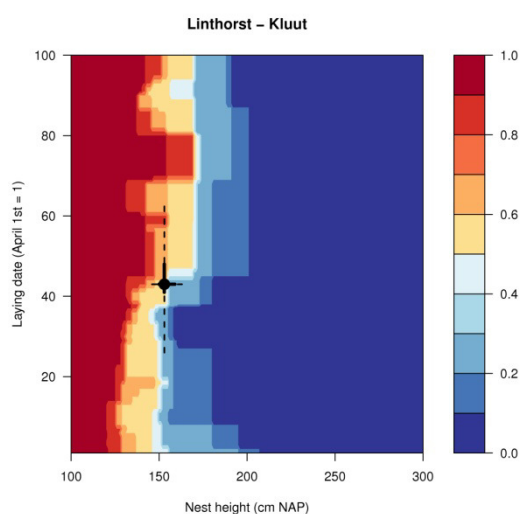
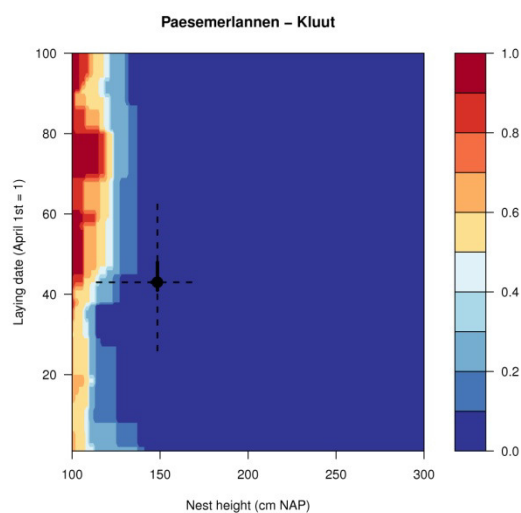
Er zijn dus geen aanwijzingen dat binnen de bodemdalingscontouren (Paesens) het overstromingsrisico groter is dan in de referentiegebieden (Noorderleegh en Linthorst-Homanpolder). Sterker, nog, het risico is het grootst in het referentiegebied Linthorst-Homanpolder, zowel bij Scholekster als Kluut. Bij deze vergelijking geldt wel de kanttekening dat alle nesten in de Paesumerlannen waren gesitueerd in de zomerpolder, die weliswaar toegankelijk is voor hoge vloten (er is gecorrigeerd voor het gebufferde effect van hoge waterstanden door middel van diepteloggers, zie hoofdstuk 2), maar geen directe expositie heeft ten opzichte van de Waddenzee.



Figuur 15. Overstromingsrisico voor nesten van Scholekster in het bodemdalingsgebied Paesumerlannen en de referentiegebieden Noorderleegh en Linthorst-Homanpolder. De kleur geeft het overstromingsrisico weer (van 0: geen enkele keer gedurende een periode van 10 jaar tot 1: jaarlijks in een periode van 10 jaar). De stip geeft de mediane nesthoogte en mediane legdatum weer, vergezeld van het kwartiel (zwarte balk). De zwarte stippellijn geeft de spreiding in legdata en hoogte weer.



Figuur 16. Overstromingsrisico voor nesten van Tureluur in het referentiegebied Noorderleegh. Zie figuur 15 voor uitleg.



Figuur 17. Overstromingsrisico voor nesten van Kluut in het bodemdalingsgebied Paesumerlannen en het referentiegebied Linthorst-Homanpolder. Zie figuur 15 voor uitleg.

4. Conclusies, discussie en aanbevelingen

4.1. Conclusies en discussie

Uit de analyses die in dit rapport worden gepresenteerd blijkt dat bodemdaling als gevolg van gaswinning op de vastelandskwelders van Friesland en Groningen tot dusverre geen grote effecten lijken te hebben op de dichtheden van kwelderbroedvogels. Er werden geen verschillen gevonden tussen gebieden met bodemdaling (vooral veroorzaakt door de winning uit het veld bij Slochteren) en gebieden zonder bodemdaling. Ook een modelmatige benadering waarin de verschillende omgevingsvariabelen (overstromingsrisico, vegetatie, toename overstromingsrisico) en hun interacties werden meegewogen laten geen eenduidige effecten zien op de dichtheid. De Rietgors is de enige soort waar deze (berekende) toename van het overstromingsrisico in de modellen een significante bijdrage levert, en opvallend genoeg is het effect positief. Het is niet duidelijk of het hier om een toevalligheid gaat of dat deze soort juist voorkomt in dat deel van de kwelder dat onder invloed van toenemende overstromingen staat.

