

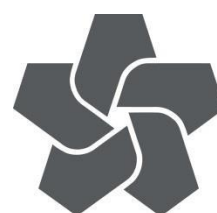
## Bodemdaling in het Lauwersmeer

Monitoring effecten van aardgaswinning op hydrologie, vegetatie, muizen en vogels in het Lauwersmeer in 2023

A&W-rapport 23-178  
Sovon rapport 2024/26



in opdracht van



NAM



# **Bodemdaling in het Lauwersmeer**

## Monitoring effecten van aardgaswinning op hydrologie, vegetatie, muizen en vogels in het Lauwersmeer in 2023

A&W-rapport 23-178

---

N. Beemster  
R. Kleefstra  
W. Bijkerk  
M. Bekkema  
W. Bil  
P. de Boer  
R. Buijs  
W. van Manen  
J. Stahl  
R. Venderbos

#### Foto Voorplaat

Waarnemers meten de vegetatiestructuur in een muizenraai op de Zuidelijke lob, foto: Inge Kok

**Auteurs: Beemster, N. , R. Kleefstra, W. Bijkerk, M. Bekkema, W. Bil, P. de Boer, R. Buijs, W. van Manen, J. Stahl & R. Venderbos, 2024**

Bodemdaling in het Lauwersmeer. Monitoring effecten van aardgaswinning op hydrologie, vegetatie, muizen en vogels in het Lauwersmeer in 2023. A&W-rapport 23-178, SOVON rapportnr. 2024/26.

Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden

#### Opdrachtgevers

Nederlandse Aardolie Maatschappij

Schepersmaat 2

9405 TA Assen

0592 36 91 11

#### Uitvoerders

**Altenburg & Wymenga  
ecologisch onderzoek bv**

Suderwei 2

9269 TZ Feanwâlden

0511 47 47 64

info@altwym.nl

[www.altwym.nl](http://www.altwym.nl)

**Sovon Vogelonderzoek**

Toernooiveld 1

6525 ED Nijmegen

024 74 104 10

info@sovon.nl

[www.sovon.nl](http://www.sovon.nl)

**Buijs Hydro-ecologisch onderzoek  
en advies**

Heetenseweg 24

8111 PZ Heeten

0572 38 27 92

buijshydro@bubio.nl

---

#### Projectnummer

23-178

#### Projectleider

W. Bijkerk

#### Status

Eindrapport

---

#### Autorisatie

A. Rippen

#### Paraaf

#### Datum

3 mei 2024

---

#### Kwaliteitscontrole

R. van der Hut

M. Brongers

#### Paraaf



# Inhoud

---

<b>Samenvatting</b>	
<b>1. Inleiding</b>	<b>1</b>
1.1 Aanleiding	1
1.2 Doel en aanpak monitoring	1
1.3 Begrazing	2
1.4 Bodemdaling in het Lauwersmeergebied	4
1.5 Leeswijzer	5
<b>2. Effectketenbenadering</b>	<b>6</b>
2.1 Effectketenbenadering voor het Lauwersmeer	6
2.2 Beoordeling van de ecologische effecten van gebiedsveranderingen	9
2.3 Verwachte effecten van gebiedsveranderingen op geselecteerde Natura 2000-broedvogelsoorten	11
<b>3. Maaiveldhoogte</b>	<b>15</b>
3.1 Methode	15
3.2 Vergelijking met AHN4	15
3.3 Resultaten	16
3.4 Conclusies maaiveldhoogte	24
<b>4. Hydrologie</b>	<b>25</b>
4.1 Methode grond- en oppervlaktewatermetingen	25
4.2 Resultaten hydrologie	26
4.3 Conclusie maaiveldveranderingen en grondwaterregime	33
<b>5. Vegetatie</b>	<b>34</b>
5.1 Monitoring permanente kwadraten	34
5.2 Conclusie vegetatieontwikkelingen	43
<b>6. Broedvogels in 2023</b>	<b>44</b>
6.1 Methodiek broedvogelmonitoring	44
6.2 Resultaten monitoring	46
6.3 Conclusies en aanbevelingen broedvogelmonitoring	51
<b>7. Muizen en muizenetende roofvogels</b>	<b>52</b>
7.1 Inleiding	52
7.2 Opzet van de monitoring	55
7.3 Methode	56
7.4 Resultaten	68
7.5 Conclusies	86
7.6 Aanbevelingen	88
<b>8. Synthese</b>	<b>89</b>
8.1 Conclusies	89
8.2 Aanbevelingen	93
<b>9. Literatuur</b>	<b>97</b>
<i>Bijlage 1 Maaiveldhoogte bij permanent kwadraten</i>	<i>100</i>
<i>Bijlage 2 Locaties grond- en oppervlaktewatermeetpunten en gemodelleerde bodemdaling</i>	<i>101</i>
<i>Bijlage 3 Locaties permanente kwadraten (PQ's) en gemodelleerde bodemdaling</i>	<i>102</i>

<i>Bijlage 4</i>	<i>Vegetatieopnamen 2023</i>	103
<i>Bijlage 5</i>	<i>Waterpeilen Lauwersmeer op de teldagen voor roofvogels</i>	104
<i>Bijlage 6</i>	<i>Climwin waterpeil 1983-2001 Schildhoek</i>	105
<i>Bijlage 7</i>	<i>Modelselectie vangsten Veldmuis en Aardmuis 2015/2023</i>	106
<i>Bijlage 8</i>	<i>Resultaten muizencensus 2023</i>	107
<i>Bijlage 9</i>	<i>Vegetatiemetingen in muizenraaien in 2023</i>	109
<i>Bijlage 10</i>	<i>Heatmap jagende Bruine kiekendieven in de periode juli 2011 - december 2023</i>	110
<i>Bijlage 11</i>	<i>Heatmap jagende Blauwe kiekendieven in de periode juli 2011 - december 2023</i>	111
<i>Bijlage 12</i>	<i>Heatmap jagende Grauwe kiekendieven in de periode juli 2011 - december 2023</i>	112
<i>Bijlage 13</i>	<i>Heatmap jagende Buizerds in de periode juli 2011 - december 2023</i>	113
<i>Bijlage 14</i>	<i>Heatmap jagende Ruigpootbuizerds in de periode juli 2011 - december 2023</i>	114
<i>Bijlage 15</i>	<i>Heatmap jagende Torenvalken in de periode juli 2011 - december 2023</i>	115
<i>Bijlage 16</i>	<i>GLMM maximum waterpeil in voorgaande winter en aantal foeragerende roofvogels in broedseizoen</i>	116

## **Dankwoord**

Voor het mogen uitvoeren van het langlopende onderzoek in het Lauwersmeergebied en alle ondersteuning in het veld zijn we Staatsbosbeheer zeer erkentelijk, in het bijzonder de boswachters Jaap Kloosterhuis en Dirk Dijkshoorn. Daarnaast leverde Willem van der Wagen van Staatsbosbeheer begrazingsgegevens. Voor de watervogeltellingen gaat maandelijks een groep vrijwilligers het veld in om de aantallen watervogels te verzamelen. Allen bedankt! Japke van Assen, Inge Kok, Ilse Bijlsma, Chelsea van de Kerk en Jasper Timmer voerden de muizencensus uit. Zij allen worden voor hun bijdrage bedankt. Onze dank gaat ook uit naar Erwin Bruinewoud voor zijn inhoudelijke betrokkenheid namens de opdrachtgever en de goede en kritische begeleiding.





## Samenvatting

---

Als gevolg van de gaswinning in het Waddengebied vindt diepe bodemdaling plaats onder het Lauwersmeergebied. In het kader van de gaswinning op de locaties Lauwersoog, Moddergat en Vierhuizen is in 2007 een monitoringprogramma opgesteld waarin verschillende abiotische en biotische parameters worden gevolgd. Monitoring van veranderingen in maaiveldhoogte, hydrologie, vegetatie, broedvogels, muizen en roofvogels in het Lauwersmeer maken onderdeel uit van dit monitoringsprogramma. De resultaten van het langlopende onderzoek tot en met het jaar 2023 zijn samengevat in dit rapport, waarbij via een effectketenbenadering de verschillende monitoringsonderdelen worden geïntegreerd.

### Effectketenbenadering

Sinds de rapportage over het jaar 2017 (Kleefstra *et al.* 2018) zijn de resultaten van de verschillende onderdelen in één rapportage gepresenteerd als een (voor zover mogelijk) geïntegreerde analyse. Deze analyse is vorm gegeven in een zogenaamde effectketenbenadering met als doel de mogelijke effecten van diepe bodemdaling af te zetten tegen andere veranderingen in het gebied zoals processen van natuurlijke successie en effecten van natuurbeheer door begrazing.

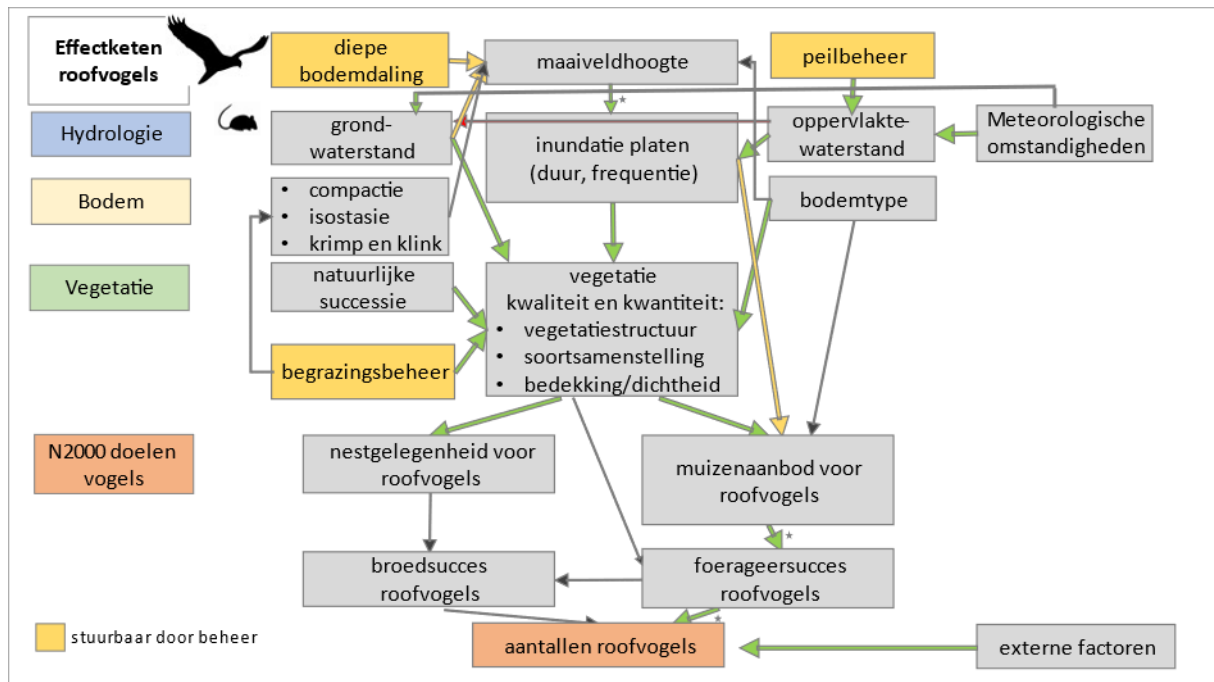
De beoordeling van de mogelijke effecten van bodemdaling richt zich op de beschermde natuurwaarden van het Natura 2000-gebied Lauwersmeer. Dit is gespecificeerd tot die vogelsoorten waarvoor een effect van bodemdaling niet op voorhand kan worden uitgesloten (zie ook par. 2.3). Als eerste stap wordt de lokale populatietrend vergeleken met de landelijke trend om lokale ontwikkelingen goed te kunnen duiden. Vervolgens wordt een relatie gelegd met veranderingen in de proxy's voor de draagkracht van het gebied voor de betreffende soort. De draagkracht van het gebied is een theoretische term en wordt bepaald door de gebiedsfuncties (in dit geval: functies van het gebied als foerageerplek, broedlocatie, slaapplek) en de ecologische behoeftes van de soort. Omdat directe metingen van beschikbaarheid en kwaliteit van voedsel, nestlocaties en veiligheid in het gebied veelal ontbreken, dienen veranderingen in vegetatie en hydrologie als proxy's voor veranderingen in de draagkracht. Een uitzondering hierop vormt de effectketen voor roofvogels waar de beschikbaarheid van muizen in relatie met vegetatie en abiotiek wél bekend is. Vegetatieveranderingen komen tot stand door processen van natuurlijke successie, maar ook door menselijke ingrepen via beheer met grote grazers. De hydrologie wordt onder andere bepaald door het peilbeheer en de weersomstandigheden en heeft ook invloed op de vegetatie en op successieprocessen. De veranderingen door diepe bodemdaling via verlaging van de maaiveldhoogte, welke weer doorwerkt op overstromingskans en grondwaterstanden gaan hieraan vooraf. De lokale populatieveranderingen van een vogelsoort zijn het resultaat van veranderingen in gebiedsfuncties ten gevolge van (onderdelen van) de effectketen in samenhang met regionale en (inter)nationale trends in de populatieomvang.

### Focus in het monitoringjaar 2023

De rapportage geeft de resultaten weer van de monitoring van maaiveldhoogte, hydrologie en vegetatie - met daarin in 2023 voornamelijk de metingen van de permanente kwadraten -, de ontwikkeling van de stand van broedvogels met focus op de soorten waarvoor een invloed van bodemdaling niet op voorhand kan worden uitgesloten en de muizenstand in relatie tot de aanwezigheid muizen etende roofvogels. In de rapportage over het monitoringjaar 2023 ligt de nadruk op:

- maaiveldhoogtemetingen in relatie tot diepe bodemdaling en in vergelijking met de het Algemeen Hoogtebestand Nederland (AHN4),
  - effecten van inundatie op woelmuizen
  - effecten van inundatie op de verspreiding en talrijkheid van roofvogels
- Daarnaast is er, net als in voorgaande jaren, aandacht voor:





Schema 2.. Schematische beschrijving van de effectketen voor roofvogels en hun voedsel, waarin wordt weergegeven of relaties zijn onderzocht en zo ja of daarbij geen verband, een zwak verband of een sterk verband is aangetoond (uit: Kleefstra et al. 2023).

Zwarte pijl - niet onderzocht; Rode pijl - geen verband aangetoond; Oranje pijl - zwak verband aangetoond; Groene pijl - sterk verband aangetoond; maaiveldhoogte – inundatie: lagere plaatdelen zullen logischerwijze vaker en langer overstromen dan hogere plaatdelen. Het is echter niet vastgesteld dat verandering van maaiveldhoogte ook heeft geleid tot meer inundatie. Muizenaanbod-foerageersucces-aantallen roofvogels: dat relatie tussen aantallen roofvogels en muizenaanbod via het foerageersucces van de roofvogels verloopt is geen onderdeel van dit rapport, maar wel eerder onderzocht (Beemster & Van Rijn 1995, Beemster ongepubl.)

## Resultaten en conclusies gebaseerd op de metingen en analyses uit monitoringjaar 2023

### Maaiveldhoogte

Op het merendeel van de meetpunten is sprake van maaivelddaling, maar op enkele meetpunten wordt ook stijging van het maaiveld gemeten. Een verband tussen de snelheid van diepe bodemdaling en de snelheid van verandering van maaiveldhoogte is aanwezig, maar de correlatie tussen beiden is zwak. Veelal is de snelheid van de maaivelddaling veel groter dan die van de diepe bodemdaling. Dit geldt vooral als de snelheid wordt bepaald voor de periode na 2018. Niet van alle meetpunten zijn namelijk meetreeksen sinds 2008 beschikbaar. Waarschijnlijk spelen hierbij de droge zomers van 2018 t/m 2020 en 2022 een rol. De droge omstandigheden hebben geleid tot krimp, met name op de kleiiger bodems. De mate waarin diepe bodemdaling door gaswinning precies bijdraagt aan de maaivelddaling in het natuurgebied is met deze gegevensreeks niet vast te stellen, maar de gegevens indiceren wel dat andere processen hierin een grotere rol spelen zoals krimp en zwel van kleihoudende bodems, stapeling van strooisel en organische stof en vertrapping door vee.

Zoals vorig jaar al was opgemerkt wijkt de door AHN4 gegeven maaiveldhoogte af van die van de maaiveldmetingen. De grootste verschillen doen zich voor in rietlanden waarin bij het opstellen van de AHN4 kennelijk onvoldoende kon worden gecorrigeerd voor de vegetatiehoogte. In ongefragmenteerd rietland geeft de AHN4 gemiddeld 30 cm hogere waarden weer dan de veldmetingen en in gefragmenteerd rietland is dit verschil gemiddeld 20 cm. De verschillen zijn daarmee dusdanig groot dat het AHN4 maaiveldhoogtemodel niet goed kan worden gebruikt om het effect van maaivelddaling

op overstromingskans en -duur vast te stellen. Daarom is een additionele correctie toegepast door gebruik te maken van de minimum-maaiveldhoogte in de directe omgeving van een rastercel van het AHN. De grootte van die omgeving is gevarieerd en een blok van 5x5 rastercellen (van elk 0,5\*0,5 m) lijkt de beste correctie te geven. Daarbij wordt de afwijking tussen het aangepaste AHN4 hoogtemodel en de veldmetingen voor ongefragmenteerd rietland teruggebracht tot gemiddeld 19 cm en voor gefragmenteerd rietland is dit gemiddeld 11 cm. Voor de andere vegetatiestructuurklassen (struweel, kruipwilgstruweel en grasland) is de gemiddelde afwijking dan nog resp. 6, 4 en 2 cm. Dit biedt voor komend jaar perspectief voor het opstellen van een inundatiemodel op basis van het aangepaste AHN4 hoogtemodel. Wel is dan een gevoeligheidsanalyse nodig om het effect van de onnauwkeurigheid van maaiveldhoogte in de rietlanden te duiden. Mogelijk kan de onnauwkeurigheid in gefragmenteerd rietland verder naar beneden worden gebracht als de mate van fragmentatie (cq. de padendichtheid) in de analyse wordt betrokken.

De maaiveldhoogtemetingen zullen worden voortgezet en naar verwachting zal daardoor de ruis als gevolg van de beperkte nauwkeurigheid van de hoogtemeter langzamerhand minder impact hebben. Hierbij verdient het aanbeveling om gestratificeerd (naar padendichtheid) binnen het gefragmenteerde rietland extra maaiveldhoogtemetingen uit te voeren.

#### *Grondwaterregime en bodemdaling*

Het grondwaterstandsverloop wordt voornamelijk bepaald door neerslag en verdamping. Toevoeging van een lineaire trend, in combinatie met het oppervlaktewaterpeil van het Lauwersmeer, levert slechts bij enkele meetpunten een iets beter model op. Een niet lineaire tijdreeksanalyse van grondwaterstanden op neerslag en verdamping levert doorgaans een beter modelresultaat. Dit komt omdat hierin impliciet ook de oppervlakkige afstroming over het maaiveld is meegenomen.

De verwachting was dat maaiveldddaling leidt tot hogere grondwaterstanden ten opzichte van het maaiveld en dat dit nog versterkt wordt door het feit dat het oppervlaktewaterpeil sinds 2018 in de zomer ongeveer 8 cm boven het streefpeil van 93 cm -NAP is gehouden. Een reden dat maaiveldddaling niet, tot hooguit beperkt, leidt tot hogere grondwaterstanden ten opzichte van het maaiveld is gelegen in het feit dat in de periode van november tot april veel buizen een stijghoogte hebben die tot aan of soms net boven het maaiveld uitkomt. De grondwaterstanden worden hier afgetoet door het maaiveld omdat het water dan over het maaiveld richting het meer stroomt. Alleen als er sprake is van inundatie door hoge waterstanden in het meer zal de stijghoogte verder boven het maaiveld uitstijgen.

Die enkele meetpunten waar het model met lineaire trend (in stijghoogtes) beter scoort dan het simpeler model liggen vrij ver van het centrum van de dalingschotel, zodat een ruimtelijke relatie tussen een trend in stijghoogte en de mate van bodemdaling ontbreekt. Een relatie tussen bodemdaling en grondwaterstandsverloop ten opzichte van maaiveld is, net als in voorgaande jaren, niet aantoonbaar aanwezig.

#### *Vegetatieontwikkelingen en bodemdaling*

De verwachting is dat gaswinning via diepe bodemdaling leidt tot daling van het maaiveld en daarmee - bij gelijkblijvend peilbeheer en vergelijkbare weersituatie - tot nattere omstandigheden voor de vegetatie. Uit de pq-analyse en de hiervan afgeleide indicatie voor de (voorjaars)grondwaterstand blijkt geen trend die wijst op vernatting. Integendeel, de vegetatieontwikkelingen in de pq's wijzen regelmatig op een lichte mate van verdroging, vooral op de zandige platen in het noorden. Het hydrologisch onderzoek laat zien dat de zomers van 2018 t/m 2020 en van 2022 droger waren dan in het begin van de meetperiode. Toevoeging van de vegetatieopnamen van de pq's in 2023 aan de meetreeks heeft wel als effect dat, over de gehele meetreeks beschouwd, minder pq's een verdroging indiceren dan dat bleek uit meetreeksen die liepen tot 2020, 2021 of 2022.

De hoger opgezette zomerpeilen van het meer sinds 2018 lijkt daarmee onvoldoende om de verdroging ter plekke van de pq's te compenseren. De droge zomers hebben geleid tot enige krimp van de zavelige bodems. Op dit moment is nog onduidelijk of die krimp geheel reversibel is. Zo niet dan kan dit op termijn bijdragen aan vernatting door maaiveldddaling als gevolg van (iets) grotere inundatiekans in de winterperiode en daarnaast mogelijk tot enigszins minder diep wegzakkende standen in de zomerperiode.

In ieder geval blijken tot nu de weersinvloeden een duidelijk effect te hebben op de vegetatiesamenstelling (en daarmee op de daarvan afgeleide indicatie voor de voorjaarsgrondwaterstand). Een ruimtelijk verband tussen de geïndiceerde verandering van de grondwaterstand en de mate van diepe bodemdaling is afwezig. Wel indiceren vooral de noordelijk gelegen pq's verdroging en speelt dit vrijwel niet in de zuidelijke pq's. Een relatie met bodemtype (resp. zand en zavel) ligt voor de hand, mogelijk via de waargenomen krimp.

Naast een effect van weersinvloeden op de vegetatie leidt ook de voortschrijdende ontzilting tot vegetatieveranderingen. Deze zijn met name beperkt tot de Bantswal en de Zuidelijke lob, waar nog de laatste restanten van zoute vegetaties aanwezig zijn. Voor aanvullende metingen van zoutconcentraties zal gebruik gemaakt gaan worden van het meetnet dat nu door Waterschap Noorderzijlvest wordt opgezet.

De vegetatiestructuurveranderingen zijn evenmin gerelateerd aan de mate van diepe bodemdaling. Successie, begrazingsbeheer en mogelijke veranderingen in het terreingebruik door de grote grazers bepalen de structuurveranderingen.

#### *Broedvogels*

Van de 13 Natura 2000-broedvogelsoorten in het Lauwersmeer komen er 6 niet meer tot broeden. Van de overige 7 soorten liggen alleen bij Rietzanger, Snor en Blauwborst de gemiddelde aantallen over de afgelopen zes jaar boven het instandhoudingsdoel. Wanneer we alleen kijken naar de aantallen van 2023 dan geldt dat ook voor Roerdomp, Bruine Kiekendief en Bontbekplevier. In het Lauwersmeer is sinds 2020 sprake van een sterke afname van de aantallen Blauwborst. De reden hiervan is vooralsnog onduidelijk.

Door verschuivingen in de prioriteiten bij de effectmonitoring (eerdere adviezen van de Auditcommissie) en bij de inventarisaties van terreinbeheerder SBB vindt geen jaarlijkse monitoring van slaapplaatsen en van niet-broedvogels meer plaats in het gebied. De Natura 2000 gebiedsfunctie voor foeragerende vogels in het niet-broedseizoen (met uitzondering van roofvogels) en de functie van slaap- en rustgebied blijft daarmee buiten beschouwing.

#### *Muizen*

De muizenbemonstering in oktober 2023 leverde in totaal 177 muizenvangsten op. In vergelijking met voorgaande jaren is dit iets lager dan gemiddeld. De verhouding Veldmuis/Aardmuis verschuift steeds meer in de richting van de Aardmuis.

Gedurende de periode 1983-2001 laat het aantal gevangen Veldmuizen de sterkste samenhang zien met het maximale waterpeil in een periode van 9-11 maanden voorafgaand aan de muizenmonitoring (omstreeks 20 oktober). De periode met het sterkste effect van maximum waterpeil betreft daarmee de periode 20 november tot en met 20 januari. Normaliter is dit ook de periode met de hoogste waterpeilen in de boezem van het Lauwersmeer. Hoge waterpeilen vroeger in het najaar hebben blijkbaar minder effect op de muizenindex in het volgende najaar. Mogelijk speelt de hogere watertemperatuur, leidend tot minder sterfte van muizen, vroeger in het najaar hierbij een rol.

De best presterende modellen op basis van de monitoringsdata uit de 10 muizenraaien in de periode 2015-2023, tonen voor zowel Veldmuis als Aardmuis een verband tussen de aantallen vangsten en het maximale waterpeil gedurende de periode november tot en met januari, en de bodemzichtbaarheid. Voor Veldmuis presteert dit model echter niet duidelijk beter dan het nulmodel, waardoor het effect van het maximale waterpeil en bodemzichtbaarheid als 'niet-significant' moet worden beschouwd. Voor Aardmuis bestaat nog statistische onzekerheid over het effect van bodemzichtbaarheid, maar komt het effect van het maximale waterpeil wel als 'significant' uit de beste modellen naar voren. Het ontbreken van een sterke samenhang tussen het aantal Veldmuizen en het maximale waterpeil ten opzichte van de maaiveldhoogte in de voorgaande winter kan mogelijk verklaard worden doordat extreem hoge waterpeilen in de periode 2015-2023, in tegenstelling tot in de periode 1983-2001, niet voorkwamen. Een andere mogelijke verklaring is dat het effect van waterpeil verschilt tussen de deelgebieden. Hierbij moet met name gedacht worden aan de verschillende afstand waarover herkolonisatie na een volledige inundatie van een plaatdeel moet plaatsvinden.

Er van uitgaande dat diepe bodemdaling gecorreleerd is met maaiveld daling, dan leidt diepe bodemdaling tot een gering effect op de aanwezigheid van woelmuizen, er van uitgaande dat de variatie in waterpeil in de boezem niet verandert. De grootte van het effect van diepe bodemdaling, bovenop dat van waterpeilfluctuatie, op woelmuizen is nog niet vast te stellen.