De statistische berekeningen zijn niet zonder problemen. Steeds is de variatie erg hoog en veel omgevingsfactoren worden sterk door optredende autocorrelatie beïnvloed. Ook lijkt er maar een beperkt aantal gebieden te zijn waar door bodemdaling het risico van overstromingen daadwerkelijk toeneemt: in 10% van de onderzochte 200 x 200 m kwadranten is dit het geval (1-2 keer extra overstroming over een periode van 10 jaar; zie tabel 5).

In deze berekening van de toename in overstromingsrisico door bodemdaling is geen rekening gehouden met opslibbing. Deze bedroeg 4 mm/j op de kwelder in het kwelderreferentiegebied in West-Groningen, waar tot heden de meeste bodemdaling is opgetreden als gevolg van het Slochteren-veld (van Duin *et al.* 2013). Dit is minder dan de stijging van 8,3 mm per jaar in de maximale hoogwaterstand tijdens het broedseizoen, gemeten over de periode 1971-2008 (van de Pol *et al.* 2010). De kans op overstroming tijdens het broedseizoen wordt bepaald door deze extreme hoogwaterstanden en de frequentie waarmee ze voorkomen. Ondanks de opslibbing is het overstromingsrisico van het referentiegebied dus waarschijnlijk toegenomen, onafhankelijk van de al of niet opgetreden bodemdaling. Onze schatting gaat namelijk niet zozeer uit van een totale toename in overstromingsrisico, maar de toename in overstromingsrisico als gevolg van bodemdaling. De berekening van die toename door bodemdaling veronderstelt impliciet dat de opslibbing tussen kwelders met en zonder bodemdaling niet verschilt. Dit is een conservatieve aanname, maar wij kennen geen gegevens die aantonen dat de opslibbing toeneemt als gevolg van bodemdaling in vergelijking met een volkomen vergelijkbaar gebied zonder bodemdaling. Er is veel bekend over variatie in opslibbing afhankelijk van de hoogte van de kwelder en de afstand tot het wad en dergelijke (Esselink *et al.* 1998, Dijkema *et al.* 2011), maar voor zover ons bekend zijn er geen schattingen van een eventuele toename in opslibbing als gevolg van bodemdaling. Het niet meenemen van opslibbing leidt tot een fout in de schatting van het overstromingsrisico, maar die fout betreft zowel gebieden met als zonder bodemdaling. Die fouten vallen tegen elkaar weg als we het verschil in overstromingsrisico berekenen tussen gebieden met en zonder bodemdaling. Als bodemdaling niet, of slechts zeer beperkt tot een toename in opslibbing leidt, dan zal onze schatting van de toename van het risico er niet ver naast zitten.

We hebben er bewust voor gekozen geen gebruik te maken van een opslibbingsmodel om tot een schatting van de toename in overstromingsrisico te komen. Eerder is dit wel gebeurd. Het opslibbingsmodel van Van Wijnen & Bakker (2001) ligt ten grondslag aan de toekomstvoorspellingen over overstromingsrisico (van de Pol *et al.* 2010) en eerdere analyses van de effecten van de huidige en toekomstige bodemdaling op Ameland (Hallmann & Ens 2011, Krol & Hallman 2011). Het model voorspelt verrassend goed de op Ameland gemeten opslibbing, maar houdt geen rekening met verschillen in opslibbing als gevolg van de afstand tot de wadrand en slenken en kreken (Esselink *et al.* 1998). Ook is het maar de vraag of het model kan verklaren waarom de opslibbing langs de Groninger kust veel lager is dan de opslibbing langs de Friese kust (van Duin *et al.* 2013). Gezien deze locatie-specifieke opslibbings aspecten en het feit dat er geen algemeen aanvaard opslibbingsmodel voor de hele Waddenzee beschikbaar was, is er van afgezien dit nu in de analyse mee te nemen.