#### *Muizen etende roofvogels*

Een direct effect van inundatie op foeragerende roofvogels kon in de periode 2011-2023 op de maandelijkse vogeltelling slechts één keer waargenomen worden (op 16-1-2023). Op deze telling was in het hoogwatergebied inderdaad een bovengemiddeld aantal foeragerende Blauwe kiekendieven aanwezig (8 tegenover gemiddeld  $3,6 \pm 2,8$  in januari 2012-2022). Uit deze gegevens volgt hoogstens een aanwijzing dat inundatie op korte termijn leidt tot meer foeragerende Blauwe kiekendieven.

Als inundatie leidt tot een (sterke) afname van het aantal woelmuizen, dan mag verwacht worden dat het aantal foeragerende roofvogels in een bepaalde maand gerelateerd is aan het maximum waterpeil in een winter tot dan toe. In de periode 2011-2023 bestaat er zowel in januari als februari een trend dat het aantal foeragerende Blauwe kiekendieven in het hoogwatergebied lager is naarmate het maximum waterpeil in de boezem vanaf 1 juli hoger is geweest. De trend leunt sterk op de winter 2011/2012, toen het hoogste waterpeil ooit in het Lauwersmeer is vastgesteld.

Het effect van maximum inundatie in de voorgaande winter op het aantal foeragerende roofvogels in de zomer (maanden april-augustus) is onderzocht voor soorten die in en rond het Lauwersmeer tot broeden komen (Bruine kiekendief, Grauwe kiekendief en Torenavalk). Voor alle drie de soorten geldt dat het aantal foeragerende vogels in de zomer in de periode 2012-2023 significant kleiner was naarmate het maximum waterpeil in de boezem in de voorgaande winter hoger was. Voor de deels op vogels jagende Bruine kiekendief is de afname minder groot dan voor Grauwe kiekendief en Torenavalk, soorten die meer van woelmuizen afhankelijk zijn.

Er van uitgaande dat diepe bodemdaling gecorreleerd is met maaiveld daling, dan leidt diepe bodemdaling tot een gering effect op het aantal foeragerende muizen etende roofvogels in de zomer binnen het hoogwatergebied, er van uitgaande dat de variatie in waterpeil in de boezem niet verandert. De grootte van het effect van diepe bodemdaling, bovenop dat van waterpeilfluctuatie, op roofvogels is nog niet vast te stellen.

Het effect van maximum inundatie in de winter op het aantal foeragerende roofvogels in de winter daarop is onderzocht voor Blauwe kiekendief, Ruigpootbuizerd, Torenavalk. Deze analyse leverde voor geen van de soorten een significante relatie op.

## **Aanbevelingen op basis van metingen en analyses voor het monitoringjaar 2024**

### *Aanbevelingen bodemhoogtemetingen, hydrologie en vegetatie*

We stellen voor om de huidige reguliere metingen van maaiveldmetingen, hydrologische monitoring en vegetatiemonitoring bij de pq's voort te zetten.

We stellen voor om komend jaar een overstromingsmodel op te stellen gebaseerd op het aangepaste AHN4 maaiveldhoogtebestand en de overschrijdingskans van waterstanden in het meer. Zo'n model geeft inzicht in het effect van maaivelddaling op inundatiekans en inundatieduur. Gezien de onnauwkeurigheid die ook het aangepaste AHN4 nog heeft in met name de rietvegetaties zal op het model aan een gevoeligheidsanalyse worden uitgevoerd.

Daarnaast stellen we voor om in 2024 aanvullende hoogtemetingen uit te voeren. Dit betreft specifiek metingen in gefragmenteerd rietland waarbij we uitgaan van een evenredige verdeling van het aantal metingen over vier tot vijf klassen van fragmentatie. Het doel hiervan is om een beter beeld te krijgen van de plaathoogte waarboven roofvogels op muizen foerageren. Daarnaast geeft het inzicht in het verschil tussen het (aangepaste) AHN4 bestand en de veldmetingen van maaiveldhoogte en of en hoe dit verschil varieert afhankelijk van de mate van fragmentatie.

Voor het monitoringsjaar 2024 was al een vegetatiestructuurkartering gepland. Deze willen we ook uitvoeren aangezien vegetatiestructuur van belang is voor het op te stellen inundatiemodel.

### *Aanbevelingen broedvogels*

De jaarlijkse monitoring van broedvogels zal in 2024 worden voortgezet. Er is geen reden tot aanpassing van de monitoringplots. Voor ijking van huidige berekeningen van de gebiedspopulatie en de Natura 2000-instandhoudingsdoelstellingen bij de Rietzanger zou een integrale kartering van de soort wenselijk zijn. Met de huidige berekeningen wordt ervan uit gegaan dat de Natura 2000instandhoudingsdoelstelling wordt gehaald, maar het is onzeker of dat in werkelijkheid ook zo is.

### *Aanbevelingen muizen en muizen etende roofvogels*

Zet de jaarlijkse monitoring van muizen en muizen etende roofvogels vanaf 2015 voort. In de winter van 2023/2024 vond het hoogste waterpeil in boezem plaats sinds de winter van 2011/2012. Extreme inundaties zijn belangrijk bij het onderzoek naar de effecten van inundatie op woelmuizen en muizen etende roofvogels. Plan extra tellingen van roofvogels bij het optreden van een extreem hoog waterpeil.

De maaiveldhoogte waarop muizen etende roofvogels foerageren, wordt door het AHN vooral in rietvegetaties overschat. Voor het onderzoek naar de effecten van bodemdaling is het belangrijk om de werkelijke maaiveldhoogte waarop muizen etende roofvogels foerageren vast te kunnen stellen. Dit geldt vooral voor (door begrazing) gefragmenteerde rietvegetaties, waar de hoogste dichtheden van muizen etende roofvogels aanwezig zijn. Hiervoor zijn meer maaiveldhoogtemetingen in dit vegetatietype gewenst (zie boven).

Zet de recente aantalsontwikkeling van muizen etende roofvogels in het hoogwatergebied (nu beschikbaar vanaf juli 2011) in perspectief door de langjarige aantalsontwikkelingen van deze soorten in beeld te brengen (zonder daarbij onderscheid te maken in diverse gedragingen en de exacte locatie / maaiveldhoogte waar gefoerageerd wordt). Vervolgens kunnen de langjarige aantalsvariaties van roofvogels gerelateerd worden aan de mate van winterse inundaties (ook zonder gebruik te maken van de exacte foerageerlocaties).

De pieken in de gemiddelde individuele muizenindex van woelmuizen in de tien muizenraaien op de Pampusplaat, Schildhoek, Zuidelijke Ballastplaat, Zuidelijke Lob en de Rug samen komen niet in alle

afzonderlijke deelgebieden even duidelijk tot uiting. Analyseer de effecten van inundatie op roofvogels daarom ook per deelgebied. Met name de muizen/roofvogelreeks op de Schildhoek in 1983-2001 leent zich hier goed voor.

*Tot slot*

De opzet van de monitoring geeft in onze ogen geen aanleiding voor wijzigingen. Het is een zeer gedegen en volledig monitoringprogramma. De hierboven genoemde aanvullingen op deze opzet dienen er toe om het effect van maaiveld daling op inundatiepatronen scherper in beeld te krijgen evenals hoe deze inundatiepatronen op hun beurt doorwerken op gebiedsfuncties en voedselbeschikbaarheid voor roofvogels.



# 1. Inleiding

---

## 1.1 Aanleiding

Het Lauwersmeergebied is op nationaal en internationaal niveau een belangrijk vogelgebied. In maart 2000 is het gebied aangewezen als Vogelrichtlijngebied, in december 2010 officieel als Natura 2000gebied. De aanwijzing als Natura 2000-gebied heeft betrekking op 29 soorten niet-broedvogels en 13 soorten broedvogels. Het gebied is tevens Wetland en in november 2003 heeft het ministerie van LNV het Lauwersmeer officieel de status van Nationaal Park toegekend. De begrenzing van het Nationaal Park komt overeen met die van het aangewezen Natura 2000-gebied. Het gebied is grotendeels in beheer van Staatsbosbeheer. Begrazingsbeheer met grote grazers (zie § 1.4) door de terreinbeheerder en beheer van de waterstanden door provincie en het waterschap (zie § 1.3 en § 4) spelen een belangrijke rol in het beheer van het Lauwersmeergebied.

Onder het Lauwersmeer wordt gas gewonnen. In het kader van gaswinning onder de Waddenzee en het Lauwersmeer vanuit de locaties Moddergat, Lauwersoog en Vierhuizen is een monitoringprogramma opgesteld waarin vanaf 2007 verschillende abiotische en biotische parameters worden gevolgd (NAM 2007). Dit programma maakt deel uit van de vergunning in het kader van de Natuurbeschermingswet (sinds 2024 opgenomen in de Omgevingswet), die nodig is om de beoogde gaswinning uit te voeren. In deze vergunning is een voorschrift tot monitoring opgenomen met als doel eventuele schade aan de natuurwaarden binnen het Lauwersmeergebied tijdig in beeld te brengen, te mitigeren en/of te voorkomen. Monitoring van veranderingen in vegetatie, broedvogels, niet-broedvogels (doortrekkers en wintergasten) en muizen in het Lauwersmeer maken onderdeel uit van dit monitoringsprogramma en worden in deze geïntegreerde rapportage besproken.

Voor een uitgebreide beschrijving van de algemene ecologische veranderingen in het Lauwersmeergebied sinds de afsluiting in 1969 wordt verwezen naar Beemster & Bijkerk (2005) en Kleefstra *et al.* (2023).

## 1.2 Doel en aanpak monitoring

De huidige monitoring is erop gericht de mogelijke ecologische effecten van bodemdaling als gevolg van gaswinning in kaart te brengen. Er wordt getracht vast te stellen wat de effecten van bodemdaling op de soortensamenstelling van de vegetatie, vegetatiestructuur, grondwaterstanden, bodemchemische toestand, chemische indicatoren in grondwater en erosie langs plaatranden zijn en tot in hoeverre dat van invloed is op de trends en verspreiding van vogels in het Lauwersmeergebied.

Vanaf het voorjaar van 2014 wordt met de monitoring en de analyses in toenemende mate een koppeling gelegd tussen vogel- en vegetatiemonitoring door middel van een zogenaamde 'effectketenbenadering'. Binnen vegetatietransecten op platen in het Lauwersmeergebied worden voor vogels relevante vegetatiestructuurtypen en elementen gekarteerd. Op deze plekken zijn tevens proefvlakken gesitueerd waarin alle soorten broedvogels worden geïnventariseerd, waarmee broedvogel- en vegetatiegegevens één op één kunnen worden gekoppeld. Voor relevante soorten of soortgroepen van vogels kunnen veranderingen in de tijd getoetst worden aan veranderingen in vegetatie-elementen al dan niet als gevolg van bodemdaling. Voor niet-broedvogels die het gebied overdag en 's nachts gebruiken om er te rusten en foerageren wordt gekeken naar de relatie met waterpeilen, en daarmee indirect naar waterdieptes die onder andere door bodemdaling beïnvloed kunnen worden.

De effectketenbenadering faciliteert de analyse van de effecten van bodemdaling als gevolg van gaswinning op vegetatie en vogels in het Lauwersmeergebied. De nadruk ligt daarbij op soorten waarvoor op basis van hun ecologie een effect van bodemdaling op voorhand niet kan worden uitgesloten.

### 1.3 Begrazing

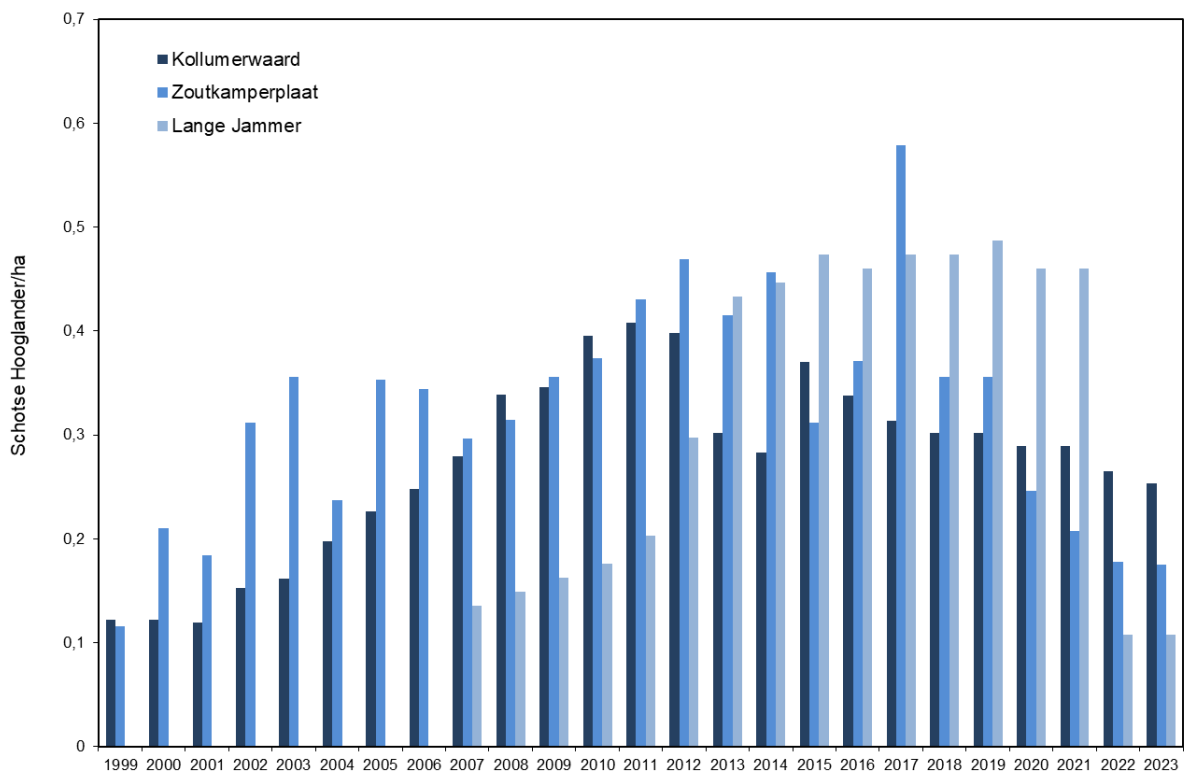
In de zomer van 1989 startte jaarrondbegrazing met 25 Schotse Hooglanders en 25 Konikpaarden op de Zoutkamperplaat (van Deursen et al. 1993). Sindsdien is de begrazing uitgebreid en dat heeft direct en indirect effect op de vegetatie, de aantallen broedvogels en de samenstelling van de broedvogelbevolking. Door de inzet van grote grazers worden platen in het gebied open gehouden en/of wordt vegetatiesuccessie beïnvloed (terugdringen en fragmentatie rietland, uitbreiding wilgenstruweel door creëren van kiem-mogelijkheden in de vorm van modderige veewissels).

In hoofdstuk 8 wordt de begrazing van Sennerplaat, Blikplaat (onderdeel van de begrazingseenheid Kollumerwaard in tabel 1-1 en de figuren 1-1 en 1-2), Zoutkamperplaat en Schildhoek gekarakteriseerd als respectievelijk 'geen beheer', 'extensieve jaarrondbeweiding', 'intensieve jaarrondbeweiding' en 'seizoensbeweiding'. De scheidingslijn tussen extensieve en intensieve jaarrondbeweiding is dun, want de dichtheden aan Schotse Hooglanders zijn binnen beide eenheden doorgaans redelijk overeenkomstig, alleen het aantal Konikpaarden per hectare ligt op de Blikplaat lager dan op de Zoutkamperplaat.

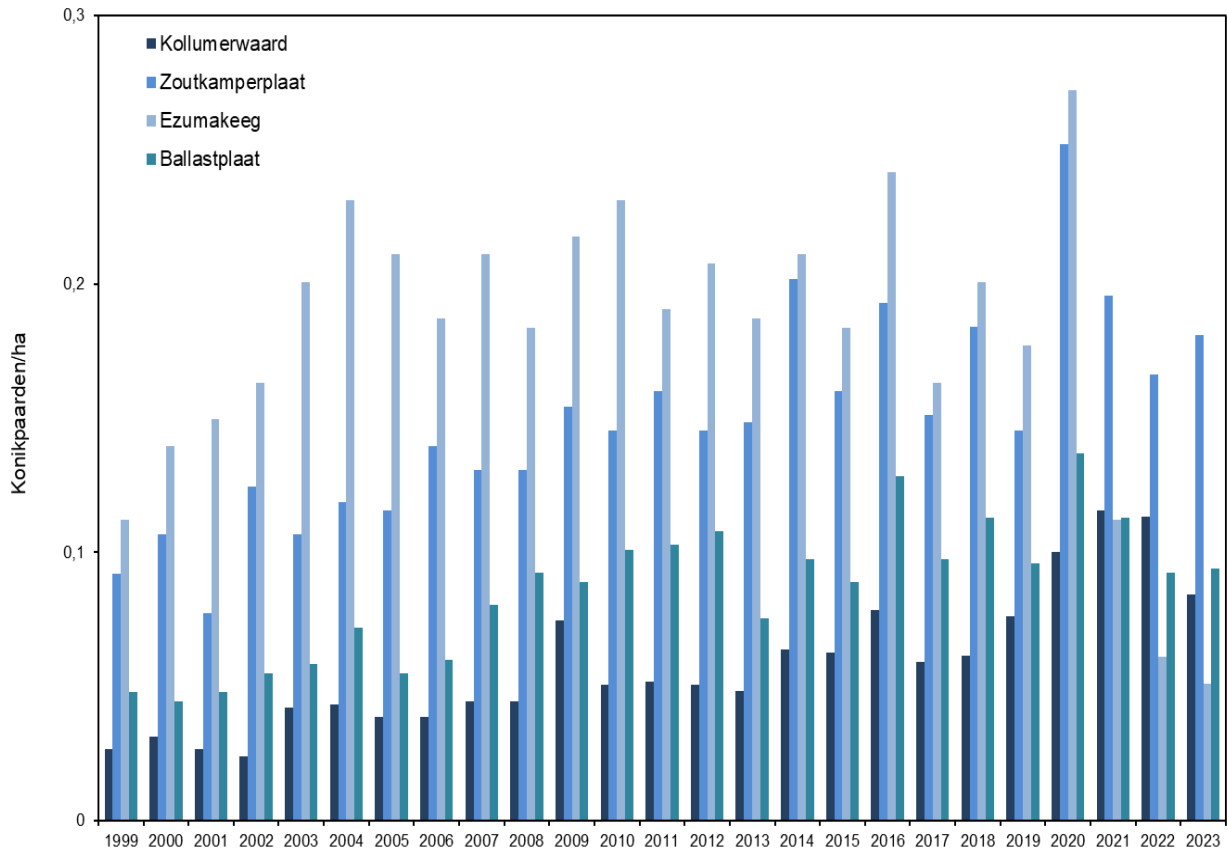
De veebezetting in 2023 wordt weergegeven in tabel 1-1. Periodieke begrazing met boerenvee (paarden, pony's en koeien van particulieren) is ieder jaar vrijwel hetzelfde qua soorten en aantallen. De inzet van grote grazers van Staatsbosbeheer wisselt van jaar op jaar (figuren 1-1 en 1-2). Ten opzichte van 2022 bleef het aantal Schotse Hooglanders nagenoeg gelijk (10 minder), zo ook het aantal Konikpaarden (21 minder). De aantallen Schotse Hooglanders liepen met name in 2022 in bijna alle begrazingseenheden terug, in 2023 bleef een teruggang beperkt tot begrazingseenheid Kollumerwaard (-10). Konikpaarden werden in 2023 ook schaarser in de begrazingseenheid Kollumerwaard (-24). Staatsbosbeheer is voornemens, als uitvloeisel van het Natura 2000-beheerplan Lauwersmeer, de jaarrond begrazing nog wat verder af te bouwen tot circa 245 Schotse Hooglanders en 150 Konikpaarden. Dat betekent dat de bezetting van beide soorten met nog zo'n 50 individuen moet afnemen. Periodieke begrazing met 'boerenvee' zal dan iets intensiveren tot 360 koeien en 90 paarden (Beheereenheid Lauwersmeer, Wad & Hogeland 2021).

Tabel 1-1 - Aantallen stuks vee per begrazingseenheid in het Lauwersmeer in 2023. Kollumerwaard/Blikplaat is incl. het begrazingsgebied van de Pompsterplaat. Zuidelijke Ballastplaat is incl. Zuidelijke Lob en De Rug. Periodieke begrazing is weergegeven met een asterisk. Koeien en paarden (incl. pony's) betreft 'boerenvee' van particulieren

	Schotse Hooglander	Konikpaard	Koe	Paard
Ezumakeeg	0	15	0	0
Bands(ter)wal*	0	0	0	20
Kollumerwaard/Blikplaat e.o.	210	70	0	0
Lange Jammer (Zoutkamperril)	8	0	0	0
Schildhoek*	0	0	60	60
tussen de wegen*	14	0	0	0
Zomerhuisplaat	15	0	0	0
Zoutkamperplaat	59	61	0	0
Zuidelijke Ballastplaat e.o.	0	55	220	0
<b>totaal</b>	<b>306</b>	<b>201</b>	<b>280</b>	<b>80</b>



Figuur 1-1 - Aantalsverloop van Schotse Hooglanders in het Lauwersmeer (aantal runderen per hectare) in de verschillende begrazingseenheden in de periode 1999-2023.



Figuur 1-2 – Aantalsverloop van Konikpaarden in het Lauwersmeer (aantal paarden per hectare) in de verschillende begrazingseenheden in de periode van 1999 - 2023

#### 1.4 Bodemdaling in het Lauwersmeergebied

Het Lauwersmeergebied staat onder invloed van bodemdaling als gevolg van gaswinning. De diepe bodemdaling onder het gebied wordt voor het grootste deel veroorzaakt door de productie uit het gasveld bij Anjum. Deze productie is gestart in 1997 en de hierdoor ontstane (gemodelleerde) bodemdaling bedraagt nu ca. 14 centimeter op het diepste punt, gelegen ten oosten van het dorp Anjum (NAM 2023). Naast Anjum zijn er kleinere velden ten zuidoosten van het Lauwersmeer in productie, zoals Munnekezijl, Houwerzijl, Saaksum-West. In het kader van de winningen vanaf de locaties Moddergat, Lauwersoog en Vierhuizen (MLV) die in 2006 zijn gestart, is een aantal velden in productie genomen ten noorden, noordwesten en oosten van het gebied. In de periode vanaf de nulmeting van 2006 tot 1/1/2019 bedroeg de bodemdaling bij Anjum 6 cm. In het onderzoeksgebied zelf varieert de daling in die periode van 4 cm aan de westzijde van het Lauwersmeer tot 1 cm in de Marnewaard aan de oostkant (NAM 2020a). In de voorspelde eindsituatie (2050) bedraagt de totale bodemdaling vanaf begin productie bij Anjum 18 cm, 10 cm aan de westzijde van het Lauwersmeer en 2 à 4 cm in de Marnewaard (NAM 2020b).

Op de platen en lobben van het Lauwersmeergebied treedt niet tot nauwelijks sedimentatie op die het effect van bodemdaling kan opheffen. Bodemdaling door gaswinning zou hierdoor meetbaar kunnen zijn aan het maaiveld. Dit kan er lokaal toe leiden dat de grondwaterstand dichterbij het maaiveld komt te liggen waardoor het drassiger wordt. Vernatting kan veranderingen in de biochemische condities tot gevolg hebben, door een geringere beschikbaarheid van zuurstof in de bodem, verminderde

mineralisatie en wijzigingen in lokale grondwaterstromen. Daarmee beïnvloedt dit de ontwikkeling van de vegetatie in het gebied. In een deel van het gebied komt brak grondwater voor, tot dicht onder het maaiveld. Op deze locaties leidt vernatting door bodemdaling in theorie tot meer zoute invloed op de vegetatie. Vernatting heeft niet alleen invloed op vegetatie. Ook voor dieren kan vernatting direct of indirect leiden tot verschuivingen van hun leefgebied. Dit geldt bijvoorbeeld voor muizen die in of op de bodem leven, maar ook voor vogels doordat ondiepten dieper worden, laaggelegen nesten kunnen inunderen, vegetatiestructuren in areaal veranderen e.d.

## **1.5 Leeswijzer**

De rapportage geeft de resultaten weer van de monitoring van bodemhoogte (hoofdstuk 3), hydrologie (hoofdstuk 4), vegetatie en de vegetatiestructuurkartering (hoofdstuk 5), ontwikkeling van de stand van broedvogels met focus op de soorten waarvoor een invloed van bodemdaling niet op voorhand kan worden uitgesloten (hoofdstuk 6) en de muizenstand in relatie tot muizen etende roofvogels (hoofdstuk 7). Een synthese van monitorings- en onderzoeksresultaten is te vinden in hoofdstuk 8. In dit hoofdstuk worden conclusies weergegeven, samengevat per onderdeel en enkele aanbevelingen voor toekomstige monitoring en onderzoek gedaan zodat verdere stappen gezet kunnen worden in de effectketenbenadering.

## 2. Effectketenbenadering

---

**Julia Stahl en Romke Kleefstra**

### 2.1 Effectketenbenadering voor het Lauwersmeer

Monitoring van mogelijke effecten van bodemdaling door gaswinning in het Lauwersmeergebied op beschermde natuurwaarden vereist een duidelijke werkhypothese over hoe bodemdaling doorwerkt op die beschermde natuurwaarden. Die werkhypothese duiden we aan als effectketen.

Er bestaat veel kennis over de ecologische processen die een rol zullen spelen in de effectketen in algemene zin, maar over de effectgroottes en precieze vorm van de relaties in het specifieke geval van de Lauwersmeer is veel minder bekend. Op basis van bestaande kennis zijn de belangrijkste variabelen die een rol zullen spelen geïdentificeerd en is nagegaan hoe zij elkaar zullen beïnvloeden en in welke mate. Die variabelen hangen natuurlijk af van de specifieke natuurwaarde en de gebiedsfunctie van het Lauwersmeer voor die natuurwaarde. Broedvogels stellen andere eisen dan vogels die alleen in het gebied komen rusten. Om die reden zijn er verschillende effectketens ontworpen. In de schematisch weergegeven effectketens is ook aangegeven welke variabelen door menselijke activiteiten kunnen worden beïnvloed en welke variabelen zijn meegenomen in de analyse. Wat niet kan worden weergegeven is de factor tijd. Sommige processen kunnen over een hele korte tijdspanne variëren, zoals de waterstand van het oppervlaktewater, terwijl andere processen vele decennia duren, zoals successie.

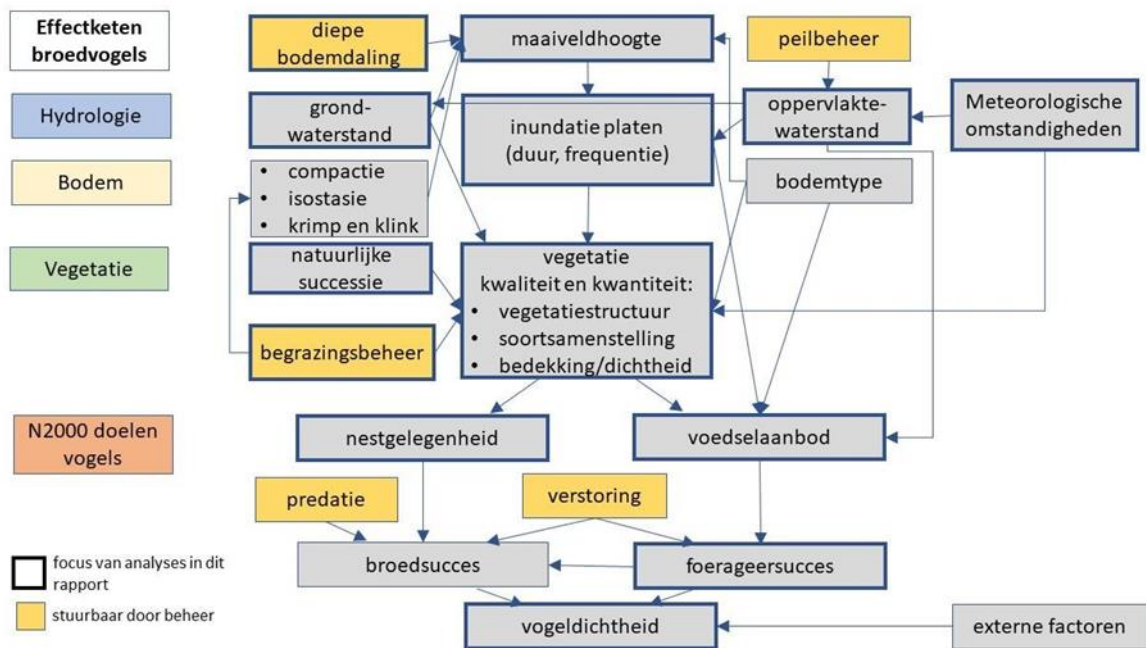
In eerdere rapportages is reeds een bespiegeling gegeven over de effectketenbenadering (Kleefstra *et al.* 2016 en 2018). Een belangrijk gegeven blijft dat niet alle variabelen in de effectketen gemonitord kunnen worden en dat vegetatiesamenstelling en vegetatiestructuur kunnen worden gebruikt als proxy voor gebiedsfuncties die weer gekoppeld kunnen worden aan de habitateisen van de vogels.

Op basis van adviezen van de Auditcommissie is voor de rapportage vanaf het monitoringjaar 2019 (dus Kleefstra *et al.* 2020, 2021 en 2022) overeengekomen dat de analyses de effecten op broedvogels in ogenschouw nemen. Voor een beschouwing van mogelijke effecten op de gebiedsfunctie als slaapplek voor vogels en de foerageerfunctie voor niet-broedvogels verwijzen wij naar de rapportage over het monitoringjaar 2018 (Kleefstra *et al.* 2019).

#### 2.1.1 Broedvogels

De effectketen voor de broedvogels is weergegeven in Figuur 2-1. Gaswinning zal leiden tot een verlaging van het maaiveld en dit heeft weer effect op de duur en frequentie van de inundatie van de betreffende plaat. Die inundatie hangt ook af van de oppervlakte-waterstand, die weer onder invloed staat van het peilbeheer, welke o.a. wordt gedreven door de meteorologische omstandigheden. Centraal staat de vegetatie, die gekarakteriseerd wordt door de kwaliteit (samenstelling en structuur) en de kwantiteit (oppervlakte). Die vegetatie wordt beïnvloed door de grondsoort, de inundatie-duur en frequentie, het grondwater (de grondwaterstand en de kwaliteit van het grondwater), zelf mede bepaald door de oppervlakte waterstand, natuurlijke successie en beheer (met name beweiding) en meteorologische omstandigheden. De vegetatie is bepalend voor nestgelegenheid, die samen met predatie, verstoring en foerageersucces het broedsucces zal bepalen. De vegetatie is ook bepalend voor het voedselaanbod, dat weer van invloed is op het foerageersucces. Afhankelijk van de vogelsoort wordt het foerageersucces ook bepaald door verstoring, inundatie van de platen en de stand van het oppervlaktewater. Die laatste factoren zullen vooral effect hebben op de beschikbaarheid van het

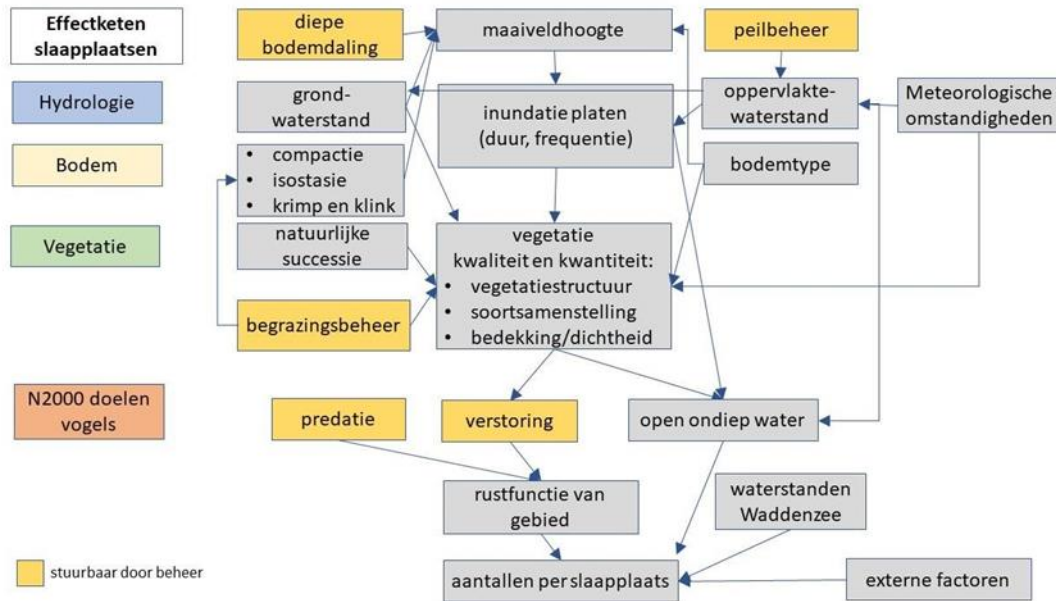
voedsel. De uiteindelijke dichtheid aan broedvogels zal niet alleen afhangen van het broedsucces en het foerageersucces, maar ook van externe factoren. Veel broedvogels zijn trekvogels die elders overwinteren en daarmee afhankelijk zijn van processen die buiten het Lauwersmeergebied plaatsvinden tijdens de trek of in het overwinteringsgebied.



Figuur 2-1 – Schematische beschrijving van de effectketen van bodemdaling door gaswinning op de dichtheid broedvogels. De richting van de pijl geeft de richting van het effect aan. In het schema is met dikke omlijnning tevens ook de focus van de analyses over monitoringsjaar 2021 aangegeven.

## 2.1.2 Slaapplaatsen

Voor slaapplaatsen is de effectketen, weergegeven in Figuur 2-2, gelijk aan de effectketen voor de broedvogels (Figuur 2-1) tot en met de effecten op de vegetatie. Daarna is de effectketen totaal anders. Slapende vogels zijn niet op zoek naar goede broedgelegenheid, maar ondiep open water, waar ze rustig en veilig kunnen slapen. Voor soorten die op het wad naar voedsel zoeken zal de waterstand in de Waddenzee een rol spelen. Deze soorten zijn alleen in het Lauwersmeergebied als het hoogwater is in de Waddenzee. Net als bij de broedvogels worden de aantallen ook bepaald door externe factoren. De slaapplaatsfunctie van het Lauwersmeer is op advies van de Auditcommissie al enkele jaren geen onderdeel meer van de jaarlijkse monitoring. Het schema is voor de volledigheid hier opgenomen omdat de slaapplaatsfunctie van het gebied gedefinieerd is binnen de Natura 2000-doelstelling.

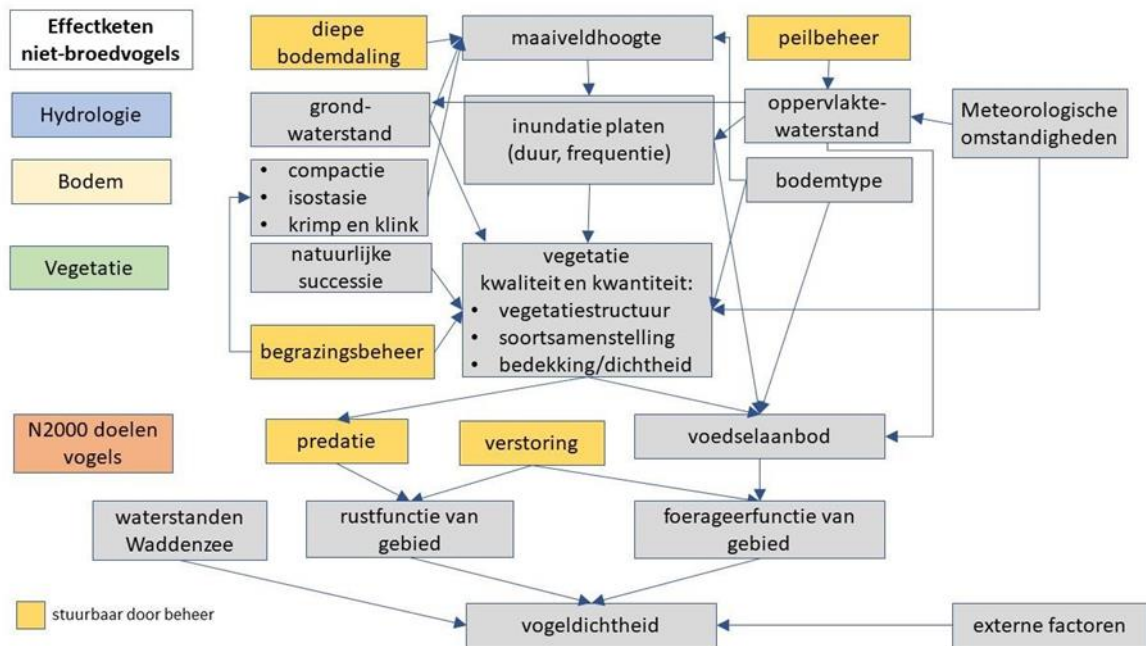


Figuur 2-2 – Effectketen voor de slaapplaatsfunctie van het Lauwersmeergebied voor vogels. Deze effectketen is geen onderdeel van de lopende monitoring

### 2.1.3 Niet-broedvogels

Voor niet-broedvogels is de effectketen, weergegeven in Figuur 2.3, gelijk aan de effectketen voor de broedvogels (Fig 2-1) tot en met de effecten op de vegetatie. Daarna bevat de effectketen elementen van beide eerdere effectketens. De niet-broedvogels zijn in het Lauwersmeer om te overleven. Daarvoor is voldoende voedsel en voldoende rust belangrijk. De effectketen voor de foerageerfunctie komt overeen met de effectketen voor de broedvogels en de effectketen voor de rustfunctie komt overeen met de effectketen voor de slaapplaatsen. De gebiedsfuncties van het Lauwersmeer voor niet-broedvogels zijn op advies van de Auditcommissie sinds 2018 geen onderdeel meer van de gedetailleerde analyses. Het schema is voor de volledigheid hier opgenomen omdat binnen Natura 2000 ook gebiedsdoelen voor niet-broedvogels gedefinieerd zijn.





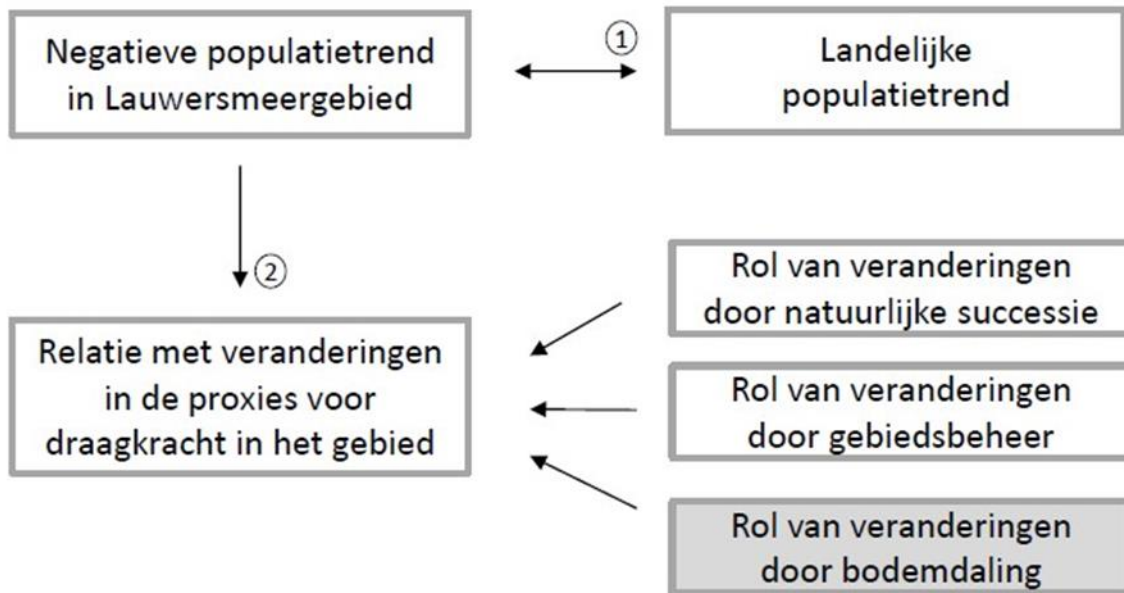
Figuur 2-3 - Effectketen voor de functies van het Lauwersmeergebied voor vogels buiten de broedtijd

## 2.2 Beoordeling van de ecologische effecten van gebiedsveranderingen

De beoordeling van de ecologische effecten van gebiedsveranderingen op de aanwezigheid, de dichtheid en de verspreiding van soorten leunt op de hierboven geschetste effectketen. De langjarige monitoring van hydrologie, vegetatie en vogels geeft een gedetailleerd beeld van de veranderingen in het gebied. Mogelijke verbanden (effectketen) blijven echter correlatief van aard. Causale verbanden zouden enkel via een experimentele benadering zichtbaar kunnen worden. Bij de beoordeling van de veranderingen volgen we daarom een stapsgewijze benadering zoals weergegeven in Figuur 2-4. Door de NAM (2020c) is tevens een dichotoom beslisschema ontwikkeld waarmee stapsgewijs ontsloten kan worden of een effect van gaswinning op Natura 2000-doelsoorten uitgesloten kan worden. De in deze rapportage gehanteerde beoordeling leunt op deze systematiek echter moet worden opgemerkt dat een beoordeling van draagkrachtveranderingen van een gebied geen triviale oefening is. We volgen daarom een benadering met proxy's voor draagkracht zoals in het vervolg wordt uitgelegd.

Tijdens een beoordeling van de mogelijke effecten van bodemdaling op beschermde natuurwaarden en specifiek vogelsoorten waarvoor een effect van bodemdaling niet op voorhand kan worden uitgesloten (zie onder 2.3 Soortselectie) wordt in een eerste stap de lokale populatietrend vergeleken met de landelijke trend om lokale ontwikkelingen goed te kunnen duiden. Vervolgens wordt een relatie gelegd met veranderingen in de proxy's voor de draagkracht van het gebied voor de betreffende soort. De draagkracht van het gebied is een theoretische term en wordt bepaald door de gebiedsfuncties (in dit geval: functies van het gebied als foerageerplek, broedlocatie, slaapplek) en de ecologische behoeftes van de soort (soms slechts in een specifiek deel van de jaarcyclus). Omdat directe metingen van beschikbaarheid en kwaliteit van voedsel, nestlocaties en veiligheid in het gebied ontbreken, dienen veranderingen in vegetatiestructuur en waterstanden als proxy's voor veranderingen in de draagkracht. Vegetatiestructuurveranderingen komen tot stand door processen van natuurlijke successie, maar ook door menselijke ingrepen via beheer met grote grazers. De hydrologie wordt onder andere bepaald door het peilbeheer en door weersomstandigheden en heeft ook invloed op de

vegetatie en op successieprocessen. De veranderingen door bodemdaling (op waterstanden en via waterstanden op vegetatiestructuur) komen daar nog bovenop. De lokale populatieveranderingen van een soort zijn dus het resultaat van een cumulatief effect van veranderingen in gebiedsfuncties. Onze beoordeling geeft per soort een inschatting van het relatieve belang van bodemdaling voor de draagkrachtverandering.



*Figuur 2-4 - Stapsgewijze beoordeling van de lokale vogelmonitoring resultaten: na de spiegeling van de plaatselijke ontwikkeling met landelijke populatietrends (1) volgt een analyse van de mogelijke effecten van lokale veranderingen in draagkracht (2). Naast natuurlijke processen gerelateerd aan de toenemende leeftijd van het gebied speelt ook terreinbeheer een belangrijke rol, in het Lauwersmeergebied specifiek de begrazing door runderen en paarden. Aanvullend op veranderingen door terreinbeheer kan ook bodemdaling (grijze arcering) de geschiktheid van het gebied voor een vogelsoort beïnvloeden, óf direct (b.v. via waterstanden of overstromingsrisico's) óf indirect (b.v. via veranderingen in de snelheid van de successie).*

A	Beslisschema voor integrale rapportage, onderdeel vogels (N2000-soorten) Y = ja, of bij twijfel / N = nee, redelijkerwijs niet		
1	Negatieve trend populatieomvang beïnvloedingsgebied?	Y→2	N→8
2	Is de geobserveerde trend (in 1) anders dan in referentiegebieden (indien beschikbaar/ relevant)?	Y→3	N→8
3	Trend een bekende oorzaak (anders dan diepe/maaienveld bodemdaling en anders dan bij 4)?	N→4	Y→8
4	Verhoudt de trend zich tot de ontwikkeling van de draagkracht van het gebied m.b.t. specifieke functies van het gebied voor de betreffende soort? (effectketen)	Y→5	N→8
	<i>Dit (4) is de vergelijking met berekende proxies / vegetatie structuur / oppervlakte ondiep water, etc. Hierbij gaat het ook om de eigenschappen van de trends: misschien is de afname van de vogelaantallen eerder begonnen dan van de draagkracht... etc.</i>		
5	Heeft de trend in de draagkracht / gebiedsfunctie een bekende of voor de hand liggende oorzaak? (anders dan bodemdaling/ maaiveldaling)	N→6	Y→8
	<i>Denk hierbij (5) aan beheer zoals begrazing / waterpeil / predatie / methodische veranderingen, etc.</i>		
6	Wat (welke parameter(s)) veroorzaakt de trend in 5 en verhoudt de trend in die parameter(s) zich tot de opgetreden bodemdaling? ( <u>richting, ruimtelijk en temporeel</u> ) (is er een mogelijke relatie..?)	Y→7	N→8
	<i>Kijk voor 6 binnen de proxies / vegetatietypen naar de bepalende parameters/ variabelen, e.g. wadslakje vorig jaar. Dit is een uitgebreid punt.</i>		
	<i>-Met "richting" gaat het om het mechanisme (zou je een afname verwachten als gevolg van bodemdaling..?)</i>		
	<i>-Bij ruimtelijk gaat het om de ruimtelijke correlatie met bodemdaling maar ook met variatie in bodemchemie (vegetatie).</i>		
	<i>-Bij temporeel gaat het om het verloop van de variabele in de tijd en of dat logisch zou zijn onder invloed van bodemdaling.</i>		
7	Een effect van bodemdaling kan niet worden uitgesloten. • Kwantificeer het effect, prognoseer de verdere ontwikkeling en beschrijf mitigerende maatregelen. • Geef aan in hoeverre dit effect aanleiding geeft om de gasproductie aan te passen (Hand Aan de Kraan).		
8	Geen effect van bodemdaling op de instandhoudingsdoelstellingen vastgesteld in het betreffende monitoringjaar.		

Figuur 2-5 - Beslisboom ter beoordeling van effecten van gaswinning op broedvogels, ontwikkelt ten behoeve van de Hand aan de Kraan systematiek (uit NAM 2020 b).

### 2.3 Verwachte effecten van gebiedsveranderingen op geselecteerde Natura 2000-broedvogelsoorten

In het Lauwersmeergebied komt een groot aantal broedvogels en niet-broedvogels voor met Natura 2000-instandhoudingsdoelen. Een aantal van deze soorten is mogelijk gevoelig voor effecten van bodemdaling door gaswinning. Op basis van gebied- en soortenkennis kan op voorhand voor een aantal vogelsoorten de populatieontwikkeling worden verklaard door andere factoren dan bodemdaling door gaswinning. In het 'Stappenplan analyse mogelijke effecten van bodemdaling monitoringdata Lauwersmeer', samengesteld door Nico Beemster en Romke Kleefstra en gepubliceerd in Kleefstra *et al.* (2016), heeft daarom een filtering plaatsgevonden door in de eerste plaats vast te stellen hoe broedvogels en niet-broedvogels het gebied gebruiken. Voor broedvogels wordt daarbij onderscheid gemaakt tussen de functies broeden en foerageren. Met betrekking tot gebiedsgebruik is onderscheid gemaakt tussen platen (zonder beheer, met beweiding of maaien), moerasontwikkelingsgebieden (dus met een eigen waterhuishouding; zonder beheer, met beweiding), open water (zeer ondiep, ondiep en dieper water) en gebieden buiten het N2000-gebied (akkers, graslanden, Marnewaard en Waddenzee).

Op basis van de hierboven beschreven aanpak zijn broedvogels opgedeeld in soorten waarvoor een negatief effect van bodemdaling door gaswinning op voorhand kan worden uitgesloten en soorten waarvoor dat niet zo is. Hierbij is de aanname gedaan dat het waterpeilbeheer in het Lauwersmeer ongewijzigd blijft.



### **Roerdomp**

Roerdampen broeden de laatste jaren uitsluitend in moerasontwikkelingsgebieden zonder beweidingsbeheer. Platen worden alleen nog gebruikt als foerageergebied, maar de mate waarin dat gebeurt is niet goed bekend. Roerdampen nestelen in de moerasontwikkelingsgebieden in relatief ondiep water (<50 cm), waar ze ook veelal foeragerend worden waargenomen. Indien de rietmoerassen door bodemdaling lager komen te liggen, kan rietland dat nu relatief droog is geschikt worden doordat de waterdiepte aantrekkelijk wordt voor Roerdampen. Rietland dat nu van belang is kan minder geschikt worden doordat het water te diep wordt of de rietvegetatie door de toegenomen waterdiepte te open wordt of zelfs overgaat in open water. In welke mate veranderingen zullen optreden is vooralsnog onduidelijk, maar aangezien moerasontwikkelingsgebieden omgeven zijn door kaden, zit daar een beperking aan.

### **Bruine Kiekendief**

Bruine Kiekendieven broeden in het Lauwersmeer zowel in moerasontwikkelingsgebieden (vooral nat rietland) als op de platen (vooral droog rietland). Bij voorkeur wordt gebroed in grootschalige rietvegetaties, waar de kans op predatie (vooral door Vossen) minder groot is. De laatste jaren broedt de soort daarom vooral op plaatdelen zonder beweidingsbeheer. Op plaatdelen met beweidingsbeheer zijn de rietvegetaties over het algemeen te zeer gefragmenteerd (zie ook Grauwe Kiekendief). Bodemdaling door gaswinning heeft naar verwachting geen effect op het areaal geschikt broedgebied van de Bruine Kiekendief.

Bruine Kiekendieven foerageren op de platen en vooral later in het broedseizoen (juni-juli) ook in het omringende landbouwgebied en de Marnewaard. Onder andere door invloed van bodemdaling kunnen de platen vernatten en kan de inundatiekans toenemen. Ook andere factoren hebben invloed op de inundatiekans. Als gevolg hiervan zullen de foerageeromstandigheden voor Bruine Kiekendieven waarschijnlijk licht verslechteren, vanwege het te verwachten negatieve effect op muizenpopulaties (zie ook hoofdstuk 7).

### **Grauwe Kiekendief**

Grauwe Kiekendieven komen sinds 2012 niet meer tot broeden in het Natura 2000-gebied van het Lauwersmeer. De soort verdween als jaarlijkse broedvogel als gevolg van een intensivering van de jaarrondbeweiding op de zuidelijke platen, in het bijzonder de Zoutkamperplaat en de Blikplaat. Geschikt, aaneengesloten rietland verdween of werd in ernstige mate gefragmenteerd. Bodemdaling door gaswinning heeft naar verwachting geen effect op het areaal geschikt broedgebied van de Grauwe Kiekendief.

Het gebied wordt nog wel gebruikt als foerageergebied door vogels die in het omringende bouwland broeden. Op de platen wordt behalve op muizen ook gejaagd op kleinere vogels. Onder invloed van bodemdaling kunnen de platen vernatten en kan de inundatiekans toenemen. Ook andere factoren hebben invloed op de inundatiekans. Als gevolg hiervan zullen de foerageeromstandigheden voor Grauwe Kiekendieven waarschijnlijk verslechteren, vanwege het te verwachten negatieve effect op muizenpopulaties. Behalve op de platen, foerageren Grauwe Kiekendieven vooral in de Marnewaard en in mindere mate in omringend landbouwgebied (zie ook hoofdstuk 7).

### **Porseleinhoen**

Het Porseleinhoen kwam in de periode 2006-2021 in kleine aantallen als broedvogel voor (0-8 territoria), uitsluitend in moerasontwikkelingsgebieden. De soort komt vooral voor in relatief open rietvegetaties met een waterdiepte van 10-25 cm. Indien deze rietvegetaties door bodemdaling een grotere waterdiepte krijgen, raken ze mogelijk ongeschikt als leefgebied. Relatief droog rietland in dezelfde moerasgebieden zou juist geschikter kunnen worden. Of hiermee het potentiële broedareaal toe- of afneemt is onduidelijk.

Op de platen zou vernatting als gevolg van bodemdaling kunnen betekenen dat er meer vestigingsmogelijkheden komen, mits dit rietland qua structuur geschikt is.

### **Kluut**

Kluten komen tegenwoordig vooral tot broeden in moerasontwikkelingsgebieden (vooral Ezumakeeg en Bochtjesplaat), waar ze nestelen in zeer schaars begroeide eilandachtige situaties. Deze zijn van belang ter bescherming tegen predatie door Vossen. Wanneer hetzelfde (natuurlijke) waterpeilbeheer in deze gebieden gehanteerd blijft, zullen eilandsituaties onder invloed van bodemdaling het ene jaar meer en in het andere jaar juist minder voorkomen, afhankelijk van de hoogteverdeling ter plaatse. Het gemiddelde effect op de broedfunctie blijkt vooralsnog onduidelijk.

Op de platen broeden kleine aantallen Kluten in kortgrazige vegetaties nabij open water. Broedgevallen zijn hier doorgaans niet succesvol als gevolg van een hoge predatiedruk (Vossen).