Wat bovendien meespeelt in de statistische analyse zijn onnauwkeurigheden in de metingen, waardoor de analyses een aantal onzuiverheden bevatten. Zo is er gerekend met dichtheden (via *kernel density* berekeningen 'uitgesmeerde' territoriumstippen), wat neerkomt op de aanname dat de kans dat het nest op een bepaalde plek in het territorium ligt overal even groot is. Uit deze en eerdere studies (Hallmann & Ens 2011, Krol & Hallmann 2011, vgl. figuur 14) blijkt echter dat er een duidelijke selectie is van de hogere locaties binnen het broedterritorium. Dit leidt dus tot een overschatting van het overstromingsrisico voor de territoria. Verder is gewerkt met de aanname dat nesten verloren gaan bij een waterstand van 15 cm of meer boven het maaiveld (van de Pol *et al.* 2010). Naast onzekerheid in deze aanname zijn ook nog de eerder beschreven onnauwkeurigheden in LIDAR-metingen (figuur 18), die in veel gevallen zullen leiden tot een onderschatting van het overstromingsrisico omdat maaiveldhoogte wordt overschat, als het feit dat een hoge waterstand soms gepaard gaat met een spiegelgladde zee, maar vaker juist met golfwerking (en dus groter risico van overspoeling), wat ook zal leiden tot een onderschatting van het overstromingsrisico. Ook de aanname dat risico van overstromingen wordt beschouwd voor de periode 1 april - 20 augustus, zonder rekening te houden met soort-specifieke verschillen tussen vroege en late broeders (alleen bij de vergelijking tussen Paesumerlannen en de twee referentiegebieden zijn soort-specifieke gegevens omtrent legdatum gebruikt) is een mogelijke bron van onnauwkeurigheid die in de resultaten doorwerkt. Verder is de vraag of een periode van 10 jaar niet wat kort is om het overstromingsrisico te berekenen, mede in het licht van de saros cyclus die het getij beïnvloedt en een periode van 18,6 jaar heeft.

Er zijn dus een aantal onnauwkeurigheden die leiden tot een onderschatting van het overstromingsrisico (zoals het geval bij het gebruik van de LIDAR-metingen), onnauwkeurigheden die leiden tot een overschatting van het overstromingsrisico (zoals het geval bij het negeren van de nestplaatskeuze) en onnauwkeurigheden waarbij we dat niet weten (zoals het geval bij het negeren van de verschillen in legdatum tussen soorten).

Overigens is het heel goed mogelijk dat broedvogels niet of zeer vertraagd reageren op het toegenomen overstromingsrisico door bodemdaling. Het blijkt namelijk dat ook de kweldervegetatie niet of nauwelijks reageert op bodemaling: op Ameland is na 23 jaar gaswinning ondanks een negatieve opslibbingsbalans op de midden en hoge kwelder niet of nauwelijks sprake van grootschalige regressie/verjonging van de vegetatie (Dijkema *et al.* 2011). Als vogels dus vooral op basis van de vegetatie hun territorium en nest kiezen, dan

is er mogelijk sprake van een ecologische val: het overstromingsrisico kan door bodemdaling verhoogd worden, zonder dat dit aan de vegetatie is af te lezen.