### **Blauwborst**

Blauwborsten komen ruim verspreid in het Lauwersmeergebied voor in droog tot vochtig rietland, liefst tot op zekere hoogte gefragmenteerd door begrazing (met modderige paden en open stukken als foerageergebied) en verruiging (struweelopslag). In nat rietmoeras ontbreekt de soort nagenoeg. Indien het huidige gerefereerde habitat vernat als gevolg van bodemdaling kan het areaal geschikt rietland afnemen, zeker in combinatie met voortschrijdende afname van rietland als gevolg van jaarrond begrazing (cumulatief effect).

### **Snor**

Snorren broeden met name in de moerasontwikkelingsgebieden met nat rietland. Op de platen broeden ze vooral op plekken waar vitaal rietland uitgerasterd is tegen vee. Voor Snorren geldt in principe hetzelfde als voor Roerdompen. Bij bodemdaling zal het oppervlak geschikt rietland in de diepe delen van moerasontwikkelingsgebieden mogelijk afnemen, maar toenemen in stukken die ondiep en/of nu nog relatief droog zijn. Of dat zal leiden tot handhaving van voldoende rietoppervlak of een toename is ongewis. Moerasontwikkelingsgebieden zijn beperkt in oppervlakte, omzoomd door kades, waardoor kansen voor rietontwikkeling begrensd zijn. Op de platen zou bestaand rietland door nattere omstandigheden geschikter kunnen worden, mits het gevrijwaard blijft van vee.

### **Rietzanger**

Rietzangers komen wijd verspreid in het Lauwersmeergebied voor, met de hoogste dichtheden op platen met grote stukken aaneengesloten rietland. Dit rietland is droog tot vochtig, veelal met een zekere mate van verruiging (struweelopslag). In de moerasontwikkelingsgebieden kunnen ook hoge dichtheden voorkomen, maar dan in de drogere stukken. De soort heeft op platen met jaarrond begrazing te kampen met een afname van het oppervlak geschikt broedhabitat.

Op de platen hoeft een zekere mate van bodemdaling geen negatief effect te hebben op Rietzangers. Mogelijk dat nu al zeer vochtige delen te nat kunnen worden, maar vermoedelijk zal de soort hier en daar 'wat opschuiven'. Echter, in combinatie met een afname van het areaal rietland als gevolg van begrazing kan het cumulatieve effect wel negatieve gevolgen hebben. Indien vochtigere omstandigheden gepaard gaan met de mogelijkheid rietland te laten ontwikkelen (beperkte inzet grote grazers), dan zullen de omstandigheden voor Rietzangers verbeteren.

In de moerasontwikkelingsgebieden komt de soort voor in de drogere delen. In deze gebieden kan het broedareaal als gevolg van maaiveldaling (veroorzaakt door gaswinning, erosie van platen door betreding door vee en veranderingen in oppervlaktewaterstanden) afnemen.

### 3. Maaiveldhoogte

---

#### 3.1 Methode

Uitgangspunt in de effectketen is de aanname dat diepe bodemdaling door gaswinning ook een daling van het maaiveld tot gevolg heeft. Bij verder gelijkblijvende omstandigheden (peilbeheer, neerslag en verdamping) leidt een maaiveldddaling tot hogere grondwaterstanden ten opzichte van het maaiveld en tot een grotere inundatiekans en inundatieduur. Bij de start van de monitoring is besloten om met tussenpozen van enkele jaren de maaiveldhoogte bij de permanente kwadraten (pq's) te bepalen. Dit om zo enige indicatie te krijgen van de mate van maaiveldverandering, om te kunnen bepalen of deze gecorreleerd is aan de diepe bodemdaling en om maaiveldhoogte te kunnen relateren aan vegetatieontwikkelingen. Dit is gedaan door de vier hoekpunten van pq's in te meten en die te middelen tot een gemiddelde maaiveldhoogte per pq. De hoogtemetingen zijn vooral in de zomerperiode (juni t/m september) uitgevoerd.

In 2008 en in 2012 zijn door de NAM maaiveldhoogtemetingen met behulp van GNSS-RTK uitgevoerd bij de grondwaterpeilbuizen (in 2008) en bij de pq's (2012). In 2008 zijn vanaf de grondwaterbuizen middels waterpassing ook de maaiveldhoogtes van de pq's bepaald (zie Bijkerk *et al.* 2008, Bijkerk *et al.* 2013). In 2019 zijn door A&W opnieuw maaiveldhoogtemetingen uitgevoerd bij de pq's. A&W heeft hiervoor een GNSS-systeem gebruikt, waarbij het positie-signaal via internet is gecorrigeerd tot een nauwkeurigheid van circa 2 centimeter horizontaal en 4 cm verticaal (Trimble Catalyst Precision). Recentelijk is overgestapt op de MarXact Uni-Gr2 die een ruimere range aan satellieten kan ontvangen en daardoor sneller en iets nauwkeuriger werkt. In rietlanden waarin veel strooisel ophoopt doet zich de vraag voor wat als bovenkant maaiveld wordt beschouwd. De werkwijze hiervoor is dat losliggende takjes en blad worden weggeschoven en vervolgens de hoogte wordt bepaald. Daaronder bevindt zich in dicht rietland vaak een mat van enigszins tot halfvergaan bladmateriaal.

De transformatie van hoogte boven geoid naar NAP-hoogte is berekend in de ESRI-collector-app of middels RDNAPTRANS op basis van de gemeten ETRS89 coördinaten. Tot en met 2022 is gebruik gemaakt van - en gecontroleerd middels - RDNAPTRANS 2008. De looptijd hiervan eindigde in oktober 2022 waarna vanaf 2023 RDNAPTRANS 2018 is gebruikt. In het Lauwersmeergebied zou de nieuwe versie van de transformatie een circa 1,5 cm lagere hoogte geven (zie [www.nsgi.nl](http://www.nsgi.nl)), maar dat zien we niet terug in de meetresultaten.

Gezien de relatief beperkte nauwkeurigheid van de GNSS-hoogtemeter ten opzichte van de bodemdaling, is in 2019 besloten om de maaiveldhoogtes bij de pq's jaarlijks te bepalen zodat bij voldoende metingen de ruis kan worden beperkt. Op elk hoekpunt doet de ontvanger geautomatiseerd vijf metingen die vervolgens worden gemiddeld en bij een te sterke variatie wordt de meting als te onnauwkeurig beschouwd. De maaiveldhoogte van de vier hoekpunten van een pq is grafisch uitgezet tegen de jaren om vast te stellen of er sprake is van een trend in verandering van deze hoogte.

#### 3.2 Vergelijking met AHN4

Om het effect te bepalen van maaiveldddaling op de overstromingskans en overstromingsduur van de platen in het Lauwersmeergebied is een vlakdekkend beeld gewenst van de actuele maaiveldhoogte. Hiervoor kan het Actueel Hoogtebestand Nederland (AHN) worden gebruikt. Sinds december 2022 is versie 4 van het AHN (AHN4) ook publiekelijk beschikbaar voor het Groninger deel van het Lauwersmeer. Een bekend probleem met het AHN is dat het maaiveld van terreinen met hoger opgaande begroeiing soms te hoog wordt ingeschat omdat er toch onvoldoende kan worden

gecorrigeerd voor de begroeiing (zie ook Brongers 2023, Kleefstra *et al.* 2023). De AHN4 is beschikbaar in twee verschillende resoluties: 0,5\*0,5 m en 5\*5 m.

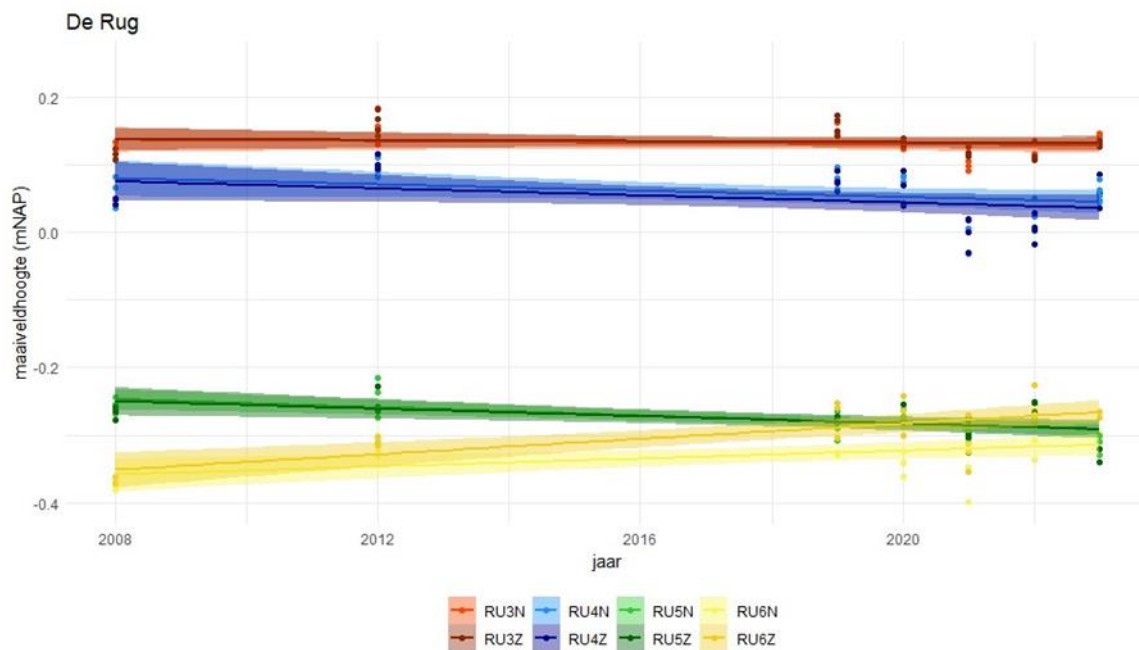
Om inzicht te krijgen in de verschillen tussen de AHN4-maaiveldhoogte (DTM-modellen) en de gemeten maaiveldhoogten zijn de hoogtemetingen op de hoekpunten van de pq's vergeleken met de waarden van het AHN4 op die locaties. Hierbij zijn zowel hoogtemetingen uit 2021, 2022 en uit 2023 gebruikt. Daarnaast zijn in 2022 (46 locaties) en in 2023 (97 andere locaties) met voornamelijk rietvegetatie nog aanvullende hoogtemetingen uitgevoerd. Deze zijn vergeleken met de waarden volgens AHN4 modellen. Beide AHN-resoluties zijn gebruikt voor de vergelijking. Ook zijn van het 0,5\*0,5 m AHN afgeleide modellen gebruikt waarbij in sterkere mate is gecorrigeerd voor de vegetatie.

### 3.3 Resultaten

#### 3.3.1 Maaiveldveranderingen

De meetresultaten van de maaiveldhoogtemetingen bij de pq's zijn weergegeven in Bijlage 1. De analyse van maaiveldveranderingen beperkt zich, net als afgelopen jaren, tot die pq's waarbij van minimaal drie jaren maaiveldhoogtes bekend zijn. PQ's die inmiddels door afslag (gedeeltelijk) zijn verdwenen zijn niet in de analyse meegenomen, evenmin als een pq dat door opslag van struiken dusdanig is veranderd dat hier bijna niet meer in te komen is en geen hoogtemetingen kunnen worden uitgevoerd.

Van de 96 wel bruikbare pq's laten 17 een verhoging van het maaiveld zien, die voor 4 ervan significant is (getoetst op  $p < 0,05$  t.o.v. geen verandering). De overige 79 pq's laten een verlaging zien van het maaiveld en bij 41 hiervan is die verlaging significant.

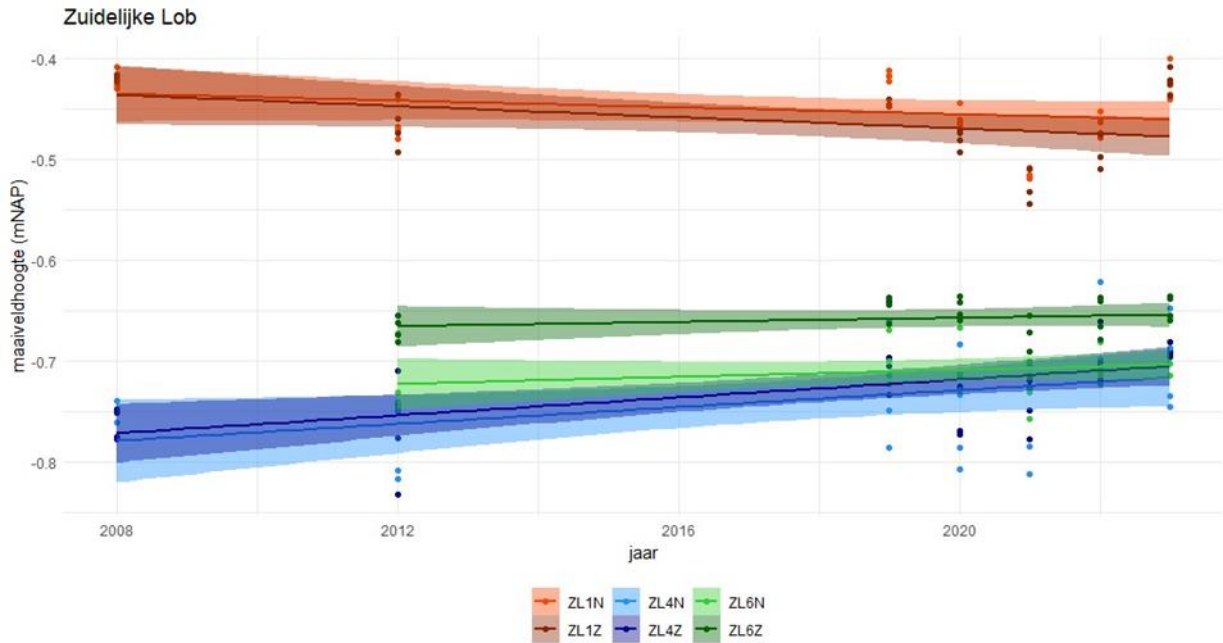


Figuur 3-1 - Verloop van gemeten maaiveldhoogte bij acht pq's op De Rug. Bij de pq's RU4Z, RU5N, RU5Z, RU6N en RU6Z is de verandering in maaiveldhoogte significant. De semitransparant gekleurde banden geven het 95% betrouwbaarheidsinterval aan. Opvallend is de toename bij beide pq's van RU6



### Toename maaiveldhoogte

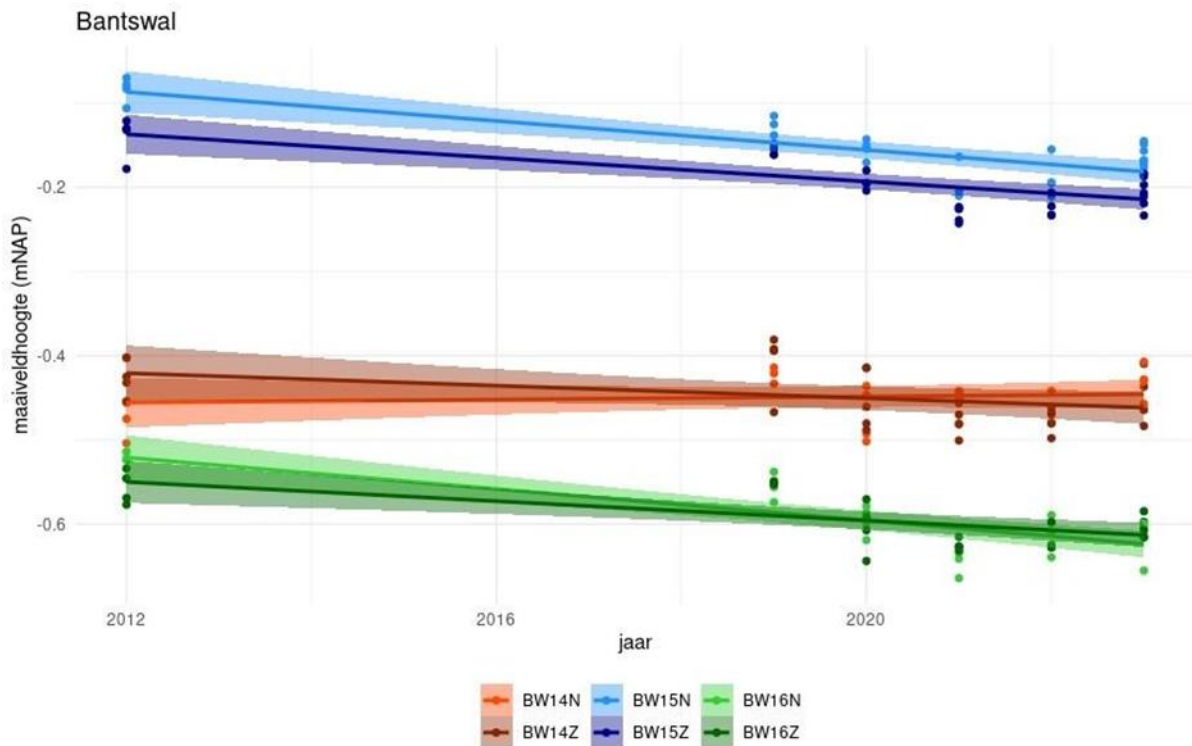
De toename van maaiveldhoogte doet zich voor bij RU6 (N+Z) en ZL4 (N+Z). RU6 ligt net op een smal oeverwallepje dat aan de meerzijde af begint te kalven. Mogelijk is hier tussen 2008 en 2012, tijdens onderhoud aan de vooroeverbeschoeiing, ook grond opgebracht. ZL4 ligt aan de rand van een dynamische en weinig begroeide laagte op de Zuidelijke lob. Of hier daadwerkelijk sedimentatie plaatsvindt bij overstromingen is niet bekend.



*Figuur 3-2 - Verloop van gemeten maaiveldhoogte bij zes pq's op de Zuidelijke Lob. Bij de pq's ZL1Z en ZL4 is de verandering in maaiveldhoogte significant. De stippen zijn de afzonderlijke metingen van de hoekpunten, de lijn is de trendlijn en de semitransparant gekleurde banden geven het 95% betrouwbaarheidsinterval aan. Opvallend is de toename in maaiveldhoogte bij ZL4, met name in de periode tussen 2012 en 2019.*

### Maaiveldverlaging

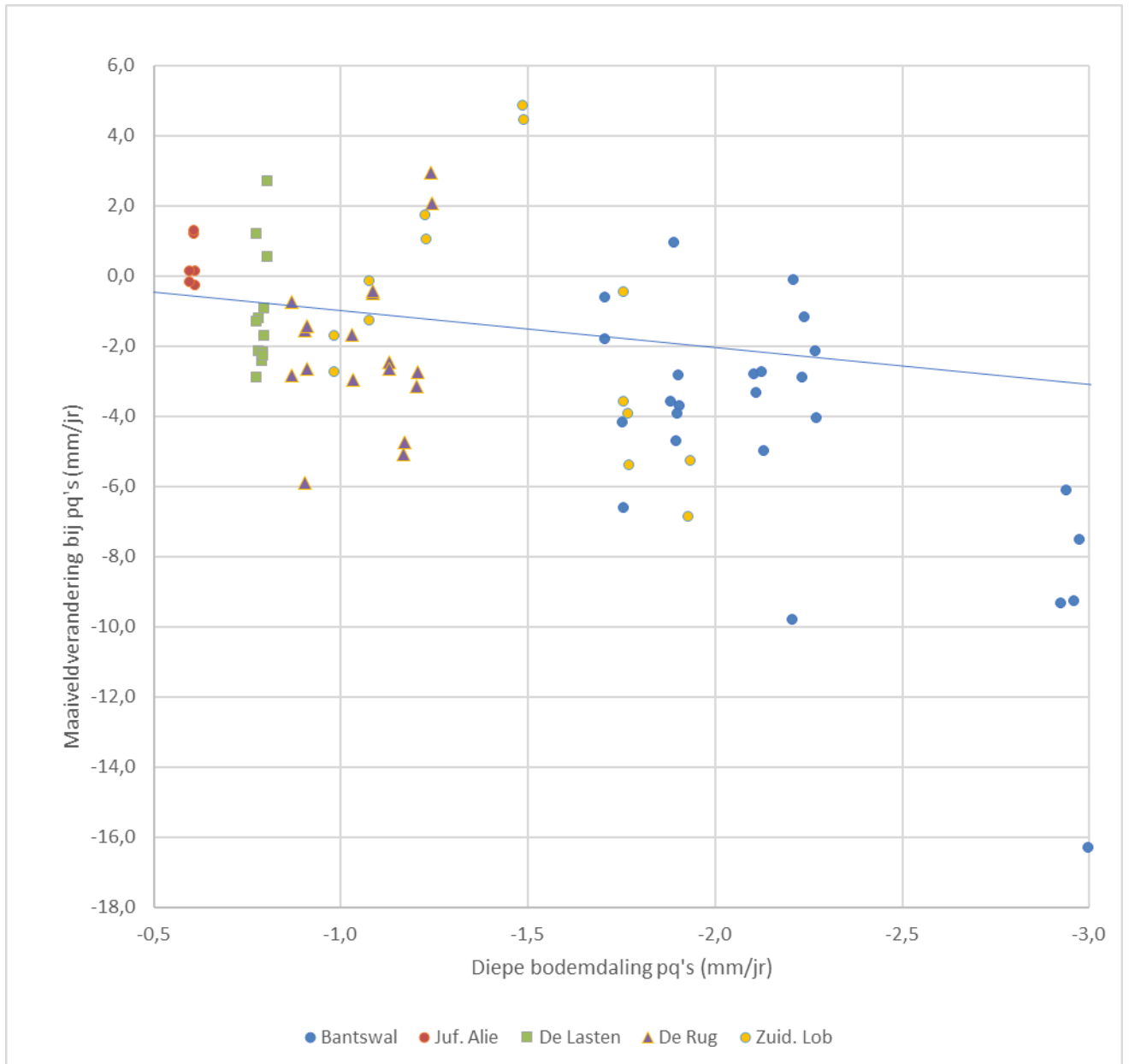
Enige maaiveldverlaging zien we bij de meeste andere meetpunten. In iets minder dan de helft van die gevallen is de verlaging zo gering (of de variatie in meetwaarden zo groot) dat deze niet significant is. Als voorbeeld is in Figuur 3-3 de verandering in maaiveldhoogte weergegeven voor drie permanente kwadranten op de Bantswal.



Figuur 3-3 – Verloop van gemeten maaiveldhoogte bij zes pq's op de Bantswal. Bij de BW15 en BW 16 is de verandering (c.q. daling) in maaiveldhoogte significant ( $p < 0,05$ ). De stippen zijn de afzonderlijke metingen van de hoekpunten, de lijn is de trendlijn en de semitransparant gekleurde banden geven het 95% betrouwbaarheidsinterval aan. Hoewel er in pq BW14Z ook sprake is van een dalende trend, is deze niet significant ( $p = 0,065$ ).

Bovenstaande figuren illustreren dat de berekende snelheid van verandering in maaiveldhoogte (uitgedrukt als mm/jr) sterk kan verschillen tussen de diverse pq-locaties zoals ook afgelopen jaren al is vastgesteld. Er is weliswaar sprake van een correlatie tussen de snelheid van diepe bodemdaling en de snelheid van maaiveldverandering, maar die is zwak (zie Figuur 3-4). De correlatiecoëfficiënt tussen beide is 0,6 indien enkel de pq's in het noordelijk deel van het onderzoeksgebied worden beschouwd, waar de meetreeks grotendeels start in 2008 of in 2012. Als ook de hoogtemetingen bij de zuidelijke pq's worden meegerekend, die in 2019 voor het eerst zijn ingemeten, dan is de correlatiecoëfficiënt slechts 0,4.

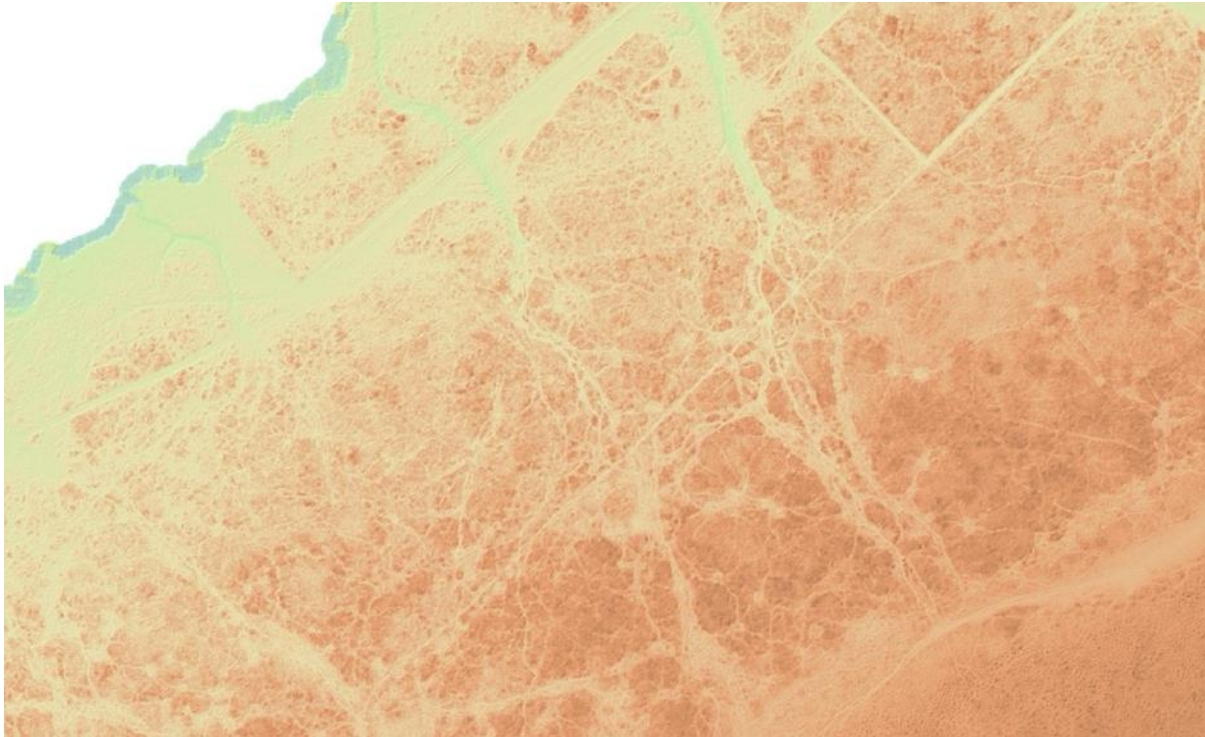
De berekende snelheid van maaiveldddaling (want dat is het doorgaans) is vaak veel groter dan de snelheid van diepe bodemdaling. Dat blijkt voornamelijk te komen door de waargenomen maaiveldddaling in de periode 2019 t/m 2021 zoals in bovenstaande figuren ook blijkt voor de pq's RU1, RU4, ZL1, BW14, BW15 en BW16. In Figuur 3-4, met alleen de metingen uit het noordelijke deel, valt pq BW19 op door de hoge snelheid van maaiveldddaling (16 mm/jr). Dit is één van de weinige pq's in dit deel waar alleen hoogtemetingen zijn uitgevoerd vanaf 2019 en de berekende snelheid is berekend over een periode van slechts vier jaar waarin regelmatig sprake was van een zeer droge zomer. Het effect van de droge zomers komt mogelijk door krimp van de kleihoudende bodem gedurende de periode met zomerdroogtes van 2018 t/m 2020. Bij BW19 spelen mogelijk ook andere oorzaken voor de sterke mate van maaiveldddaling want de pq ligt op een hoger deel dat in het verleden deel uitmaakte van de westelijk gelegen Bantpolder.