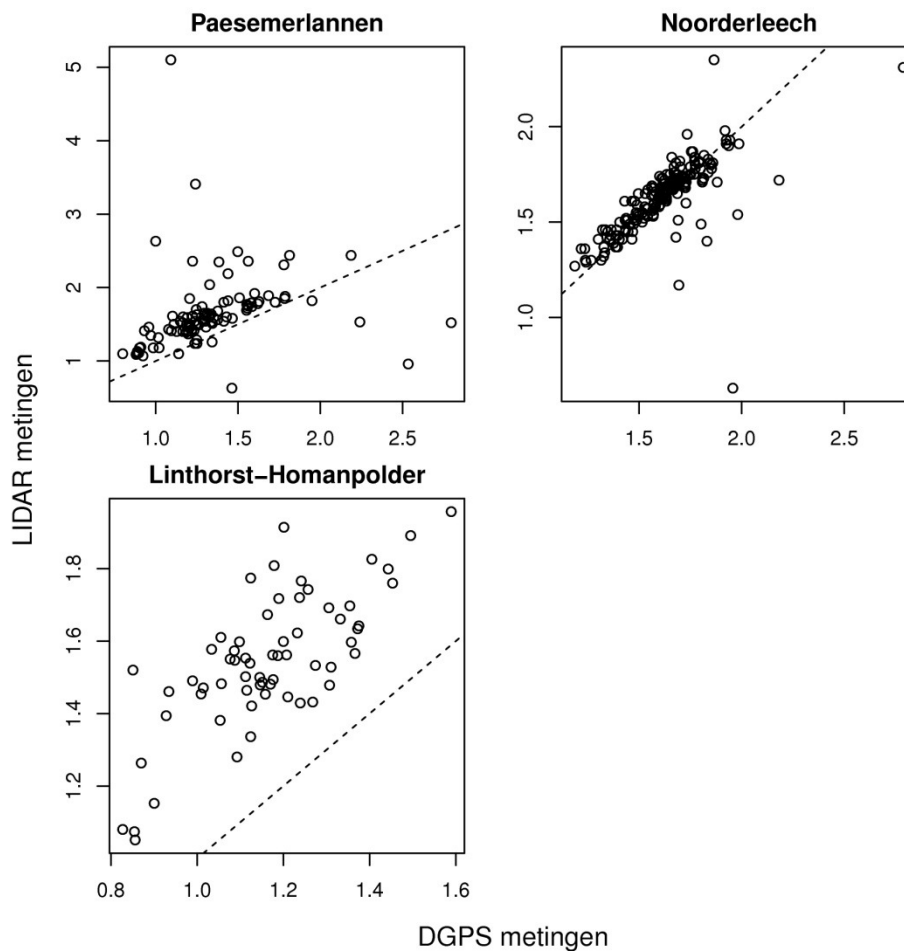
Ook al is de toename van het risico van overstroming door bodemdaling misschien klein en moeilijk meetbaar, het is wel een verhoging van een toch al hoog risico. Nu al is op veel locaties op de kwelders van de Waddenzee overstroming de belangrijkste oorzaak van mislukken van nesten of een laag broedsucces (lees: jongen die verdrinken bij hoge waterstanden)(van Kleunen *et al.* 2012). Van de Pol *et al.* (2010) hebben reeds laten zien dat potentieel herstel van de populatie Scholeksters op de kwelder van Schiermonnikoog negatief wordt beïnvloed door optreden van stormvloed in het broedseizoen. Aangezien naar verwachting ook in de toekomst hoge waterstanden in het broedseizoen in toenemende mate zullen optreden (van de Pol *et al.* 2010), is overstromingsrisico een belangrijke omgevingsvariable die het broedsucces, en daarmee het populatieverloop van kwelderbroedvogels, zal bepalen.

Uit onze analyses komt ook duidelijk naar voren dat de dichtheden van veel soorten positief met overstromingsrisico samenhangen: veel soorten broeden daar waar ook het risico het grootst is. Dit interpreteren we bij een aantal soorten (met name steltlopers) als een effect van voedselbeschikbaarheid (zoals aangetoond bij Scholeksters, Ens *et al.* 1992): de meest succesvolle broedvogels broeden het dichtst bij de rand van de kwelder en wad, en mogelijk ook als anti-predatiegedrag. Eerder onderzoek op Duitse kwelder liet zien dat het predatierisico op vastelandskwelders een gradiënt kent van afnemend risico vanaf de zeedijk naar de rand van de kwelder (Maier *et al.* 2012). Tureluurs die op vastelandskwelders dicht bij de dijk broeden verlaten 's nachts het nest om niet zelf gepredeerd te worden (Cervencl *et al.* 2011). Het gaat in dit geval dan om (nachtelijke) predatie van zoogdieren als Vos en marterachtigen, die 's nachts vanuit het achterland de kwelder afstruinen. Gezien het hoge predatierisico waaraan broedvogels op de Fries-Groningse kwelders zijn blootgesteld (van Kleunen *et al.* 2012) betekent dat, dat broedvogels in feite tussen "twee kwaden" moeten kiezen: dichtbij de dijk broeden en minder kans hebben op overstromingen maar een hoger predatierisico, of verder naar de kwelderrand, met hoger overstromingsrisico (en voor sommige soorten dichter bij het voedsel), maar minder kans op predatie. Bij de huidige beperkte bodemdaling van maximaal 14 cm (tot en met 2012) zijn effecten van bodemdaling op overstromingsrisico nog niet goed te kwantificeren, maar indien de bodemdaling doorzet zal het beeld er op termijn mogelijk anders uitzien.

Deze conclusies gelden voor de effecten van bodemdaling door gaswinning op kwelderbroedvogels in het algemeen. Vanuit de optiek van vergunningverlening en gaswinning "met de hand aan de kraan" is alleen de winning uit de velden bij Moddergat, Lauwersoog en Vierhuizen van belang. Deze zogenaamde nieuwe gaswinning zorgt alleen voor bodemdaling onder de Paezemerlannen (en het kleine kweldertje bij Wierum waar wij geen onderzoek hebben verricht aan nesthoogtes). Wij hebben geen nesten gevonden in de noordelijke sterk vervuilde zomerpolder, maar de opslibbing is daar zeer hoog en varieerde tussen 9 en 15 mm per jaar in de periode 2007-2012 (van Duin *et al.* 2013). Dit is hoger dan de toename van 8,3 mm per jaar in de maximale hoogwaterstand tijdens het broedseizoen (van de Pol *et al.* 2010). Zelfs met bodemdaling is er in de toekomst waarschijnlijk sprake van een afnemend overstromingsrisico. Dit in tegenstelling tot het kwelderreferentiegebied, waar de opslibbing met 4 mm per jaar duidelijk lager is dan de toename in maximale hoogwaterstand (van Duin *et al.* 2013). In dit

kwelderreferentiegebied aan de Groningse kust (van Duin *et al.* 2013), dat helaas niet overeenkomt met het referentiegebied voor het vogelonderzoek, zal het overstromingsrisico de komende jaren waarschijnlijk verder toenemen.

In de zuidelijke zomerpolder is de opslibbing veel lager en daar zou bodemdaling misschien voor problemen kunnen zorgen m.b.t. overstrooming van nesten tijdens de broedtijd. Onze metingen maken aannemelijk dat daar op dit moment nog geen sprake van is. Het overstromingsrisico is zo goed als nul en duidelijk lager dan in de referentiegebieden.



Figuur 18. Vergelijking van LIDAR hoogtemetingen (Rijkswaterstaat) en eigen DGPS metingen van maaiveldhoogte (in meter t.o.v. NAP) in hetzelfde areaal in de drie onderzoeksgebieden Noorderleegh, Paesumerlannen en Linthorst-Homanpolder. De metingen zijn dus 1:1 vergelijkbaar. In de Paesumerlannen en op de kwelder van de Linthorst-Homanpolder liggen de LIDAR-metingen systematisch boven de lijn $x = y$, wat er op wijst dat ze de hoogte van het maaiveld in deze gebieden overschatten. Op Noorderleegh is de overeenkomst tussen beide metingen beter. Verdere analyse zou moeten uitwijzen in hoeverre de onnauwkeurigheid van de LIDAR-metingen samenhangt met de vegetatie.

4.2. Aanbevelingen

De bodemdaling door gaswinning die tot dusverre heeft plaatsgevonden onder de vastelandskwelders in de periode waarover hier wordt gerapporteerd is vermoedelijk nog te beperkt (het gaat om maximaal 14 cm) om goede inschattingen te kunnen maken van effecten van bodemdaling op de dichtheid broedvogels en de samenhang met overstromingsrisico. Het verdient dan ook aanbeveling vervolg-analyses uit te breiden met eiland-kwelders, met name die op Ameland, waar de mate van bodemdaling veel sterker is dan bij de winningen op het vasteland. Een belangrijk probleem bij de statistische analyse van effect van bodemdaling op broedvogeldichtheden wordt gevormd door de ruimtelijke autocorrelatie in de broedvogeldichtheden, waardoor na correctie het onderscheidend vermogen in de statistische analyses sterk wordt beperkt. Dit is niet zozeer een probleem van de statistische analyse, alswel van de data. Het onderzoeksgebied kan wel opgedeeld worden in een groot aantal relatief kleine kwadranten, maar die kwadranten zijn niet onafhankelijk van elkaar en mogen dus in de statistische analyse ook niet als onafhankelijk behandeld worden. Er moet rekening dus gehouden worden met de ruimtelijke autocorrelatie. Uitbreiding van de analyse met eilandkwelders, zowel van kwelders met bodemdaling (Ameland) als kwelders zonder bodemdaling (bijv. Schiermonnikoog) betekent daarom een belangrijke vergroting van de steekproef. Om de analyse te verfijnen is het verder wenselijk opslibbingsmodellen te gebruiken ter correctie van de opgetreden bodemdaling (voor zover beschikbaar), alsmede betere hoogtegegevens (door middel van DGPS) om problemen met de onnauwkeurigheden in LIDAR-metingen te kunnen omzeilen (vgl. figuur 18). Ook verdient het aanbeveling om rekening te houden met de legdatum en nestplaatskeuze en het overstromingsrisico over een groter aantal jaren te schatten.