Figuur 3-4 - Verandering van maaiveldhoogte van de pq's uitgezet tegen de snelheid van de gemodelleerde diepe bodemdaling (bron: NAM 2024) op die locaties (beiden in mm/jr) voor de pq's in het noordelijk deel van het onderzoeksgebied. De blauwe lijn geeft de situatie weer waar diepe bodemdaling gelijk is aan maaivelddaling.

### 3.3.2 Vergelijking met AHN4

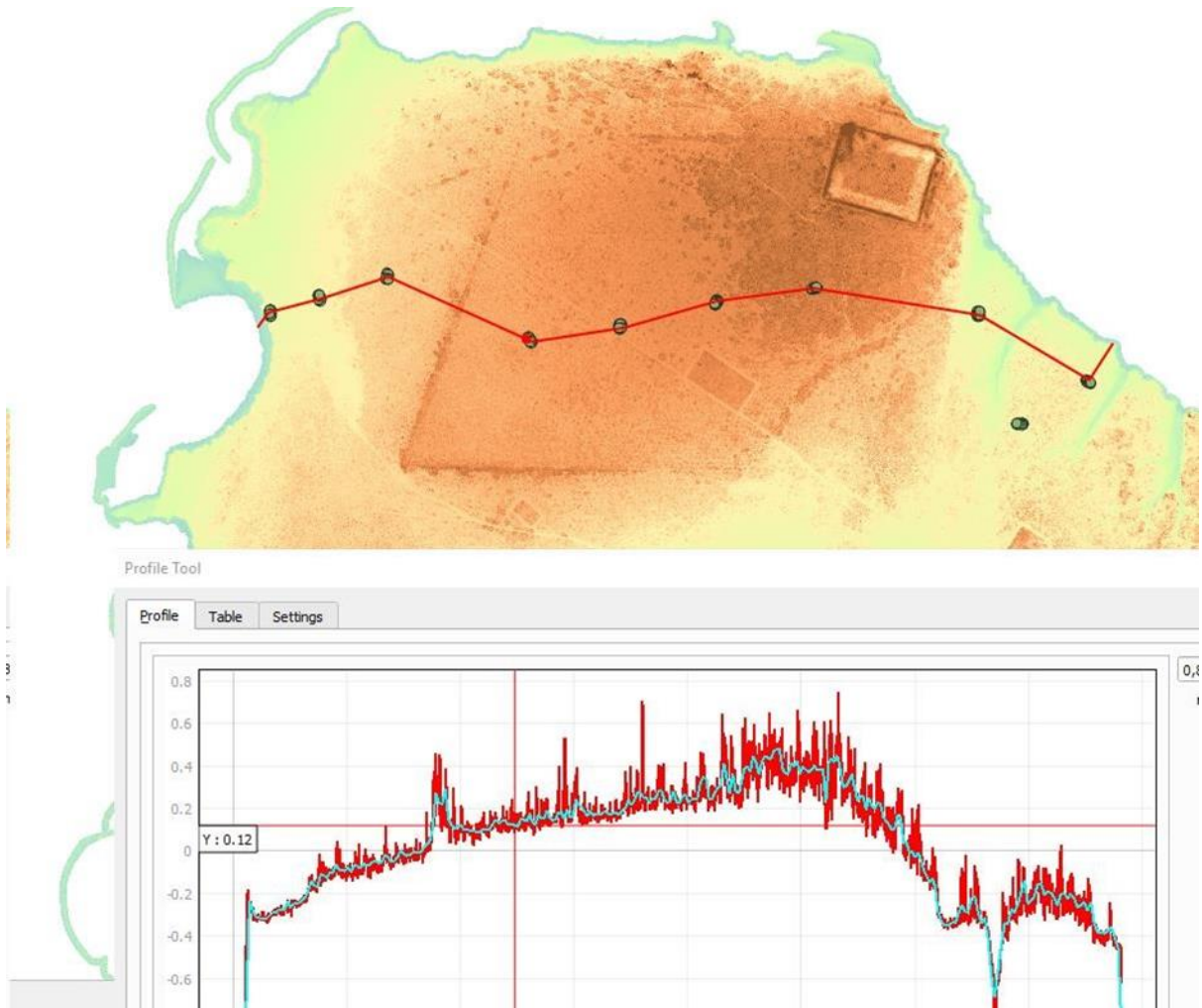
In Figuur 3-5 is de maaiveldhoogte weergegeven voor een deel van de Zoutkamperplaat, gebaseerd op het AHN4 0,5\*0,5 DTM. Duidelijk zichtbaar zijn de veepaadjes door de gefragmenteerde rietvegetatie. Het verschil in aangegeven maaiveldhoogte tussen een veepaadje en de delen ernaast bedraagt vaak 20 tot soms wel 40 cm. Onze inschatting is dat dit verschil niet enkel een gevolg is van compactie door het vee, maar grotendeels is veroorzaakt doordat de maaiveldhoogte in de delen met opgaand riet onvoldoende is gecorrigeerd voor vegetatiehoogte.



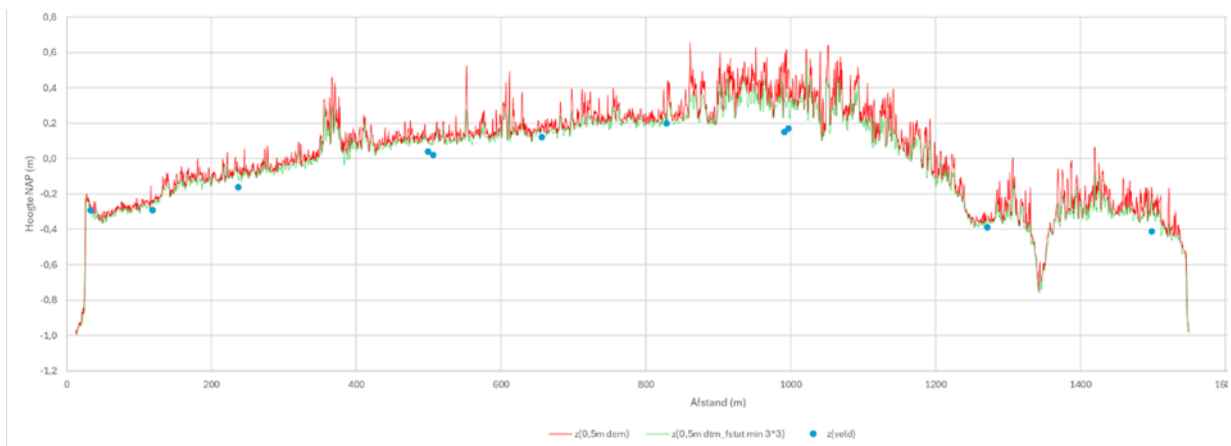
*Figuur 3-5 - Uitsnede uit de maaiveldhoogtekaart voor een deel van de Zoutkamperplaat (AHN4, DTM 0,5\*0,5 m)*

Ook op de noordelijker platen waarop zich (kruipwilg)struwelen ontwikkelen, zijn de struwelen en de open ruimte ertussen in het 0,5\*0,5 AHN4 maaivelddata duidelijk herkenbaar als donkerbruine vlekjes in een lichtbruine achtergrond (zie Figuur 3-6). Het 0,5\*0,5m hoogteprofiel laat hier een afwisseling zien van hogere en lagere 'maaiveldhoogtes' terwijl deze afwisseling in het 5\*5m profiel is weggemiddeld. Op basis van deze figuur lijkt het aannemelijk dat het werkelijke maaiveldprofiel niet zozeer het (ruimtelijk) gemiddelde is van 10 \* 10 rastercellen maar dat het ruimtelijk minimum een betere maat is voor de werkelijke maaiveldhoogte. Dat laatste blijkt ook als de gemeten maaiveldhoogtes (gemiddeld over de jaren 2021 t/m 2023) bij de hoekpunten van de pq's in het profiel worden uitgezet. Deze veldmetingen liggen op De Rug veelal dan nog zo'n 2 tot 5 cm lager dan de minimum maaiveldhoogte op basis van AHN4 0,5\*0,5m in de directe omgeving (Figuur 3-7).

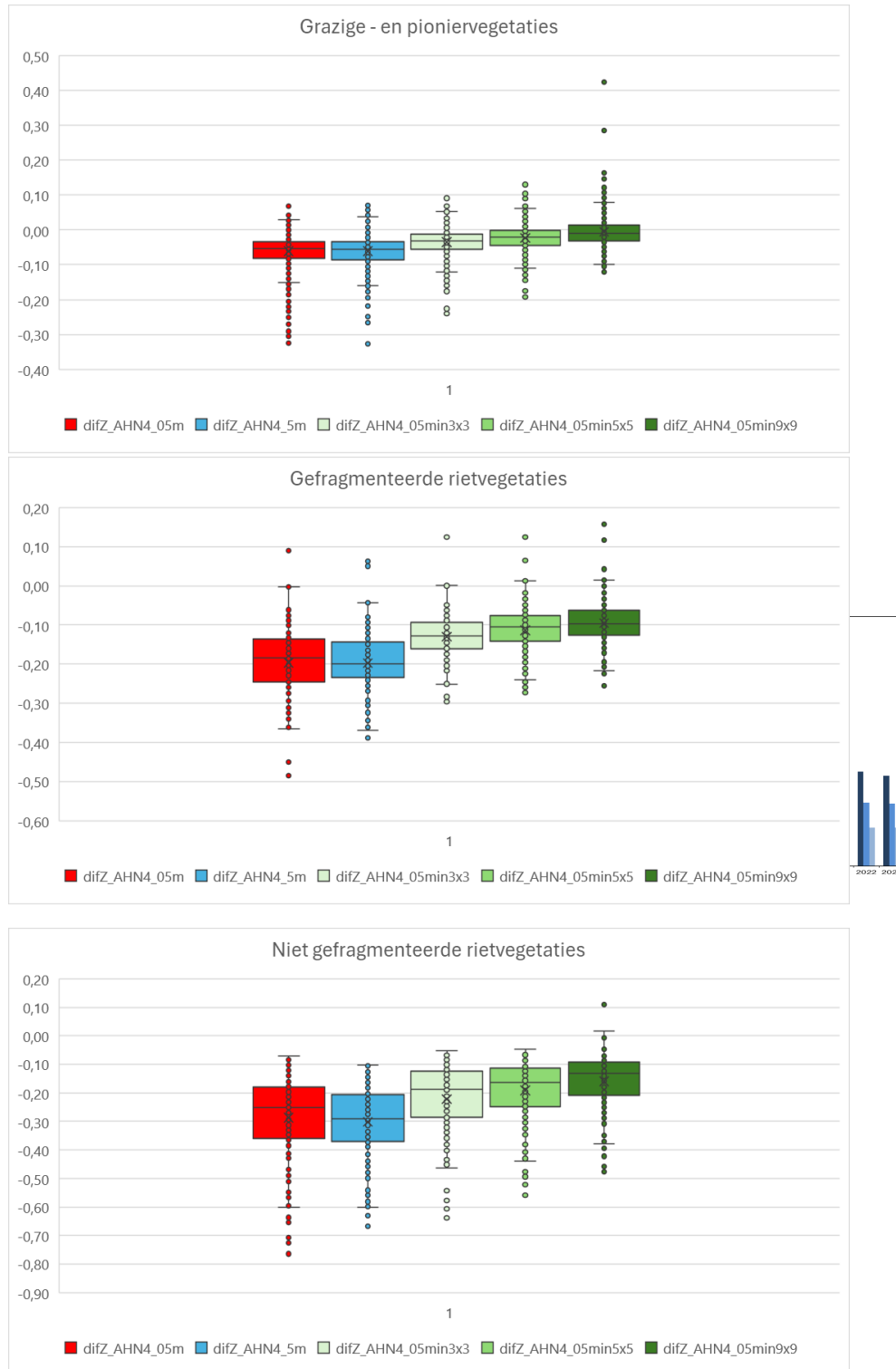
Om een beeld te krijgen binnen welke ruimtelijke schaal het minimum het best kan worden bepaald en of en hoe dit verschilt tussen de verschillende vegetatiestructuurtypen zijn in ArcGIS met focal statistics afgeleide rasterbestanden gegenereerd uit het 0,5\*0,5m AHN4 DTM. Dit houdt in dat een rastercel de minimum waarde krijgt van een blok van cellen waarvan de cel het middelpunt vormt. Daarbij zijn drie blokgroottes gebruikt: 3x3, 5x5 en 9x9 rastercellen, overeenkomend met resp. 1,5\*1,5 m, 2,5\*2,5 m en 4,5\*4,5 m. In Figuur 3-7 zijn de hoogteprofielen weergegeven van de oorspronkelijke 0,5\*0,5 m resolutie (rood) en van het daarvan afgeleide DTM gebaseerd op het minimum in een blok van 3x3 cellen (groen). Ter vergelijking zijn ook de in het veld met RTK-DGPS gemeten maaiveldhoogtes weergegeven. Hieruit blijkt dat dat het afgeleide bestand meer overeenkomt met de in het veld gemeten waarden dan het oorspronkelijke bestand.

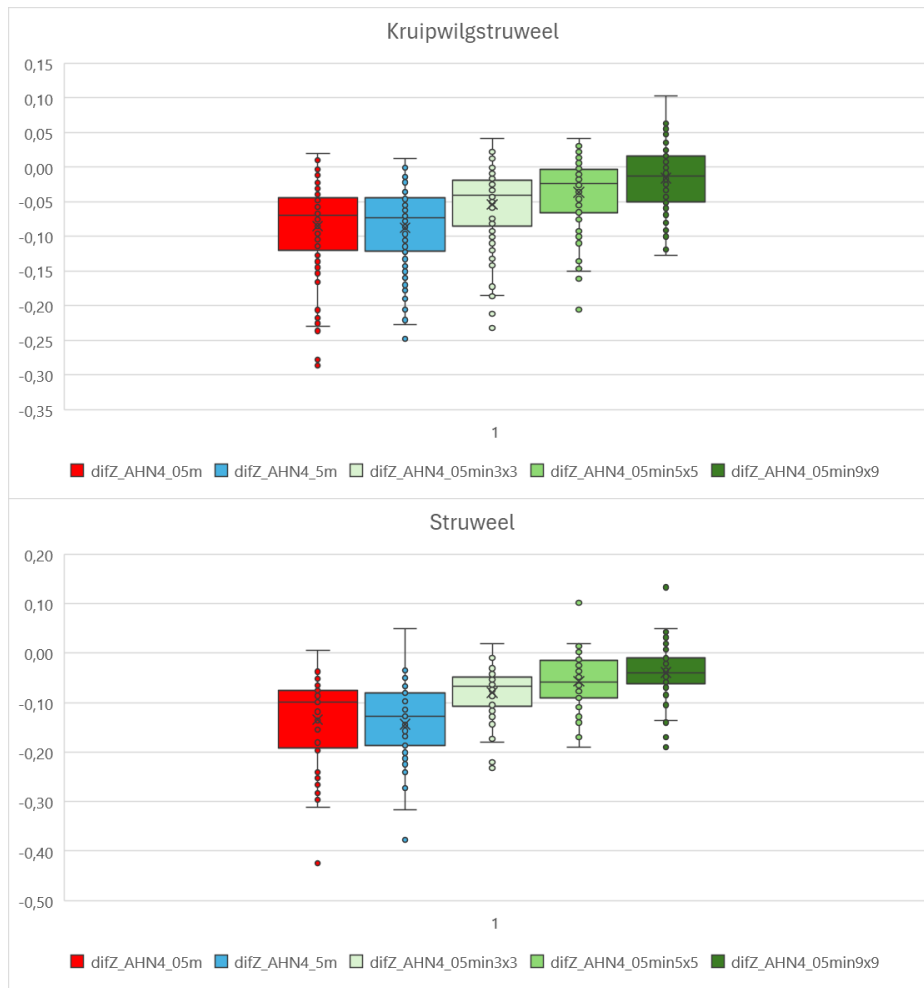


Figuur 3-6 - Uitsnede AHN4 voor De Rug met hoogteprofiel van pq RU6 in het westen naar pq RU1 in het oosten, samengesteld met de profile tool binnen QGIS. De hoekpunten van de pq's op De Rug zijn weergegeven als groene stippen. De rode lijn in het hoogteprofiel is gebaseerd op het bestand met 0,5 \* 0,5 m resolutie. De blauwe lijn is gebaseerd op de 5 \* 5 m resolutie.



Figuur 3-7 – (vorige bladzijde) Hoogteprofiel De Rug van RU6 naar RU1 gebaseerd op het oorspronkelijke 0,5\*0,5m AHN4 DTM (rode lijn) en het hiervan met focal statistics afgeleide minimum in een blok van 3x3 cellen (groene lijn). De blauwe stippen zijn de in veld gemeten maaiveldhoogtes (gemiddeld per pq-locatie voor de jaren 2021 t/m 2023).





Figuur 3-8 - Histogrammen van de verschillen tussen veldmetingen van maaiveldhoogtes bij pq's en aanvullende metingen in rietlanden ten opzichte van de geanalyseerde varianten van het AHN4 op die locaties van links naar rechts (resp. 0,5\*0,5 m origineel; 5\*5 m; 0,5\*0,5m focal statistics op minimum in 3x3 cellen; idem in 5x5 cellen; idem in 9x9 cellen). De X in de box is het gemiddelde, de lijn in de box geeft de mediaan weer. De deelfiguren verschillen in het vegetatiestructuurtype waarin de metingen zijn uitgevoerd.

Het verschil in gemeten maaiveldhoogte op de hoekpunten van de pq's (gemeten in de jaren 1021 t/m 2023) met aanvullende hoogtemetingen in rietlanden (metingen in 2022 en 2023) en de maaiveldhoogtes van de verschillende varianten van de hoogtemodellen (DRM) zijn als histogrammen in Figuur 3-8 weergegeven.

Het gemiddelde verschil tussen de veldmetingen en de hoogtemodellen is weergegeven in Tabel 3-1.

Hieruit blijkt dat de AHN4 hogere maaiveldwaarden weergeeft dan de veldmetingen. Het verschil tussen beide is het geringst bij de grasland- en pioniervegetaties. Het grootst is het verschil bij het ongefragmenteerde riet, zoals dat wordt aangetroffen op de niet begraasde delen van de Sennerplaat en binnen enkele exclosures. De verwachting was dat dit verschil in het struweel nog groter zou zijn, maar dat blijkt niet het geval.

De toepassing van focal statistics middels het minimum van de AHN4 maaiveldhoogtes in een blok cellen levert betere resultaten op dan het oorspronkelijke AHN4 0,5\*0,5 m bestand. De gemiddeld geringste afwijking tussen AHN4 en maaiveldmetingen doet zich voor bij een blok grootte van 9 x 9

cellen. Maar bij een dergelijke blok grootte doen zich wel randverschijnselen voor waardoor er juist afwijkingen in de andere richting optreden en de gemodificeerde AHN4 een lagere waarde geeft dan de veldmetingen. Door gebruik te maken van focal statistics met een blok grootte van 5 x 5 cellen wordt de afwijking tussen het originele AHN4 0,5\*0,5 m bestand en de veldmetingen tot ongeveer de helft verkleind en treden ongewenste randverschijnselen nauwelijks op.

*Tabel 3-1 - Gemiddeld verschil in maaiveldhoogte (in cm) tussen metingen in het veld (hoekpunten pq's en aanvullende metingen in rietland) en de waarde op die locatie volgens AHN4 DTM en hiervan afgeleide hoogtemodellen (zie ook de tekst). Negatieve waarden betekenen een lager maaiveld bij de veldmetingen. N = het aantal veldmetingen dat binnen dit structuurtype is gedaan in de periode 2021 t/m 2023.*

Structuurtype	N	5 x 5 m	0,5 x 0,5 m (origineel)	0,5 x 0,5 m (min.;3x3)	0,5 x 0,5 m (min.;5x5)	0,5 x 0,5 m (min.;9x9)
Grasland en pioniervegetatie	849	-6	-6	-4	-2	-1
Gefragmenteerd rietland	127	-20	-20	-13	-11	-10
Niet gefragmenteerd rietland	137	-30	-29	-22	-19	-16
Kruipwilgstruweel	104	-9	-9	-5	-4	-2
Struweel	56	-14	-13	-8	-6	-4

Als dat wordt gecombineerd met de kans dat de waterstand boven een specifieke waarde stijgt (zie ook Kleefstra *et al.* 2019), kan een overstromingskansenkaart worden opgesteld. Hierbij dient wel rekening gehouden te worden met de onzekerheid van de maaiveldhoogte in de rietlanden en met het feit dat sinds de aanleg van waterbergingsgebieden rond Groningen hoge waterpieken minder vaak voor lijken te komen.

### 3.4 Conclusies maaiveldhoogte

De meeste maaiveldhoogtemetingen bij de pq's laten een maaiveldverlaging zien. In bijna de helft van de gemeten maaiveldverlagingen is sprake van een statistisch significante maaiveldverandering.

De correlatie tussen maaiveldverandering en gemodelleerde diepe bodemdaling is zwak maar aanwezig.

De berekende snelheid van maaiveldddaling is vaak veel groter dan de gemodelleerde diepe bodemdaling wat mogelijk (mede) wordt veroorzaakt door krimp van de kleihoudende bodems gedurende (en als gevolg van) droge zomers.

De standaard AHN4 kaart geeft te hoge maaiveldhoogtes. Dat doet zich vooral voor in het rietland, waarin kennelijk onvoldoende is - of kan worden - gecorrigeerd voor de opgaande vegetatie.

Hiervoor kan aanvullend worden gecorrigeerd door uit te gaan van de minimale maaiveldhoogte binnen een blok van rastercellen van het AHN4 0,5\*0,5 m DTM. Een blok van 5 bij 5 cellen (2,5 bij 2,5 m) lijkt hiervoor geschikt. Het zo aangepaste hoogtemodel kan input zijn voor een overstromingsmodel, mede gebaseerd op de overschrijdingskans op een specifieke waterstand. Hiermee kan het effect van maaiveldddaling ruimtelijk worden ingeschat.



## 4. Hydrologie

### Rene Buijs

Bodemdaling als gevolg van de gaswinning rond het Lauwersmeer kan ertoe leiden dat de gemiddelde grondwaterstand dichterbij het maaiveld komt te liggen als het streefpeil van 93 cm – NAP gehandhaafd blijft. Op die wijze kan bodemdaling de vegetatieontwikkeling in het gebied beïnvloeden door hogere grondwaterstanden, langere voorjaarsinundaties en minder diep wegzakkende grondwaterstanden in de zomer. Daarnaast is ook een effect op de bodemfauna denkbaar die als voedsel voor bepaalde groepen vogels dient. Het monitoren van het grondwaterregime en veranderingen hierin is dan ook een belangrijke schakel in de effectketenbenadering van de monitoringsopzet in het Lauwersmeergebied.

#### 4.1 Methode grond- en oppervlaktewatermetingen

In 2007 zijn grondwaterbuizen geplaatst op 11 locaties, verspreid over het noordelijk deel van het Lauwersmeergebied. In 2014 zijn aanvullend peilbuizen geplaatst op 12 locaties in het zuidelijke deel van het Lauwersmeergebied. Locaties van de buizen zijn weergegeven in Bakker *et al.* (2015), bijlagen 1 en 3. De locaties, boorstaten en technische data zijn ook op te vragen via het Waterweb-portaal voor het Lauwersmeer: [https://www.verbelco.nl/waterweb/reports/?user\\_dataset=5fb2550987c60](https://www.verbelco.nl/waterweb/reports/?user_dataset=5fb2550987c60).

*Tabel 4-1 - Aantallen meetlocaties voor grondwaterstand en oppervlaktewaterstand per deelgebied. Hierbij is een onderscheid gemaakt tussen projectmeetpunten voor deze monitoring en de reguliere meetpunten van Staatsbosbeheer (SBB) en waterschap Noorderzijlvest.*

Deelgebied	Grondwater		Oppervlaktewater	
	Monitoring	SBB	Monitoring	Noorderzijlvest
Bantswal (noord)	2		1	
Bantswal (midden)		1		
Bantswal (zuid)	2	1		
Juffrouw Alie	1	2		
De Lasten	1	1		
De Rug	3		1	
Zuidelijke Lob	2	1	1	
Zuidelijke ballastplaat	2			
Schildhoek	2			
Zoutkamperplaat	3			
Blikplaat	2			
Sennerplaat	3			
Brug Zoutkamp				1
Sluizen Lauwersoog				1
<b>Totaal</b>	<b>23</b>	<b>6</b>	<b>3</b>	<b>2</b>

Daarnaast worden in het onderzoek meetgegevens betrokken van een aantal bestaande peilbuizen van Staatsbosbeheer (SBB), die sinds november 2000 worden opgenomen. Om in het verlengde van de peilbuisraaien ook de oppervlaktewaterstand van het Lauwersmeer te kunnen meten, zijn begin

december 2009 drie oppervlaktemeetpunten geplaatst: bij de Bantswal, De Rug en de Zuidelijke Lob. Aanvullend worden meetgegevens gebruikt van twee oppervlaktewatermeetpunten van waterschap

Noorderzijvest, bij de sluisen van Lauwersoog en in de Zoutkamperril bij de Brug van Zoutkamp. In tabel 4.1 is het aantal meetpunten per deelgebied weergegeven.

De buizen zijn uitgerust met dataloggers die één keer per uur de stijghoogte registreren. Vanaf 23 oktober 2007 zijn de waarnemingen in de eerste serie buizen gestart. Elk kwartaal vindt een controleronde langs deze meetpunten plaats. Hierbij worden de geregistreerde meetgegevens verzameld en de dataloggers op functioneren gecontroleerd. Gedurende de meetperiode hebben zich aan enkele dataloggers defecten voorgedaan. Het betreft de meetpunten LA3b, RU5a, BW1a, BW8b, BW9b en ZL5B, waarvan door uitval meetgegevens voor een korte of langere periode ontbreken. De defecte dataloggers zijn bij constatering voor herstel uitgenomen en na reparatie of vervanging weer zo snel mogelijk teruggeplaatst. De in 2009 geplaatste oppervlaktemeetpunten zijn tijdens de strenge winter van 2009/2010 door kruiend ijs verloren gegaan en in november 2011 herplaatst. Door uitval van de datalogger ontbreken de meetgegevens bij meetpunt ZL5B voor een deel van het meetjaar 2020. Voor het peilverloop van het grond- en oppervlaktewater per meetlocatie verwijzen we naar het eerder genoemde portaal: [https://www.verbelco.nl/waterweb/reports/?user\\_dataset=5fb2550987c60](https://www.verbelco.nl/waterweb/reports/?user_dataset=5fb2550987c60). In dat, voor dit project opengestelde, portaal worden de hydrologische data inzichtelijk gepresenteerd.