Wanneer wij ons beperken tot de effecten van de nieuwe gaswinning, die vooral zullen doorwerken op Paesumerlannen, dan dringt de vraag zich op of het ook maar enigszins aannemelijk is dat bodemdaling tot een verhoogd overstromingsrisico zal leiden. Voor de noordelijke zomerpolder kunnen wij dat nog niet goed zeggen, omdat er geen nesten gevonden werden. Het vinden van nesten daar zal alleen lukken bij een verhoging van de zoekinspanning. In de zuidelijke zomerpolder is het vastgestelde overstromingsrisico zo goed als nul. Het ligt voor de hand om uit te rekenen wat de verwachtingen over dat overstromingsrisico zijn bij extreem pessimistische scenario's over bodemdaling (dat wil zeggen sterkere bodemdaling dan nu verwacht). Daarvoor is dan ook een model nodig over de opslibbing en inklinking, dat gecalibreerd wordt met de beschikbare gegevens over de Paesumerlannen (van Duin *et al.* 2013). Een moeilijkheid om hetzelfde te doen voor de referentiegebieden Noorderleegh en Linthorst-Homanpolder is dat het referentiegebied voor de opslibbingsmetingen niet samenvalt met de referentiegebieden voor de metingen aan nesthoogte. Eventueel zal er dus een afstemming van onderzoeksgebieden moeten plaatsvinden, om meerdere gegevensreeksen beter aan elkaar te kunnen koppelen.

5. Literatuur

- BOELE A., VAN BRUGGEN J., VAN DIJK A.J., HUSTINGS F., VERGEER J.W. & PLATE C.L. 2013. Broedvogels in Nederland in 2011. SOVON-rapport 2013/01. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.
- CERVENCL A., ESSER W., MAIER M., OBERDIEK N., THYEN S., WELLBROCK A. & EXO K-M. 2011. Can differences in incubation patterns of Common Redshanks *Tringa totanus* be explained by variations in predation risk? *Journal of Ornithology* 152: 1033-1043.
- VAN DIJK A.J., NOBACK M., SIERDSEMA H., TROOST G. & VERGEER J-W. 2012. Handleiding autoclustering in BMP (versie 1.08 juli 2012). Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen. <http://www.sovon.nl/nl/content/broedvogelmonitoring-bmp>
- DIJKEMA K.S., VAN DUIN W.E., NICOLAI A., FRANKES J., JONGERIUS H., KEEGSTRA H. & SWIERSTRA J. 2009. Monitoring en beheer van de kwelderwerken in Friesland en Groningen 1960-2007. Alterra-rapport 1857, Alterra, Wageningen.
- DIJKEMA K.S., VAN DOLAH R.F., KOPPENAAAL E.C., DIJKMAN E.M. & VAN DUIN W.E. 2011. Kweldervegetatie Ameland 1986-2010: effecten van bodemdaling en opslibbing op Neerlands Reid en De Hon. Rapport Wageningen-IMARES in het kader van de Monitoring effecten van bodemdaling op Ameland-Oost. NAM, Assen.
- VAN DUIN W.E., DIJKEMA K.S., VAN LEEUWEN P-W. & SONNEVELD C. 2013. Vegetatie en opslibbing in de Peazemerlannen en het referentiegebied west- Groningen. IMARES Rapport C082/13. IMARES, Texel.
- ELIAS E., WANG Z.B., & CRONIN K. 2013. Analyse Lidar data voor het Friesche Zeegat (2010 - 2012). Monitoring effecten bodemdaling door gaswinning. Rapport 1206958-000-ZKS-0004. Deltares, Delft.
- ENS B.J., KERSTEN M., BRENNINKMEIJER A. & HULSCHER J.B. 1992. Territory quality, parental effort and reproductive success of Oystercatcher (*Haematopus ostralegus*). *J Anim Ecol.* 61:703-715.
- ESSELINK P., DIJKEMA K.S., REENTS S. & HAGEMANS G. 1998. Vertical Accretion and Profile Changes in Abandoned Man-Made Tidal Marshes in the Dollard Estuary, the Netherlands. *Journal of Coastal Research* 14: 570-582.
- ESSELINK P., PETERSEN J., ARENS S., BAKKER J.P., BUNJE J., DIJKEMA K.S., HECKER N., HELLWIG U., JENSEN A.V., KERS A.S., KÖRBER P., LAMMERTS E.J., STOCK M., VEENEKLAAS R.M., VREEKEN M. & WOLTERS M. 2009. Salt Marshes. Thematic Report No. 8. In: Marencic H. & de Vlas J. (eds), 2009. Quality Status Report 2009. Wadden Sea Ecosystem No. 25. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Wilhelmshaven, Germany.
- ESSINK K., DETTMANN C., FARKE H., LAURSEN K., LÜERBEN G., MARENCIC H. & WIERSINGA W. (eds). Wadden Sea Quality Status Report 2004, Wadden Sea Ecosystem No. 19, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Common Wadden Sea Secretariat. Wilhelmshaven
- HALLMANN C. & ENS B.J. 2011. Overstromingsrisico en broedsucces van Scholeksters op de kwelder van Ameland en Schiermonnikoog. Monitoring effecten van bodemdaling op

Ameland-Oost 2005-2010. Sovon-onderzoeksrapport 2011-05. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.

KROL J. & HALLMANN C. 2011. Effect van bodemdaling op situering, hoogteligging en overstromingsrisico van broedkolonies op De Hon. Monitoring effecten van bodemdaling op Ameland-Oost 2005 - 2010. NAM, Assen.

JOINT MONITORING GROUP OF BREEDING BIRDS IN THE WADDEN SEA (JMBB) 2013. Trends of Breeding Birds in the Wadden Sea 1991-2009. Report Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven. In druk.

KOFFIJBERG K., DIJKSEN L., HÄLTERLEIN B., LAURSEN K., POTEL P. & SÜDBECK P. 2006. Breeding Birds in the Wadden Sea in 2001 Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Joint Monitoring Group of Breeding Birds in the Wadden Sea, Wilhelmshaven.

VAN KLEUNEN A., DE BOER P., KOFFIJBERG K., OOSTERBEEK K., NIENHUIS J., DE JONG M., SMIT C.J., OOSTERBEEK & VAN ROOMEN M. 2012. Broedsucces van kustbroedvogels in de Waddenzee in 2009 en 2010. Sovon-rapport 2012/49, IMARES-rapport C042/12. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen, IMARES, Texel & WOT/Alterra, Wageningen.

MAIER M., EXO K-M., SCHLAICH A. & STAHL J. 2012. Welche Faktoren beeinflussen das Prädationsrisiko? Kunstnestexperimente auf Salzwiesen. Ornithol. Rundbr. Mecklenbg.-Vorpomm. Bd. 47, Sonderheft 1, 66-67.

MINISTERIE VAN LNV 2006. Natura 2000 doelendocument. Ministerie van LNV, Den Haag.

PEBESMA E.J. 2004. Multivariable geostatistics in S: the gstat package. Computers & Geosciences 30: 683-691.

VAN DE POL M., ENS B.J., HEG D., BROUWER L., KROL J., MAIER M., EXO K-M., OOSTERBEEK K., LOK T., EISING C.M. & KOFFIJBERG K. 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., ENS B.J., BAKKER J.P. & ESSELINK P. 2012. Klimaatverandering, verhoogde overstromingsrisico's en kwelderbroedvogels. De Levende Natuur. 113:123-128.

R DEVELOPMENT CORE TEAM 2011. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.

RAPPOLDT C. & ENS B.J. 2013. Het effect van bodemdaling op overwinterende scholeksters in de Waddenzee: een modelstudie met WEBTICS. EcoCurves rapport 17. EcoCurves, Haren/ Sovon-rapport 2013/19. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.

ROODBERGEN M., KLEEFSTRA R. & VAN WINDEN E 2013a. Trendanalyses van vogels in de Waddenzee in het kader van de nieuwe gaswinningen over de periode 1990-2011. Sovon-rapport 2013/21. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.

ROODBERGEN M., KLEEFSTRA R., DE BOER P., MARX L. & VAN WINDEN E. 2013b. Effecten van de gaswinning bij Moddergat, Lauwersoog en Vierhuizen op de broed- en watervogels in het Lauwersmeer. Sovon-rapport 2013/20. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.

SILVERMAN B.W. 1986. Density Estimation. London, Chapman and Hall.

VAN WIJNEN H.J. & BAKKER J.P. 2001. Long-term surface elevation change in salt marshes: a prediction of marsh response to future sea-level rise. *Estuar Coast Shelf Sci.* 52:381-390.