## 4.2 Resultaten hydrologie

### 4.2.1 Resultaten meetperiode 23 oktober 2007 – 31 december 2023

Na een meetperiode van ruim zestien jaar blijkt het jaarlijkse fluctuatiepatroon van het grondwater in grote lijnen weinig te veranderen. De meeste grondwaterbuizen laten in de winter gemiddeld een stand zien net onder of enkele centimeters boven maaiveld. Incidenteel is er op de laagste plekken sprake van een stand van enkele decimeters boven maaiveld als er sprake is van sterk verhoogde oppervlaktewaterstanden en er vanuit het meer inundatie optreedt. Vanaf april zakken de grondwaterstanden gestaag uit en beginnen weer te stijgen in de periode augustus tot oktober, afhankelijk van de jaarlijkse weersituatie. Vaak is vanaf november de hoge winterstand weer bereikt. De mate waarin en de tijdsduur waarover de standen diep wegzakken verschilt tussen de jaren en vooral de locaties.

Tot nu toe laat het jaar 2012 de minst grote uitzakking van de grondwaterstanden in de zomerperiode zien. Het relatief droge jaar 2014 kende een sterke uitzakking van de grondwaterstand in de zomer, net als 2017. Het jaar 2018 heeft met zijn extreem droog weer tot de grootste uitzakking van de grondwaterstand gezorgd sinds het begin van de geregistreerde metingen in 2007. In 2019 is de uitzakking minder extreem en is ook de droge periode minder langdurig dan het voorgaande jaar. Het jaar 2022 laat door de droge zomer een grotere uitzakking van de grondwaterstand zien, vergelijkbaar met 2019. In 2023 is de uitzakking geringer en duurt deze wat langer in vergelijking met het voorgaande jaar. Die relatief droge periode wordt onderbroken door een stijgingspiek begin augustus, veroorzaakt door de neerslag in de zeer natte laatste week van juli 2023.

Sommige buizen hebben een relatief vlak peilverloop, met een geringe mate van peilfluctuatie (BW8ab, RU3ab, RU5ab, ZB2). Meer grillig en sterker fluctuerend is het peilverloop bij de meetpunten BW1ab, JA3ab en RU1ab. Een relatief vlak verloop van de grondwaterstand met kortdurende, forse peilstijgingen is waarneembaar bij de meetpunten BW9ab, LA3ab, ZL3ab en ZL5ab. Op de lagere delen van De Rug, de Zuidelijke Lob en het zuidoostelijk deel van de Bantswal is sprake van (geringe) kwel of van intermediaire omstandigheden. Met een gemeten stijghoogteverschil tussen het diepe en

ondiepe filter van gemiddeld 8 cm is de overdruk bij meetpunt BW8ab, in de zuidelijk raai van de Bantswal, het grootst.

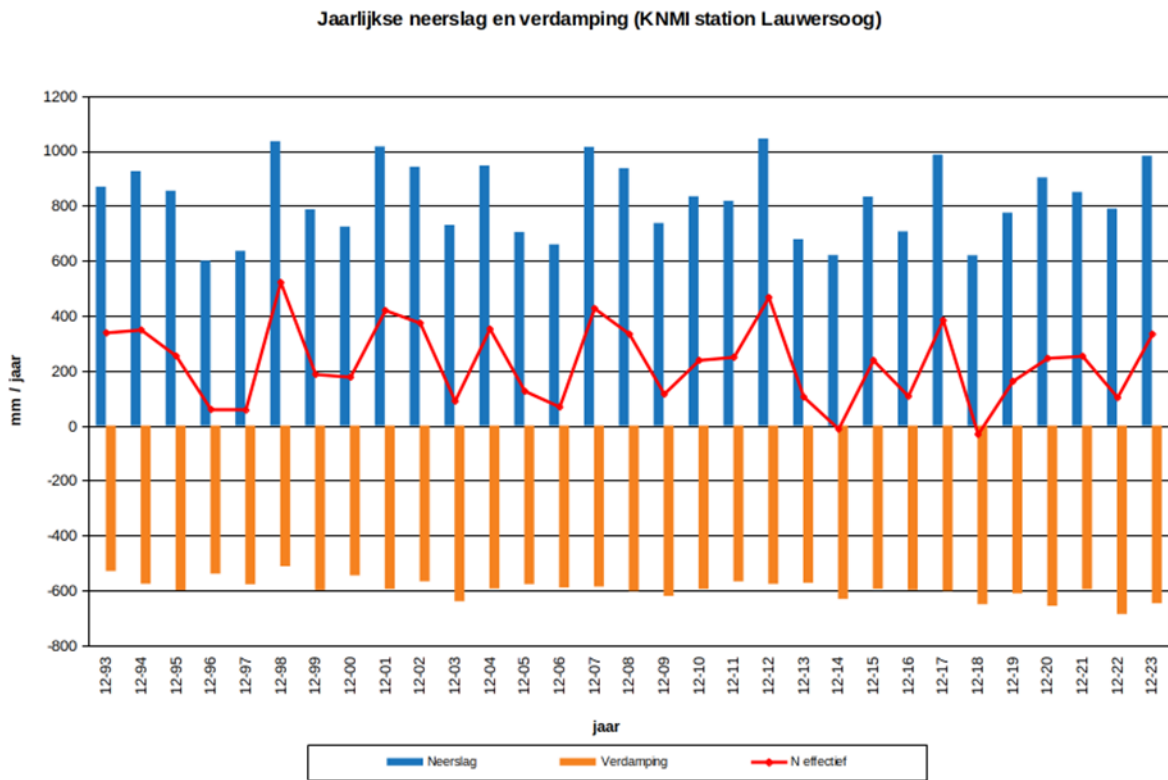
#### 4.2.2 Weer en grondwaterstanden in 2023

Het jaar 2023 is een extreem warm, zeer zonnig maar ook extreem nat jaar geweest (landelijk gemiddeld 1060 mm neerslag tegenover 795 mm normaal), het natste jaar sinds begin van de waarnemingen (bron: KNMI). In de zomerperiode viel veel neerslag, met name in de tweede helft van augustus en september. Ook de herfst was zeer zacht en zeer nat. Ook de maand november was extreem nat. Het KNMI-station Lauwersoog kwam uiteindelijk met 982 mm neerslag boven het landelijk jaargemiddelde uit.

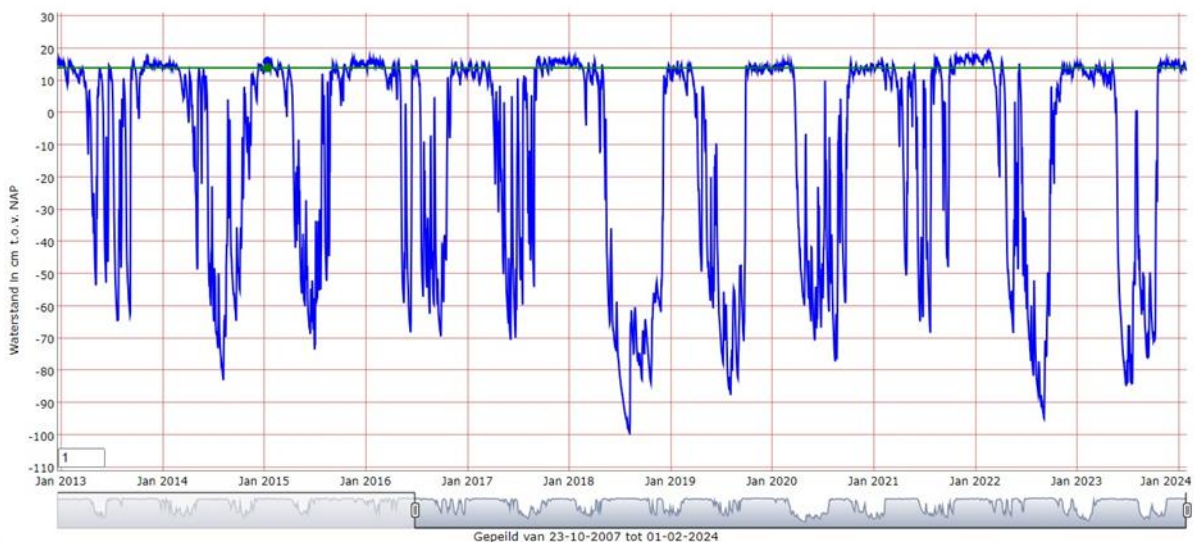
Er was in het Lauwersmeergebied over 2023 sprake van een effectief neerslagoverschot van 335 mm (Figuur 4-1) waardoor de grondwaterstanden een minder grote uitzakking vertonen dan in het voorgaande jaar.

De grondwaterstand daalt in 2023 vanaf halverwege mei, bij de meeste meetpunten tot ruim onder maaiveldniveau, met het laagste niveau rond eind juni. Dan volgt een periode van peilstijging door een korte natte periode eind juli. In de loop van augustus zakt de grondwaterstand weer uit. Medio half oktober stijgt het grondwaterpeil gestaag tot aan of boven maaiveld. Voor de resterende periode van het jaar blijft het grondwaterveld hoog, zoals het grafisch verloop voor de meetpunten laat zien (Waterweb-portaal).

In figuur 4.2 is als voorbeeld het stijghoogteverloop voor de diepere buis bij RU3 weergegeven. Uit het stijghoogteverloop blijkt dat in de zomer van 2023 de grondwaterstand wederom over een periode diep uitzakte, maar wel minder lang dan in de jaren 2018, 2019, 2020 en 2022. Tussentijds was er in de zomer een geringe aanvulling om de grondwaterstand voor korte tijd weer tot (bijna) aan maaiveld te krijgen. Voor de overige buizen en totale meetperiode verwijzen we naar het Lauwersmeerportaal binnen Waterweb.



Figuur 4-1 – Verloop neerslag en verdamping van december 1993 t/m december 2023, gebaseerd op het KNMI-station Lauwersoog. De rode lijn (N-effectief) geeft het verloop weer van het neerslagoverschot sinds december 1993



Figuur 4-2 - Verloop stijghoogte diepere buis bij RU3 (cq. RU3b) voor de periode januari 2013 t/m december 2023 (blauwe lijn). De maaiveldhoogte is met een groene lijn weergegeven

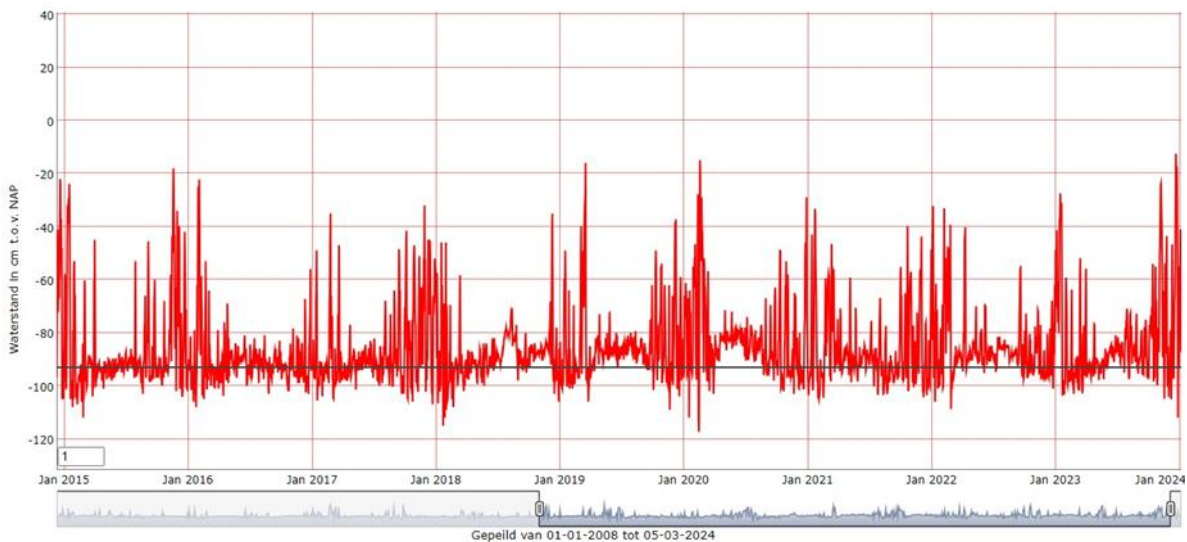
Door de diepere uitzakking van de grondwaterstand in de zomermaanden vallen de ondiepe buisfilters tijdelijk droog. In de grafieken van het grondwaterstandverloop is dit te zien aan het ontbreken van waarden bij de ondiepe peilbuisfilters (hiaat in de lijn). Aan het grondwaterstandsverloop is te zien dat de duur van de periode waarin lagere grondwaterstanden zich voordoen (uitzakking), na 2013 is

toegenomen in vergelijking tot de meetjaren ervoor. Door toedoen van de warmere en relatief drogere jaren treden plaatselijk vaker en langduriger droge standplaatsomstandigheden op.

Om de waterstanden te bufferen in de Groninger boezem laat Waterschap Noorderzijlvest bij verwachte droge perioden extra water in vanuit de beheergebieden van Wetterskip Fryslân (bij Gaarkeuken) en van Waterschap Drents-Overijsselse Delta (mondelijke mededeling J. Schenkel, WS Noorderzijlvest). Hierbij wordt voor het Lauwersmeer in deze periode een hoger streefpeil gehanteerd dan de standaard 93 cm -NAP. Dit is goed zichtbaar in het waterstandverloop van het Lauwersmeer (Figuur 4-3).

Uit Figuur 4-3 blijkt dat in de zomers van 2018, 2019, 2020, 2022 en 2023 een peil van circa -85 cm NAP is gehanteerd. Ook vallen twee voorjaarspieken op in maart en april 2023 waardoor de lagere plaatdelen geïnundeerd raakten. Dergelijke pieken doen zich doorgaans vooral in het najaar tot vroege voorjaar voor en bedragen vaak tientallen centimeters boven streefpeil.

Het grillige waterstandsverloop is ook waarneembaar in het peilverloop van de grondwatermeetpunten die nabij de plaatranden zijn gesitueerd. Bij de meetpunten die meer centraal op de platen zijn gelegen is het peilverloop minder grillig.



Figuur 4-3 - Verloop van de waterstand van het Lauwersmeer bij de Cleveringsluizen (rode lijn). In grijs is het streefpeil van 93 cm – NAP weergegeven (Bron: Waterweb/Waterschap Noorderzijlvest).

#### 4.2.3 Grondwaterstandskarakteristieken

Om het grondwaterregime te kunnen relateren aan soortensamenstelling van de vegetatie zijn eenduidige parameters gewenst die het grondwaterregime karakteriseren over een specifieke periode. Doorgaans worden hiervoor de gemiddelde grondwaterstand (GG), de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG), de gemiddeld hoogste grondwaterstand (GHG) en de gemiddelde laagste grondwaterstand (GLG) gebruikt, waarbij de stand is weergegeven ten opzichte van maaiveld. Ook de mate van peilfluctuatie kan indicatief zijn voor vegetatieontwikkelingen. De voor de verschillende meetpunten berekende GxG-waarden zijn overzichtelijk weergegeven in het Waterwebportaal.

Tabel 4-2 - Tabel 4-2 - Overzicht kengetallen meetreeksen monitoring peilbuizen Lauwersmeer voor de diepere filters. De waarden hebben grotendeels betrekking op de gehele monitoringsperiode t/m eind december 2023. Het aantal dagen inundatie (Inundatie) en diepere uitzakking (Uitzakking) betreft resp. de inundatie van maaiveld in de periode 15 maart t/m 30 april 2023 en uitzakking dieper dan 80 cm beneden maaiveld in de periode 1 mei t/m 30 september 2023. Verklaring overige kolommen: MV = maaiveldhoogte (cm NAP), GG\_NAP = gemiddelde grondwaterstand (in cm NAP), GG\_MV = gemiddelde grondwaterstand (in cm -mv), HG\_NAP = hoogste grondwaterstand (cm NAP), LG\_NAP = laagste grondwaterstand (cm NAP), Fluctuatie = verschil tussen hoogste en laagste grondwaterstand (in cm). N.B. = Onbekend vanwege uitval van de datalogger. Opmerking: HG\_NAP en LG\_NAP zijn de maxima en minima gedurende de monitoringsperiode en betreffen niet de GHG of GLG.

Peilbuis	MV	GG_NAP	GG_MV	HG_NAP	LG_NAP	Fluctuatie	Inundatie	Uitzakking
BW1B	31	-27	58	33	-145	178	0	128,5
BW3B	-41	-62	21	23	-160	183	47,0	0
BW8B	-12	-44	32	30	-207	237	37,6	104,0
BW9B	-50	-81	31	26	-206	232	24,3	65,8
JA3B	-41	-75	34	-34	-157	123	0	35,4
LA3B	-66	-83	17	23	-188	211	4,8	N.B.
RU1B	-39	-74	35	24	-143	167	0	41,9
RU3B	14	-9	23	23	-101	124	8,3	54,8
RU5B	-4	-46	42	21	-126	147	0	83,9
ZL3B	-64	-96	32	24	-201	225	2,6	72,1
ZL5B	-44	-76	32	25	-177	202	38,8	0
ZB2	-14	-38	24	-3	-140	137	47,0	39,8
ZB3	-12	-50	38	-1	-142	141	21,1	75,9
SH2	-14	-53	39	-4	-175	171	29,2	124,5
SH3	-29	-61	32	-5	-209	204	11,3	109,2
ZP1	-45	-91	46	-6	-219	213	0,4	118,6
ZP4	-58	-80	22	-5	-180	175	47,0	27,5
ZP5	-2	-69	67	-2	-180	178	0	128,5
BP2	-50	-82	32	-6	-211	205	47,0	114,6
BP3	-74	-89	15	-18	-218	200	47,0	19,8
SP1	-4	-22	18	13	-163	176	0,1	48,9
SP3	-66	-90	24	-13	-237	224	2,2	51,0
SP6	-65	-85	20	-13	-222	209	23,9	33,8

Enkele kengetallen van de tot nu toe verzamelde meetgegevens van de peilbuizen die gebruikt worden voor monitoring staan in tabel 4.2. Hierin zijn voor het jaar 2023 de duur van inundatie in het voorjaar (15 maart t/m 30 april) en de duur van dieper wegzakkende standen in de zomerperiode (1 mei t/m 30 september) opgenomen. Die periode is afgestemd op de periode van het wegzakken van grondwaterstanden in het onderzoeksgebied. Gemiddeld over deze buizen bedroeg in 2023 het aantal dagen uitzakking (dieper dan 80 cm -mv) in de zomerperiode 67,2. Ter vergelijking: in 2022 was dit gemiddeld 82,3 dagen hetgeen het natte jaar 2023 nog eens benadrukt. Zelfs bij de laagst gelegen meetpunten BP2, BP3, SP3 en SP6 is in 2023 ten opzichte van 2022 een forse afname in het aantal dagen uitzakking te zien.

Door 's zomers optredende droogval bij de waterstand beneden een niveau van 80 cm -mv ontbreken de waarden voor de ondiepe filters (A), die daarom uit het overzicht zijn weggelaten.

Tabel 4.2 laat zien dat langdurige inundaties (periode van meer dan een week) van het maaiveld in de voorjaarsperiode van 2023 zich voordoet bij de meetpunten Bantswal BW3 en BW8, De Rug RU3, Zuidelijke Lob ZL5B, Blikplaat BP2 en BP3, Zuidelijke Balastplaat ZB2 en ZB3, Schildhoek SH2 en SH3, Zoutkamperplaat ZP4 en op het noordelijk deel van de Sennerplaat, bij SP6. Minder langdurig (een week of minder) is de inundatie bij de meeste overige meetpunten. In vergelijking met voorgaand jaar is de inundatieduur in de meeste gevallen hoger uitgevallen. Dit heeft te maken met natte maanden maart en april en het feit dat de Cleveringsluizen door toedoen van de winterstorm (op 13 maart) tijdelijk niet hebben kunnen spuien.

Het is overigens niet per definitie zo dat relatief laag gelegen delen van een plaat meer dagen inundatie hebben dan de hoger gelegen delen. Op de Rug liggen de buizen RU1 en RU5 relatief dicht bij het open water en is de maaiveldhoogte resp. 39 en 4 cm -NAP. De midden op de plaat gelegen buis RU3 heeft een maaiveldhoogte van 14 cm +NAP. Desondanks hebben de beide lagere locaties in de periode vanaf 2015 vrijwel nooit te maken gehad met inundatie terwijl dit voor RU3 wel geldt. Daar ligt de grondwaterstand, door de bolling van het freatische peil in het voorjaar rond maaiveld en soms net erboven, terwijl deze bij de lagere buizen er enkele decimeters onder ligt.

#### 4.2.4 Modelleren van de grondwaterstanden

Met behulp van tijdreeksanalyse middels Menyanthes (Von Asmuth *et al.* 2005) zijn de meetreeksen van de grondwaterstand per meetpunt doorgerekend. Voor alle grondwaterreeksen is een lineair tijdreeksmodel gemaakt met neerslag en verdamping (zie bijlage 4 voor overzicht jaargegevens) als verklarende factoren. Ook het peilverloop van het oppervlaktewater in het Lauwersmeer (meetpunten Brug Zoutkamp en Sluizen Lauwersoog) is aanvullend als verklarende factor gebruikt bij de uitgevoerde modellering. Doorgaans wordt ervan uitgegaan dat er bij een verklaarde variantie van meer dan 70% sprake is van een acceptabele modellering. De drie eigen meetpunten voor registratie van de oppervlaktewaterstand tonen onderling grote overeenkomst en ook met het langjarig waargenomen meetpunt bij de Cleveringsluizen. Door de relatief korte meetreeksen van de eigen oppervlaktewatermeetpunten geven deze in de tijdreeksanalyse minder goede resultaten dan de langere reeksen van het Waterschap.

In Tabel 4-3 zijn de modelresultaten weergegeven. Bij de in Menyanthes gemodelleerde grondwatermeetreeksen van de meetpunten in het Lauwersmeergebied is de verklaarde variantie wisselend. Het merendeel van de in 2007 geplaatste buizen heeft, met neerslag en verdamping als verklarende factoren, een verklaarde variantie van 70 tot 80%. Maar bij LA3b (De Lasten) wordt de variantie onvoldoende verklaard. Het grootste deel van de in 2014 geplaatste peilbuizen laat - omdat de meetreeksen langer zijn geworden - inmiddels een voldoende modelresultaat zien. Uitzondering hierop zijn de buizen op de Sennerplaat.

Als door oppervlakkige afstroming (bij grondwaterstanden boven maaiveld) er sprake kan zijn van een niet-lineaire respons van stijghoogte op neerslag en verdamping, dan heeft een niet-lineair model met een grenswaarde (threshold) de voorkeur (Lehsten *et al.* 2011). In Menyanthes kan een dergelijk niet-lineair model worden opgesteld, maar dan alleen met verdamping en neerslag als verklarende factoren. Het gebruik van niet-lineariteit geeft, voor de meeste meetpunten, de beste modelresultaten met het hoogste percentage verklaarde variantie en de kleinste waarde voor de FPE (Final Prediction Error). De FPE is een maat voor de modelkwaliteit, gebaseerd op het Akaike's Index Criterium (AIC). In vergelijking tot de voorgaande rapportage is het percentage verklaarde variantie voor de meeste meetpunten weinig toegenomen (soms zelfs licht afgenomen). De FPE is in de regel iets kleiner geworden. Dit strookt met het gegeven dat de modelvoorspelling beter wordt naarmate de beschikbare meetreeksen langer worden.

De verwachting is dat het meerpeil van invloed is op de grondwaterstanden. Bij bodemdaling kan ook worden verwacht dat - gecorrigeerd voor neerslag, verdamping en meerpeil - de grondwaterstand (ten opzichte van maaiveld) hoger wordt en er een (lineaire) trend aanwezig is. Om te vergelijken of toevoeging van het meerpeil en/of een lineaire trend als verklarende variabelen een beter model oplevert, kan in Menyanthes alleen met een lineair model worden gewerkt. Het model met de laagste FPE is van de drie lineaire modellen dan het beste (c.q. minimaal adequate) model. Uit tabel 4-3 blijkt dit doorgaans het model te zijn met alleen neerslag en verdamping als verklarende variabelen. Toevoeging van een trend (in combinatie met meerpeil) levert bij de meetpunten BW1, ZB3, SH2 en ZP5 een zeer gering beter model op, bij een gelijkblijvende FPE of iets lagere FPE. Een effect van deze verhoogde grondwaterstanden blijkt daar overigens nog niet uit de vegetatieontwikkelingen (zie par. 5.1.3).

Ondanks duidelijke maaiveldaling bij (de pq's naast) de verschillende buizen lijkt bij de meeste buizen geen sprake te zijn van verhoging van grondwaterstanden ten opzichte van maaiveld. Voor een deel is dit mede te wijten aan het feit dat bij veel buizen in de periode van november tot in april de stijghoogte van het grondwater tot of soms net boven het maaiveld uit komt. Hogere grondwaterstanden zijn in die periode dus niet mogelijk omdat de bodem verzadigd is en overtollig water over het maaiveld afstroomt naar het meer. Vandaar ook dat de niet lineaire modellen gebaseerd op alleen neerslag en verdamping een beter modelresultaat geven dan het gebruikte lineaire model. Enkel in de zomerperiode (met stijghoogtes beneden maaiveld) en bij inundaties vanwege hoge waterstanden in het meer zijn effecten van maaiveldaling te verwachten. Kennelijk zijn dan neerslag en verdamping dusdanig bepalend dat maaiveldaling (als trend) in combinatie met de waterstand in het meer geen toegevoegde waarde hebben voor het model.

Door het te geringe percentage verklaarde variantie (minder dan 70%) bij de meetpunten in de Lasten (LA3b), Zuidelijke Ballastplaat (ZB2), Schildhoek (SH3), Blikplaat (BP3) en Sennerplaat (SP1, SP3 en SP6), kan voor het grondwaterpeilverloop van deze buizen een eventuele relatie met bodemdaling niet worden vastgesteld.

Tabel 4-3 – (deels volgende bladzijde) Overzicht resultaten modellering grondwatermeetreeksen in Menyanthes. Per filter zijn de verklaarde variantie (in %) en de FPE (schuingedrukt) weergegeven.

Meetreeks	BW1B	BW3B	BW8B	BW9B	JA3B	LA3B
Prec + Evap	82,7 0,019	80,8 0,017	75,5 0,028	78,8 0,023	77,2 0,014	67,0 0,023
Prec + Evap + Niet Lineariteit	90,9 0,015	83,2 0,012	91,1 0,013	89,9 0,013	79,8 0,011	86,6 0,012
Prec + Evap + Opp.waterpeil	82,1 0,019	80,7 0,018	76,0 0,030	78,1 0,025	77,3 0,016	65,7 0,025
Prec + Evap + Opp.wp + Lin.trend	83,0 0,019	80,7 0,018	76,5 0,030	78,2 0,025	77,4 0,016	65,9 0,025



Meetreks	RU1B	RU3B	RU5B	ZL3B	ZL5B		
Prec + Evap	82,3 0,015	70,2 0,017	71,2 0,017	78,0 0,028	74,4 0,023		
Prec + Evap + Niet Lineariteit	79,6 0,015	79,4 0,010	85,1 0,009	85,5 0,020	79,2 0,017		
Prec + Evap + Opp.waterpeil	82,6 0,016	70,5 0,020	72,3 0,019	77,0 0,031	72,7 0,027		
Prec + Evap + Opp.wp + Lin.trend	82,6 0,016	71,9 0,020	72,3 0,019	77,0 0,031	73,3 0,027		
Meetreks	ZB2	ZB3	SH2	SH3	ZP1	ZP4	
Prec + Evap	66,7 0,027	82,1 0,016	74,9 0,028	68,3 0,026	79,3 0,024	74,7 0,023	
Prec + Evap + Niet Lineariteit	83,4 0,017	85,2 0,013	88,7 0,020	88,2 0,015	89,7 0,016	82,1 0,017	
Prec + Evap + Opp.waterpeil	66,4 0,027	83,0 0,016	75,1 0,028	68,5 0,025	77,8 0,024	73,8 0,024	
Prec + Evap + Opp.wp + Lin.trend	66,4 0,027	83,7 0,016	75,8 0,028	68,9 0,025	77,8 0,024	74,1 0,024	
Meetreks	ZP5	BP2	BP3	SP1	SP3	SP6	
Prec + Evap	81,1 0,015	73,6 0,025	59,7 0,022	49,7 0,016	60,6 0,028	61,7 0,016	
Prec + Evap + Niet Lineariteit	91,7 0,011	90,8 0,016	84,5 0,014	73,6 0,010	77,8 0,020	84,9 0,010	
Prec + Evap + Opp.waterpeil	82,1 0,015	73,7 0,026	59,6 0,023	50,1 0,017	58,1 0,029	61,7 0,017	
Prec + Evap + Opp.wp + Lin.trend	82,1 0,015	74,2 0,026	59,6 0,023	50,6 0,017	58,5 0,029	61,7 0,017	

### 4.3 Conclusie maaiveldveranderingen en grondwaterregime

Het grondwaterstandsverloop wordt voornamelijk bepaald door neerslag en verdamping. Toevoeging van een lineaire trend, in combinatie met het oppervlaktewaterpeil van het Lauwersmeer, levert slechts bij enkele meetpunten een iets beter model op. Terwijl juist verwacht werd dat bodemdaling zou leiden tot hogere standen ten opzichte van maaiveld en dat dit nog versterkt zou worden door het feit dat in de zomers van 2018 t/m 2020 en 2022, 2023 het oppervlaktewaterpeil ongeveer 8 cm boven het streefpeil van 93 cm -NAP is gehouden. Bovendien liggen de meeste meetpunten waar het model met lineaire trend gering beter scoort dan het simpeler model, vrij ver van het centrum van de dalingschotel. Dat betekent dat een ruimtelijke relatie tussen een lineaire trend en de mate van bodemdaling ontbreekt. Een relatie tussen bodemdaling en grondwaterstandsverloop ten opzichte van maaiveld is, net als in voorgaande jaren, niet aantoonbaar aanwezig.

## 5. Vegetatie

---

### Rob Venderbos en Wout Bijkerk

De vegetatiemonitoring in 2023 omvatte alleen de jaarlijkse monitoring en analyse van de permanente kwadraten (pq's). In 2022 zijn daarnaast ook de transecten gekarteerd (zie Kleefstra *et al.*, 2023) en voor 2024 is de structuurkartering gepland.

### 5.1 Monitoring permanente kwadraten

#### 5.1.1 Werkwijze monitoring en analyse pq's

Het meetnet in het onderzoeksgebied bestaat uit 100 pq's. Iets meer dan de helft hiervan is in 2007 geplaatst, allen in het noordelijk deel van het gebied. Naderhand zijn er pq's bijgeplaatst om een evenredige verdeling te krijgen over de mate van gemodelleerde bodemdaling en de vegetatietypen. Ook is het meetnet in 2014 uitgebreid naar de zuidelijke platen. De vóór 2014 geplaatste pq's zijn duplo's van één locatie. Later is volstaan met één pq per locatie. Nadere informatie is te vinden in Bakker *et al.* (2015). De pq's worden jaarlijks opgenomen en behalve de bedekking van de aanwezige soorten worden ook andere parameters (bedekking van de structuurlagen, reliëf, de mate van vertrapping door vee, e.a.) genoteerd. In de directe omgeving van een aantal van de pq's wordt dagelijks de stijghoogte gemeten in grondwaterbuizen om een relatie tussen grondwaterregime en soortensamenstelling mogelijk te maken. De globale locaties van de pq's zijn weergegeven in bijlage 3. In bijlage 4 zijn de opnamegegevens van de pq's uit 2022 in geordende tabellen weergegeven per vegetatiegroep. Meer gedetailleerde kaarten met de locaties zijn te vinden in Bakker *et al.* (2015).

De analyse van de pq's is via twee sporen uitgevoerd:

1. Een analyse op basis van de totale soortensamenstelling middels het computerprogramma ITERATIO (Holtland & Hennekens 2020). Deze methode is alleen gebruikt voor een indicatie van verandering in enkele abiotische standplaatsfactoren;
2. Een analyse op basis van enkele vaste groepen plantensoorten. Dit is de wijze waarop ook de afgelopen jaren de pq's zijn geanalyseerd. Deze analyse is gebruikt voor indicatie van structuurveranderingen.

#### Analyse van abiotische indices op basis van de totale soortensamenstelling

Hiervoor is gebruik gemaakt van het computerprogramma ITERATIO versie 2 (Holtland & Hennekens 2020). Dit pakket is in eerste instantie bedoeld om op basis van een vegetatiekartering en vegetatieopnamen een vlakdekkende kaart te maken van abiotische terreincondities. Het kan echter ook worden gebruikt voor het vergelijken van indicaties voor abiotische standplaatsfactoren van vegetatieopnamen, zowel in de ruimte als in de tijd. Op deze laatste wijze is het programma gebruikt.

In het kort komt het erop neer dat ITERATIO beschikt over een database met karakteristieke indicatiewaarden van een relatief beperkte set plantensoorten voor grondwaterstand (GvG, in cm - mv), zuurgraad (pH-H<sub>2</sub>O), zoutgehalte (variërend van 0\_zoutintolerant tot 9\_hyperhalien) en voedselrijkdom (variërend van 1\_zeer voedselarm tot 9\_zeer voedselrijk). Die indicatiewaarden verschillen per Fysisch Geografische Regio. Van veel plantensoorten ontbreekt de indicatiewaarde omdat deze soorten een brede optimumcurve (amplitude) of soms een tweetoppige optimumcurve hebben voor die standplaatsfactor. Op basis van de bedekking van de soorten in een vegetatieopname berekent ITERATIO (iteratief, middels reciprocal averaging) de indicatiewaarden van alle soorten uit de gehele

opnamenset en de gewogen gemiddelde indicatiewaarden van de individuele opnamen. Soorten die doorgaans een goed gedefinieerde smalle optimumcurve vertonen voor een milieufactor krijgen een vaste waarde voor die factor. Na elke iteratiestap wordt de waarde van die soort teruggezet naar de initiële (vaste) waarde. ITERATIO biedt de mogelijkheid om deze initiële waarden en hun weging eventueel aan te passen, maar daar is in dit geval geen gebruik van gemaakt.

Middels ITERATIO ontstaat een set 'gebiedseigen' indicatiewaarden per soort. Het is echter van belang om zoveel mogelijk gebruik te maken van de totale variatie in een milieufactor binnen een gebied. Met andere woorden: de opnamen dienen verspreid te liggen over de in het gebied aanwezige gradiënten (mondelijke mededeling S. Hennekens). Bij de plaatsing van de pq's in het Lauwersmeergebied is echter vooral gelet op de spreiding over de verwachte bodemdalingscontouren. Om toch een bredere spreiding over de standplaatsfactoren te krijgen, is aanvullend gebruik gemaakt van andere vegetatieopnamen in het gebied die geen deel vormen van de set pq's uit dit onderzoek. Dat betreft vegetatieopnamen die gemaakt zijn ter onderbouwing van de vegetatietypologie van de vegetatiekarteringen van 2004 (Van der Veen *et al.* 2005) en 2015 (Bakker & De Hoop 2016). De set waarmee ITERATIO heeft gerekend bestond daarmee uit 1822 opnamen met in totaal 368 soorten. Hiervan waren 1534 vegetatieopnamen afkomstig uit de set pq's binnen deze monitoring.

### Analyse op basis van vooraf gedefinieerde soortgroepen

Uit de pq-monitoring zijn de volgende indicatoren voor structuurveranderingen afgeleid:

- Verrieting: Indicator is de bedekking van Riet in de pq's;
- Verstruiking: Indicatoren zijn de totale bedekking van verschillende houtige plantensoorten en de totale bedekking van de struiklaag (boomlaag is hier niet relevant);
- Pionierkarakter: Indicatoren zijn het aandeel niet door planten bedekte bodem in de pq en de totale bedekking van pionier- en tredplanten.

In de rapporten van de afgelopen jaren zijn groepen plantensoorten ook gebruikt als indicator voor de volgende abiotische indices: vernatting, verzuring, verzilting en eutrofiering en hun tegenhangers verdroging, toename basenrijkdom, ontzilting en verschraling. Omdat deze indicaties voor abiotiek ook worden afgeleid uit de analyse via ITERATIO is besloten om alleen de resultaten van deze laatste analyse nog in de rapportage op te nemen.

In de voortgangsrapportage van de monitoring over 2017 (Kleefstra *et al.* 2018) is de gevolgde werkwijze in meer detail beschreven in par. 4.2.2.

### 5.1.2 Resultaten vegetatieveranderingen op basis van soortgroepen

Per pq-locatie zijn de indicatoren voor verrieting, verstruiking en pionierkarakter beoordeeld op trendmatige veranderingen. Daarbij is geen 'harde' statistische norm gebruikt, maar is er in eerste instantie een visuele beoordeling uitgevoerd. Wel is aangehouden dat:

- Een R<sup>2</sup> van een trendlijn van minder dan 0,3 geen trendmatig effect betreft;
- Een verandering van een lage bedekking naar een iets minder lage bedekking (bijvoorbeeld van 1% naar 3%), ook al is het trendmatig en relatief groot, als niet relevant wordt beschouwd;
- Een verandering in de bedekking van Kruiwilg binnen jaarlijks gemaaide terreinen geen indicator is voor verstruiking. Kruiwilg blijft namelijk zo laag dat deze geen habitat biedt voor struweelvogels. Overigens speelt dit alleen in De Lasten en het Terreintje van Juffrouw Alie en daar liggen geen BMP-telplots.

Tabel 5-1 - Trendmatige veranderingen in indicatoren, afgeleid uit soortensamenstelling en bedekking van groepen indicatieve plantensoorten in de pq's. Bodemdaling\_06-23 per pq-locatie is de gemiddelde diepe bodemdaling vanaf 2006 tot januari 2023 in cm (bron: NAM) overeenkomstig de meetperiode van de meeste pq's.

pq-locatie	startjaar	pionierkarakter				bodemdaling_06-23 (cm)	beheer	
		verrieting	verruiging	verstruiking				
BW2	2007		-1		1	3,2	begrazing jaarrond + seizoen	
BW4	2007					3,9		
BW5	2007					3,8		
BW10	2007	1						
BW11	2009					3,6		
BW12	2009					3,0		
BW13	2009		-1			3,6		
BW14(BW3)	2007		-2			3,2		
BW15(BW8)	2007					5,1		
BW16(BW9)	2007					5,0		
BW17(BW1)	2007		-1			3,2		
BW18	2010		-1			2,9		
BW19(BW7)	2007					5,2		
BW20(BW6)	2007					3,8		
LA1	2007					1,3		zomermaaien
LA2	2007					1,3		
LA3	2007				1	1,3		
LA4	2007					1,3		
LA5	2010	1	-1			1,4		
LA6	2010		-1			1,4		
JA1	2007					1,0	zomermaaien	
JA2	2007					1,0		
JA3	2007					1,0		
RU1	2007		-2		2	1,5	jaarrond begrazing + seizoen	
RU3	2007					1,8		
RU4	2007					1,9		
RU5	2007				1	2,0		
RU6	2007				1	2,1		
RU7	2009		-2		2	1,8		
RU8	2009				2	2,0		
RU9	2010		-1		2	1,5		
RU10	2010		-1			1,5		

**Legenda**

- 2 Sterke afname
- 1 matige afname
- 0 geen trend
- 1 matige toename
- 2 sterke toename

pq-locatie	startjaar	pionierkarakter				bodemdaling_06-23 (cm)	beheer
		verrieting	verruiging	verstruiking			
ZL1	2007					1,7	begrazing
ZL2	2007					1,8	jaarrond
ZL4	2007	-2				2,5	+
ZL6(ZL3)	2007					2,1	seizoen
ZL7(ZL5)	2007		-1			3,3	
ZL8	2010					3,0	
ZL9	2010				-2	3,0	
ZB1	2014		1		2	1,6	begrazing
ZB2	2014	2			1	1,6	jaarrond +
ZB3	2014				-1	1,7	seizoen
SH1	2014					2,0	begrazing
SH2	2014			1	-2	2,0	seizoen
SH3	2014			-2		2,0	
ZP1	2014		1			2,2	begrazing
ZP2	2014		-1	-2		2,3	jaarrond
ZP3	2014	1				2,3	
ZP4	2014	-1	2			2,1	
ZP5	2014			-2		2,6	
BP1	2014	1	-2	-2		2,2	begrazing
BP2	2014					2,0	jaarrond
BP3	2014		-2			2,0	
SP1	2014		2	-1		2,9	jaarrond
SP2	2014		-2	1		2,7	begrazing
SP3	2014			-2		2,4	
SP4	2014			-1		2,4	
SP5	2014		-1		2	2,8	niets doen
SP6	2014			-2		3,3	

Indien trendmatige effecten wel aanwezig zijn, dan zijn deze als volgt geïnclassificeerd om tot een ordinale indeling te komen:

- Sterke toe- of afname (ongeveer overeenkomend met een gemiddelde jaarlijkse verandering in bedekking van meer dan 10%);
- Lichte toe- of afname (ongeveer overeenkomend met een gemiddelde jaarlijkse verandering in bedekking tussen de 5% en 10%);
- Geen verschil: geen trendmatige ontwikkelingen of veranderingen die jaarlijks gemiddeld kleiner zijn dan 5%.

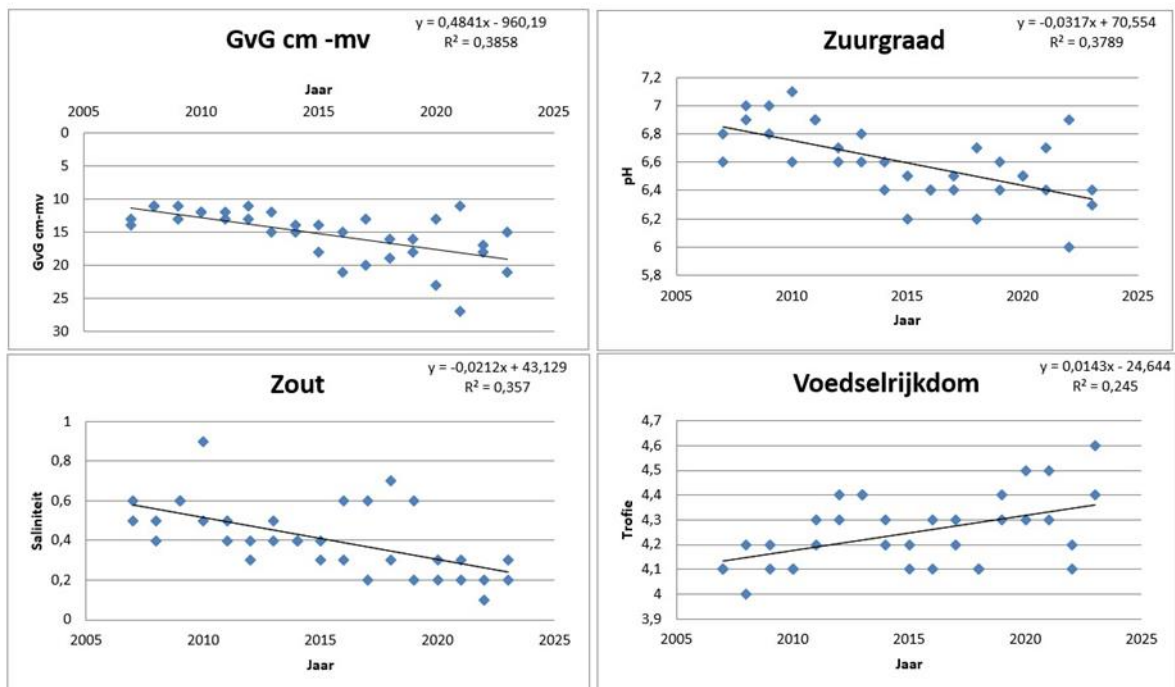
De resultaten van de analyse zijn weergegeven in Tabel 5-1.

De indicaties op basis van soortgroepen verschillen voor 2023 plaatselijk van die van 2022. In het algemeen valt op dat de resultaten in 2023 zich grotendeels voegen naar de trends van voor de afgelopen droge jaren. Uit tabel 5-1 blijkt het volgende:

- Het pionierkarakter in de meeste pq's verandert niet. In een aantal pq's (8) neemt het pionierkarakter wel af. Dat komt omdat het aandeel kale grond afneemt (aangezien de totale vegetatiebedekking verder toeneemt) en niet door een afname van pionier- of tredplanten. In 2023 werd dit effect in drie extra pq's zichtbaar. In enkele pq's (5) zien we een toename van het pionierkarakter als gevolg van het opener worden van de vegetatie. Dat speelt sterk bij ZB2 op de Zuidelijke Ballastplaat. Het aandeel kale grond neemt hier sterk toe als gevolg van afname van de bedekking door de moslaag (c.q. Puntmos). Deze afname doet zich voor sinds de start van de meetreeks in 2014 en komt mogelijk door vertrapping door vee rondom de ook in 2014 geplaatste grondwaterbuis aangezien de opnamen dicht bij een grondwaterbuis liggen;
- De meeste pq's laten geen trend zien in de rietbedekking. Van de 59 geanalyseerde pq's neemt in 11 pq's de rietbedekking trendmatig af en in 6 pq's neemt deze toe. Als de meetreeks t/m 2023 wordt vergeleken met die t/m 2022 dan vallen toch enkele zaken op: door toevoeging van het laatste meetjaar is in 11 pq's een positievere (of minder negatieve) trend in rietbedekking te zien ten opzichte van 2 met een negatievere trend. In recente jaren was de afname van rietbedekking opvallend sterk in jaarrond begraasde pq's. De sterkste afname van rietbedekking is nog steeds in jaarrond begraasde pq's te vinden, maar nu vertoont ook een aantal van deze groep pq's een toename, met name op de Zoutkamperplaat. Daar houdt dit waarschijnlijk verband met de verlaagde veebezetting en met de exclosure die in 2016 is geplaatst en waarin pq ZP4 ligt. Ook op zowel het begraasde als onbegraasde deel van de Sennerplaat is de algemene trend nu iets minder negatief dan bleek uit de meetreeks t/m 2022;
- Verruiging neemt alleen licht toe in pq's op De Rug, de Schildhoek en de Sennerplaat. In pq's op de zuidelijke platen neemt de verruiging met Koninginnekruid en Duinriet vooral af als gevolg van begrazing. Opvallend is dat ook twee van de pq's in het noordelijke deel van de Sennerplaat het totaal aan ruigtkruiden is afgenomen terwijl deze pq's in onbegraasd terrein liggen. De meeste pq's veranderen niet t.a.v. het aspect verruiging;
- De meeste pq's laten geen veranderingen zien t.a.v. verstruiking. Toch is er een aantal waar de struweelbedekking sterk toeneemt. Dat doet zich vooral voor op De Rug (onderdeel van de begrazingseenheid Ballastplaat) waar vijf van de tien pq's een sterke verstruiking vertonen. Deels gaat dat hier ook samen met een afname van de rietbedekking. In het oosten van de Rug (RU1) is sprake van toename van Grauwe wilg en is het structuurtype na 2015 verandert van open grasland naar struweel. RU2 mist omdat de verstruiking hier zo sterk was dat deze pq niet bereikbaar was. Bij RU7 betreft de toename Duindoorn, Kruiwilg en Grauwe wilg en bij RU8 en RU9 neemt vooral Kruiwilg toe. Ook bij BW2, ZB1 en ZB2 is sprake van toename van de struiklaag, die hier uit Kruiwilg bestaat. Opvallend bij BW2 is dat na een sterke initiële stijging de struiklaag nu al meer dan vijf jaar afneemt. Bij SP5 is een sterke toename van de verstruiking te zien die hier vooral uit Grauwe wilg bestaat. Een afname in de struikbedekking (c.q. Kruiwilg) doet zich voor bij SH2 (Schildhoek), ZB3 (Zuidelijke Ballastplaat) en ZL9 (Zuidelijke lob). De structuurveranderingen lijken het gevolg van natuurlijke successie en aanpassingen hierop in het terreingebruik door de grazers. De aantallen boerenvee zijn in de begrazingseenheid

Ballastplaat nauwelijks veranderd, wel is het aantal Konikpaarden sinds 2020 iets omlaag gebracht (zie ook figuur 1-2).

Uit een meerjarige studie naar de veranderingen van oeverriet rond het Lauwersmeer (Coops & Bijkerk 2021) blijkt dat in het zuidelijk deel de bedekking aan natte ruigtkruiden op de hogere oeverdelen is toegenomen ten koste van de rietbedekking. Dit wordt onder andere aan de drogere zomers van 2018 t/m 2020 geweten. Soms blijkt hierbij dat in uitgerasterde delen de ruigtkruiden sterker toenemen dan in niet-uitgerasterde delen. De pq's van het bodemdalingsonderzoek laten, uitgezonderd SP2, een dergelijke ontwikkeling niet zien: afname van rietbedekking gaat hier niet gepaard met een toename van de ruigtkruiden. Integendeel, op de Zoutkamperplaat, de Blikplaat en de Sennerplaat neemt de bedekking aan natte ruigtkruiden grotendeels af, soms tegelijk met de afname van riet. Bij SP2 neemt de rietbedekking wel, terwijl de bedekking van ruigtekruiden toeneemt.



Figuur 5-1 - Veranderingen in indicatiewaarden voor gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand, zuurgraad, zoutgehalte en voedselrijkdom van de pq-locatie BW1 (met duplo's) op de Bantswal. De indicatiewaarden zijn gebaseerd op de totale soortensamenstelling en berekend met ITERATIO. Per indicator zijn de formules van de trendlijn en de determinatiecoëfficiënt ( $R^2$ ) weergegeven.

### 5.1.3 Resultaten veranderingen abiotiek op basis van totale soortensamenstelling

Voor de analyse zijn de indicatiewaarden vanuit ITERATIO per pq-locatie in een grafiek uitgezet tegen het opnamejaar (zie als voorbeeld Figuur 5-1).

Uit figuur 5-1 blijkt dat er in dit voorbeeld sprake is van een (indicatie van een) lichte trendmatige daling van de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (met 0,48 cm/jr) en van lichte daling van de zuurgraad (met 0,03 pH-waarde/jr) op pq-locatie BW2. Indicatie voor voedselrijkdom vertoont nauwelijks een lineaire trend ( $r^2 < 0,3$ ). De verandering in zoutgehalte is gering (0,02 punt) en laat een lichte daling zien. Nadere analyse op het niveau van de verschillende plantensoorten binnen de pq laat zien dat deze dalingen wordt veroorzaakt door:

- De afname van 'natte' soorten als Riet, Aardbeiklaver, Zilte zegge, Dwergzegge en Gewoon puntmos, en toename van de 'drogere' soorten als Groot laddermos, Gewoon haakmos, Gewone rolklaver, Speerdistel en Veldlathyrus;
- De toename van 'zure' soorten als Groot laddermos, Veldlathyrus, Gewoon haakmos en de afname van 'basenrijkere' soorten als Zilte zegge, Aardbeiklaver en Zomprus;
- Ten aanzien van zoutgehalte zijn de verschuivingen in soortensamenstelling gering. De zouttolerantere soorten als Aardbeiklaver, Zilte zegge en Zilte rus nemen af of zijn verdwenen.

Op vergelijkbare wijze zijn de veranderingen in indicatiewaarden van de andere pq's onderzocht. Samengevat is dit weergegeven in tabel 5-2.

Voor de beoordeling van de mate van verandering zijn daarbij de volgende, op deskundigenoordeel gebaseerde, overwegingen toegepast:

- Gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GvG): Een trendmatige verandering gelijk of meer dan 1 cm per jaar is een sterke verandering; een verandering tussen 0,1 en 1 cm per jaar is een lichte verandering; een verandering van minder dan 0,1 cm per jaar is niet relevant;
- pH: De pH van de aangetroffen vegetaties varieert grotendeels tussen 5,0 en 8,0. Een jaarlijkse trendmatige verandering gelijk aan of meer dan 0,05 pH-eenheden (oftewel 0,5 in 10 jaar) is een sterke verandering; een verandering tussen 0,01 en 0,05 pH-eenheden is een lichte verandering; een verandering minder dan 0,01 pH-eenheden is niet relevant;
- Zoutgehalte: Het zoutgehalte varieert tussen de waarden 0 en 9. Een jaarlijkse trendmatige verandering gelijk aan of meer dan 0,1 eenheden (oftewel 1 in 10 jaar) is een sterke verandering; een verandering tussen 0,02 en 0,1 eenheden is een lichte verandering; een verandering minder dan 0,02 eenheden is niet relevant;
- Voedselrijkdom: De voedselrijkdom kan (theoretisch) variëren tussen de waarden 0 en 9. Een jaarlijkse trendmatige verandering gelijk aan of meer dan 0,1 eenheden (oftewel 1 in 10 jaar) is een sterke verandering; een verandering tussen 0,02 en 0,1 eenheden is een lichte verandering; een verandering minder dan 0,02 eenheden is niet relevant.

NB: Het kleurenschema van Tabel 5-2 komt overeen met dat van Tabel 5-1 (verlaging = blauwtinten, verhoging = roodtinten). Verlaging van de voorjaarsgrondwaterstand (GvG), oftewel verdroging, is weergegeven in roodtinten aangezien de waarde is uitgedrukt in cm beneden maaiveld (dus hoe groter het getal, des te lager de voorjaarsgrondwaterstand).

Uit de tabel blijkt het volgende:

- De indicatie vanuit de vegetatie voor de GvG laat, waar deze trendmatig verandert, vooral een toename van de GvG beneden maaiveld zien, oftewel verdroging. Van de 60 pq-locaties geven 11 een indicatie voor verdroging en 4 een indicatie voor vernatting. In vergelijking met de meetreeksen t/m 2022 en t/m 2021 is het aantal pq's met een indicatie voor verdroging wel afgenomen. In de meetreeksen t/m 2022 was er nog sprake van 13 pq's die verdroging indiceerden en 4 die vernatting indiceerden. Bij de meetreeks t/m 2021 was die verhouding zelfs 16:2. De recente afname van het aantal pq's dat verdroging indiceert is een gevolg van de minder droge zomers in vergelijking tot de jaren 2018 t/m 2020. Die droge zomers zorgden voor meer pq's met een indicatie voor verdroging. Ook de zomer van 2022 was zeer droog en de verwachting was dat dit zou leiden tot meer pq's met een indicatie voor verdroging als de data van 2023 aan de meetreeks werd toegevoegd. Dat blijkt dus niet het geval. Mogelijk komt dit door de wat langere inundatieduur in het voorjaar van 2023 in vergelijking met voorgaande jaren (zie par. 4.2.3). De vier locaties met indicatie voor vernatting liggen op de Sennerplaat, in het Terreintje van Juffrouw Alie en op de Zoutkamperplaat.



Tabel 5-2 - Indicatie vanuit de vegetatie voor de jaarlijkse verandering in: gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GvG, in cm – mv dus positief getal is verdroging), zuurgraad (pH-H<sub>2</sub>O), zoutgehalte (op ordinale schaal van 1 t/m 10) en voedselrijkdom (op ordinale schaal van 1 t/m 10) en voedselrijkdom (op ordinale schaal van 1 t/m 10). De indicaties zijn verkregen met ITERATIO en gebaseerd op de totale soortensamenstelling. Alleen trendmatige veranderingen met een  $r^2 \geq 0,3$  zijn in de tabel opgenomen. Bij een  $r^2 \geq 0,6$  zijn de waarden vetgedrukt weergegeven. Om de mate van de jaarlijkse verandering te relateren aan de huidige waarde zijn de indicaties voor 2023 in de tabel opgenomen. De kleuren geven een indicatie van de mate van verandering. Net als bij tabel 5-1 geven blauwtinten afname weer en roodtinten een toename.

pq-locatie	aanvangsjaar	verandering/jaar				waarden 2023				bodemdaling_06-22 (cm)	beheer
		GvG (cm -mv)	pH	Zoutgehalte	Voedselrijkdom	GvG (cm - mv)	pH	Zoutgehalte	Voedselrijkdom		
BW2	2007	0,48	-0,03	-0,02		17,5	6,3	0,2	4,2	3,2	begrazing jaarrond + seizoen
BW4	2007			-0,21	0,01	5,0	7,6	6,7	3,8	3,9	
BW5	2007					7,0	6,9	2,7	4,2	3,8	
BW11	2007		-0,02	-0,04		9,5	6,7	0,4	4,4	3,6	
BW12	2007	0,48				16,6	6,5	0,4	4,7	3,0	
BW13	2009			-0,21		5,0	7,6	6,9	3,9	3,6	
BW14(BW3)	2009		-0,012			6,0	7,3	3,7	3,9	3,2	
BW15(BW8)	2009					8,0	7,0	2,7	4,1	5,1	
BW16(BW9)	2007					5,0	7,9	8,7	3,7	5,0	
BW17(BW1)	2007	0,61		-0,05	0,03	27,0	6,4	0,3	4,6	3,2	
BW18	2007	0,31		-0,04		17,2	6,3	0,3	4,4	2,9	
BW19	2007		-0,02	0,02	0,05	17,7	6,2	0,4	5,0	5,2	
BW20(BW6)	2010			-0,12		5,0	7,1	3,5	4,0	3,8	
LA1	2007					13,0	6,3	0,3	4,3	1,3	zomermaaien
LA2	2007	0,49	-0,02			13,5	6,4	0,4	4,4	1,3	
LA3	2007		-0,25			11,0	6,6	1,0	4,5	1,3	
LA4	2007					14,5	6,4	0,5	4,4	1,3	
LA5	2010		-0,03			17,0	6,3	0,6	4,2	1,4	
LA6	2010					17,5	6,3	0,5	4,3	1,4	
JA1	2007	-0,36				11,5	6,5	0,3	3,9	1,0	zomermaaien
JA2	2007					14,0	6,4	0,3	3,9	1,0	
JA3	2007	0,57	-0,04	0,01		22,5	6,4	0,4	4,0	1,0	
RU1	2007		0,02			10,5	6,4	0,4	4,5	1,5	begrazing jaarrond + seizoen
RU2*	2007	0,35	-0,02	-0,01	0,04	13,5	6,7	0,2	4,1	1,6	
RU3	2007				0,02	7,5	6,7	0,3	3,8	1,8	
RU4	2007					6,5	6,7	0,3	3,6	1,9	
RU5	2007					7,7	6,6	0,6	4,3	2,0	
RU6	2007	0,41		0,05		16,0	6,5	0,6	4,6	2,1	
RU7	2009	0,21		-0,01	0,04	12,0	6,7	0,2	4,0	1,8	
RU8	2009					10,0	6,4	0,3	4,2	2,0	
RU9	2010					9,0	6,4	0,2	4,4	1,5	
RU10	2010		0,02			9,0	6,6	0,8	4,2	1,5	

pq-locatie	aanvangsjaar	verandering/jaar				waarden 2023				bodemdaling_06-22 (cm)	beheer	
		GvG (cm -mv)	pH	Zoutgehalte	Voedselrijkdom	GvG (cm - mv)	pH	Zoutgehalte	Voedselrijkdom			
ZL1	2007		0,02	0,08		6,5	6,5	1,1	4,4	1,7	begrazing jaarrond + seizoen	
ZL2	2007			-0,15		6,0	7,1	2,6	4,2	1,8		
ZL4	2007		-0,01	-0,29	0,03	6,0	7,1	3,4	4,1	2,5		
ZL6(ZL3)	2007				-0,01	6,5	6,9	1,7	4,1	2,1		
ZL7(ZL5)	2007					9,5	6,4	0,5	4,4	3,3		
ZL8	2010					9,0	6,4	0,4	4,3	3,0		
ZL9	2010					10,5	6,5	0,4	4,4	3,0		
ZB1	2014		-0,02	-0,02		6,0	6,3	0,1	4,3	1,6		begrazing jaarrond + seizoen
ZB2	2014					8,0	6,3	0,3	3,9	1,6		
ZB3	2014			-0,02		7,0	6,2	0,0	4,3	1,7		
SH1	2014		0,05	0,13	-0,02	6,0	6,8	2,0	4,3	2,0	seizoens begrazing	
SH2	2014				0,01	8,0	6,4	0,2	4,5	2,0		
SH3	2014	0,61	-0,03	0,01		10,0	6,4	0,3	4,7	2,0		
ZP1	2014		0,02			6,0	7,0	1,9	4,3	2,2	jaarrond begrazing	
ZP2	2014				-0,03	8,0	6,2	0,2	4,2	2,3		
ZP3	2014					10,0	6,1	0,4	4,6	2,3		
ZP4	2014	-0,13	-0,02	-0,1	0,05	4,0	6,7	1,5	4,6	2,1		
ZP5	2014				-0,03	15,0	6,4	0,6	4,5	2,6		
BP1	2014		-0,03			7,0	6,5	0,4	4,5	2,2	jaarrond begrazing	
BP2	2014					6,0	7,1	1,9	4,4	2,0		
BP3	2014				0,04	3,0	6,7	1,2	5,0	2,0		
SP1	2014	-0,78	-0,02		-0,03	7,0	6,4	0,4	4,9	2,9	jaarrond begrazing	
SP2	2014	0,81		-0,02		6,0	6,3	0,4	4,7	2,7		
SP3	2014		-0,03			3,0	6,5	0,4	4,9	2,4		
SP4	2014		-0,02			5,0	6,4	0,3	4,8	2,4		
SP5	2014	-0,51				7,0	6,9	1,3	4,0	2,8		
SP6	2014		-0,02			5,0	6,4	0,4	4,4	3,3		

De vernatting wordt afgeleid uit de toename van de iets 'nattere' soorten als Watermunt, Hennegras en Koninginnekruid en afname van de relatief iets 'drogere' kruiden en mossen als Akkerdistel, Grote brandnetel, Gewoon dikkopmos en Gewoon klauwtjesmos;

- Vanuit de vegetatie wordt meestal een indicatie gezien voor afname van de pH, oftewel verzuring. Van de 59 pq's laten 18 een afname van de pH zien en 5 een toename. Vorig jaar was die verhouding 24 : 7, daarvoor was die verhouding 18 : 6, vergelijkbaar met de bevindingen van dit jaar. Lichte toename van de pH doet zich voor op enkele locaties op de Rug, Zuidelijke lob, Schildhoek en Zoutkamperplaat. Indicatie voor verzuring (afname pH) blijkt vooral op de pqlocaties van de Lasten, Juffrouw Alie, Bantswal, Zuidelijke ballastplaat en Sennerplaat. De verzuring is een natuurlijk proces in de kalkhoudende bodems als gevolg van stapeling van organische stof en voortschrijdende ontkalking van het bovenste deel van de bodem. De pH indicaties liggen hierdoor tegenwoordig grotendeels in het neutrale tot zwak zure bereik;

- De vegetatieveranderingen duiden doorgaans op een afname van het zoutgehalte. Dit blijkt onder andere op de Bantswal. In de zoute pioniervegetaties dringen soorten binnen die op een geringer zoutgehalte duiden. Slechts enkele soortenarme zoute pioniervegetaties die vrijwel alleen uit Kortarige zeekraal bestaan blijven onveranderd. Indicaties voor verzilting doen zich ook voor, het sterkst bij ZL1 en SH1 waar de vegetatie bestaat uit licht brakke resp. zoete overstromingsgraslanden. In deze twee pq's nemen brakke soorten als Rode ogentroost en Moerassikkelmos toe en het zoutmijdende Puntmos af. Maar bedacht moet worden dat hier in 2023 het zoutgetal met resp. 1,1 en 2,0 nog steeds laag is;
- Door de auditcommissie is naar aanleiding van de vorige rapportage voorgesteld om ook de zoutgehalten in het meer en bij grondwaterbuizen te gaan meten. Inmiddels is Waterschap Noorderzijlvest vanuit een ander project bezig om een uitgebreid meetnet op te (laten) zetten dat dit zoutgehalte volgt. Dit betreft meetpunten in en rondom het Lauwersmeer waarbij het zoutgehalte online is te raadplegen om zo inzicht te krijgen in de mate van zoutindringing. Dit meetnet zal (volgens verwachting) in 2024 van start gaan (mondelinge mededeling J. Schut, SBB). Afzonderlijke zoutmetingen vanuit het bodemdalingsproject achten we derhalve onnodig en er zal gebruik worden gemaakt van het nieuw opgezette meetnet.
- Indicaties voor trofiegraad (voedselrijkdom) in de gemaaide delen (Juffrouw Alie, De Lasten) geen trend laten zien. In de noordelijke begraasde delen is er lokaal sprake van een lichte toename van de voedselrijkdom. Voor de jaarrond begraasde pq's op de Rug geldt dat deze trend samenhangt met afname van mossen van voedselarme (en kalkhoudende) omstandigheden zoals Sterrengoudmos, Veenknikmos en Groot vedermos en de toename van soorten van voedselrijke omstandigheden als Duinriet en Koninginnekruid. Op de jaarrond begraasde pq's van de Bantswal en Blikplaat is eveneens een lichte stijging in trofie waargenomen. Indicatie voor afname in voedselrijkdom zien we in enkele pq-locaties op de Zuidelijke lob (jaarrondbegrazing), Zoutkamperplaat (jaarrondbegrazing), het zuidelijk deel Sennerplaat (eigenlijk de Pompsterplaat, met jaarrondbegrazing) en op de Schildhoek (seizoensbegrazing). Er lijkt geen duidelijk verband te zijn tussen het type beweidingsbeheer en de verandering in voedselrijkdom, omdat op de Zuidelijke Lob, de Schildhoek en de Zoutkamperplaat bij gelijk beheer zowel positieve als negatieve veranderingen in trofiegraad zijn gevonden. Naast stikstofdepositie, kan de verdroging van de afgelopen jaren en de daarmee gepaard gaande versterkte afbraak (zeker in kalkhoudende situaties) en mineralisatie van organische stof hebben bijgedragen aan de toename van de voedselrijkdom.

## 5.2 Conclusie vegetatieontwikkelingen

De verwachting is dat gaswinning via diepe bodemdaling leidt tot enige daling van het maaiveld en daardoor - bij gelijkblijvend peilbeheer en vergelijkbare weersituatie - tot iets nattere omstandigheden voor de vegetatie (zie hoofdstukken 3 en 4). Uit de pq-analyse en de hiervan afgeleide indicatie voor de voorjaarsgrondwaterstand blijkt geen trend die wijst op vernatting. Integendeel, de vegetatieontwikkelingen in de pq's wijzen regelmatig op een lichte mate van verdroging, vooral op de zandige platen in het noorden. Wel is er met de data van 2023 erbij minder vaak een indicatie voor verdroging vastgesteld dan in de afgelopen vijf jaren, wat een gevolg lijkt van een ander weerpatroon in voorjaar en zomer. Ook de verhoging van het meerpeil in de laatste zomers zou daarbij een rol kunnen spelen, maar uit de hydrologische analyse (hoofdstuk 4) blijkt het meerpeil statistisch nauwelijks van invloed te zijn geweest op de grondwaterstanden. Een effect van diepe bodemdaling via maaiveld daling en vervolgens vernatting op de vegetatie is niet vastgesteld.

## 6. Broedvogels in 2023

---

Romke Kleefstra, Peter de Boer en Willem van Manen

### 6.1 Methodiek broedvogelmonitoring

Sinds 2014 staat de broedvogelmonitoring vrijwel geheel in het teken van het onderzoek naar de effecten van bodemdaling op de Natura 2000-doelen. Met betrekking tot de winning van aardgas is in de benodigde vergunning op basis van de Natuurbeschermingswet een eis tot monitoring opgenomen, met als doel schade aan natuur in het gebied tijdig te mitigeren of te voorkomen. Hiervoor is het noodzakelijk over actuele broedvogeldata te beschikken.

In het monitoringprogramma voor de aardgaswinning (NAM 2007) worden voor de biotische monitoring van het Lauwersmeer de volgende uitgangspunten gehanteerd:

- er moet een zo direct mogelijke relatie zijn met de beïnvloede abiotische variabelen;
- het moet gaan om de soorten waarvoor instandhoudingsdoelen zijn geformuleerd;
- de metingen moeten deel uitmaken van of aansluiten op een bestaand monitoringprogramma met een zekere historie.

De monitoring in de periode 2007 t/m 2012 sloot aan op de monitoring zoals die al bijna 45 jaar in het Lauwersmeergebied werd uitgevoerd. Voor de broedvogelmonitoring vanaf 2014 is dit ook het geval, maar aanvullend is het toegespitst op integratie met de vegetatiemonitoring in het gebied.

Vanaf het voorjaar van 2014 wordt gewerkt met een set van 13 proefvlakken waarin broedvogel- en vegetatiemonitoring op elkaar afgestemd zijn (figuur 6.1, tabel 6.1). In deze BMP-proefvlakken worden alle soorten broedvogels geïnventariseerd. Daarmee vormen de proefvlakken steekproefgebieden voor zowel algemene als schaarse broedvogelsoorten, wat het eventueel mogelijk maakt (gebiedsspecifieke) soortgroepen samen te stellen met als doel de ontwikkeling van de broedvogelaantallen te relateren aan habitatveranderingen, wat deels ook weer indicatief kan zijn voor het draagvlak van het gebied voor de Natura 2000-soorten waarvoor instandhoudingsdoelen zijn opgesteld. De proefvlakken Ezumakeeg-west, -oost en Kollumerwaard vormen hierop een uitzondering. In het kader van het onderzoek naar de effecten van gaswinning vindt hier geen vegetatiemonitoring plaats. Met oog op een evaluatie van effecten van riet- en dynamisch waterpeilbeheer is de lopende monitoring in deze drie proefvlakken behouden. De gezamenlijke oppervlakte van de 13 proefvlakken bedraagt 1293,9 ha, ofwel 29,4% van het Lauwersmeergebied wordt op alle soorten broedvogels gekarteerd.

Buiten de proefvlakken worden alle meetsoorten integraal gekarteerd. Het gaat daarbij om Rode Lijstsoorten, kolonievogels, roofvogels en zeldzame broedvogels, een selectie van 'meetsoorten' waarmee alle Natura 2000-soorten gedekt zijn.

In de BMP-proefvlakken worden vaste looproutes aangehouden en worden per gebied acht inventarisatieronden uitgevoerd, waarvan zes in de vroege ochtend en twee nachtbezoeken, conform de richtlijnen in Vergeer *et al.* (2023).

*Tabel 6-1 - Overzicht van BMP-proefvlakken in het Lauwersmeergebied, het aantal hectares en de jaren waarin zij als proefvlak op alle soorten geïnventariseerd zijn. In verband met de uitbraak van mond-en-klauwzeer in de regio van het Lauwersmeer zijn in 2001 geen Overzicht van BMP-proefvlakken in het Lauwersmeergebied, het aantal hectares en de jaren waarin zij als proefvlak op alle soorten geïnventariseerd zijn. In verband met de uitbraak van mond-en-klauwzeer in de regio van het Lauwersmeer zijn in 2001 geen proefvlakken onderzocht. In 2013 vonden in het Lauwersmeergebied geen karteringen plaats, met uitzondering van BMP-proefvlak Kollumerwaard.*

<b>Lauwersmeer BMP-proefvlakken</b>	<b>opp. (ha)</b>	<b>inventarisatiejaren</b>
01. Bandsterwal	65	1998, 2002, 2007, 2008-2012, 2014-2023
01. Ezumakeeg-west	64,4	1999 t/m 2012, 2014-2023
03. Ezumakeeg-oost	69,9	1999 t/m 2012, 2014-2023
04. Pompsterplaat	58,3	1999 t/m 2012, 2014-2023
05. Sennerplaat-midden	70,0	2002, 2007, 2012, 2014-2023
06. Blikplaat-west	109,1	2014-2023
07. Kollumerwaard	61,2	2004-2023
08. Zoutkamperplaat-west	142	2000, 2006, 2008-2012, 2014-2023
09. Zoutkamperplaat landaanwinning	47,5	2014-2023
10. Schildhoek	172,6	1984 t/m 1997, 1999, 2005, 2008-2012, 2014-2023
11. Zuidelijke Ballastplaat-grazig	153,5	2003, 2008, 2011, 2014-2023
12. Zuidelijke Lob	145,1	2014-2023
13. De Rug	135,3	2014-2023
<b>totaal</b>	<b>1293,9</b>	



Figuur 6-1 - Ligging van BMP plots voor broedvogelmonitoring en plots voor vegetatiemetingen.

## 6.2 Resultaten monitoring

Berekend over meerjarige gemiddelden halen de meeste Natura 2000-soorten de instandhoudingsdoelen niet (tabel 6.2), uitgezonderd Rietzanger, Snor en Blauwborst. Wanneer we

kijken naar de resultaten van 2023 dan is het beeld positiever, omdat de aantallen Bruine Kiekendieven boven de instandhoudingsdoelen uitkomen en die van Roerdomp en Bontbekplevier dat doel net halen.

Vergeleken met de landelijke trends zijn er verschillende N2000-soorten in het Lauwersmeer die het slechter doen dan op landelijk niveau, zoals Roerdomp, Kluut en Rietzanger. Het geldt in principe ook voor een soort als de Grauwe Kiekendief, maar die soort is inmiddels al jaren als broedvogel afwezig, net zoals Porseleinhoen, Kempphaan, Noordse Stern, Velduil en Paapje. Bruine Kiekendief, Bontbekplevier en Snor laten in het Lauwersmeergebied een positievere trend zien dan landelijk.

Hieronder vergelijken we de gebiedstrends van het Lauwersmeer in 1999-2023 met de landelijke trends in de periode 1999-2022 voor die Natura 2000-soorten die nog in het Lauwersmeer tot broeden komen (een index voor 2023 was op landelijk niveau nog niet beschikbaar bij het schrijven van dit rapport). Wanneer gebiedstrends afwijken van de landelijke trends is het zaak te kijken naar mogelijke oorzaken, zoals voor Natura 2000-soorten in rietland is gebeurd in Kleefstra *et al.* 2022.

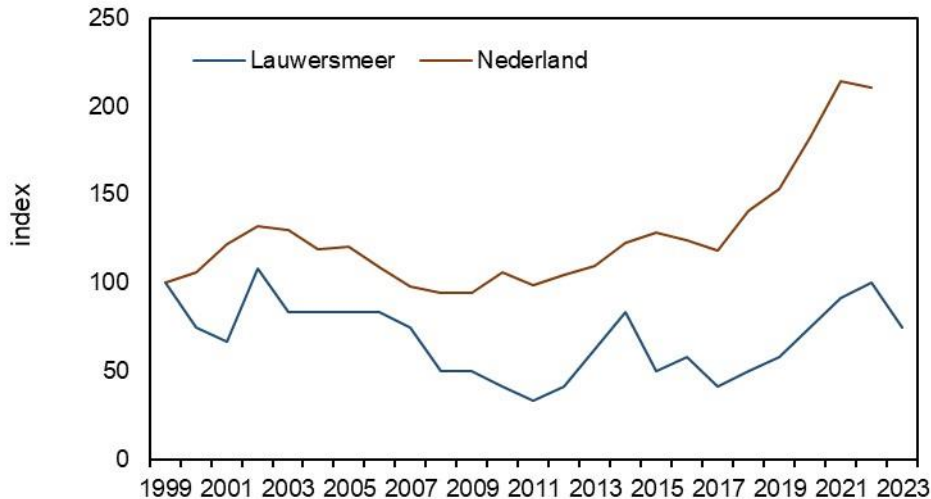
Tabel 6-2 - Natura 2000-soorten in het Lauwersmeer in 2002-2022, waarbij het instandhoudingsdoel wordt weergegeven (doel), voor vier vijfjarige tijdsperioden de gemiddelde aantallen territoria staan vermeld, alsook de aantallen territoria in 2022 verdeeld over de Natura 2000-gebied Lauwersmeer (Staatsbosbeheer) en aanvullend de Bantpolder (Natuurmonumenten). De gebiedstrend (trend LM) wordt vergeleken met de landelijke trend (trend NL). \* = soorten die niet meer als broedvogel in het N2000-gebied voorkomen.

	Doel	2002-2006	2007-2011	2012-2017	2018-2023	L'meer 2023	Bant 2023	Trend LM	Trend NL
Roerdomp	10	10	6	7	9	10	0	-	+
Bruine Kiekendief	20	21	18	16	18	21	0	0	-
Grauwe Kiekendief*	4	4	0	0	0	0	0	--	+
Porseleinhoen	15	10	6	3	2	0	0	--	-
Kluut	110	86	89	51	41	10	12	--	-
Bontbekplevier	4	3	2	2	3	4	0	0	-
Kempphaan*	20	4	2	1	0	0	0	?	--
Noordse Stern*	5	2	5	2	0	0	0	?	-
Velduil*	1	0	0	0	0	0	0	=	-
Rietzanger	1900	1813	2156	1717	2105	2387	8	0	+
Snor	20	21	27		81	113	0	++	+
Blauwborst	120	136	219	223	196	132	0	+	+
Paapje*	10	8	4	1	0	0	0	--	-

#### Roerdomp, 10 territoria

Terwijl Roerdampen landelijk toenemen, is de lange-termijntrend in het Lauwersmeer negatief (figuur 6.2). Toch neemt het aantal Roerdampen de laatste jaren weer wat toe in het Lauwersmeer, ook al blijft dat achter bij de aantalstoename in veel andere moerasgebieden, waar veelal natuurontwikkeling de soort in de kaart speelde (Boele *et al.* 2022). In het Lauwersmeergebied geldt dat in principe ook, want ook hier zitten de Roerdampen overwegend in natuurontwikkelingsgebieden als Pompsterplaat (Vogelroute), Middelpmaat (Kollumerwaard) en recentelijk ook Bochtjesplaat. Daarbuiten zijn de grote

begraasde platen ongeschikt, omdat rietland sterk gefragmenteerd is en geschikt oeverriet vrijwel ontbreekt. Daarnaast zijn ze relatief droog en worden ze bewoond door Vossen, wat het voor Roerdampen weinig aantrekkelijk maakt, zo ook onbegaasde delen als Sennerplaat en Schoenerbult.

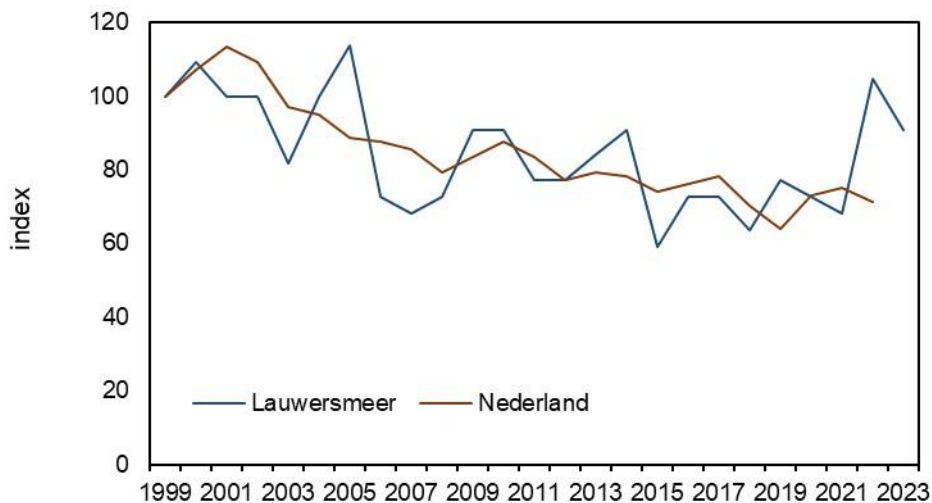


Figuur 6-2 - Trendindex van de Roerdomp in Nederland en het Lauwersmeer in 1999-2023.

#### *Bruine Kiekendief, 21 territoria*

Bruine Kiekendieven komen vrijwel uitsluitend tot broeden in onbegaasde terreindelen in het Lauwersmeer, zoals Sennerplaat, Middelpmaat (Kollumerwaard), Schildhoek, Schoenerbult en Schoolplein (eiland in Nieuwe Robbengat).

De negatieve gebiedstrend loopt redelijk in de pas met de landelijke trend, maar de toename in de recente twee jaren in het Lauwersmeergebied is opvallend (figuur 6.3). Evenals in 2022 ligt het aantal Bruine Kiekendieven boven het instandhoudingsdoel (tabel 6.2). Voor nestelende Bruine Kiekendieven liggen kansen op de grote platen, mits rietlanden daar weer dicht en aaneengesloten raken (Kleefstra *et al.* 2022). Hoewel nieuwe exclosures op zulke platen als Zoutkamperplaat en Schildhoek wel dichtlopen met riet zijn die qua oppervlak te beperkt (kwetsbaar voor predatie) voor Bruine Kiekendieven om er in te nestelen.

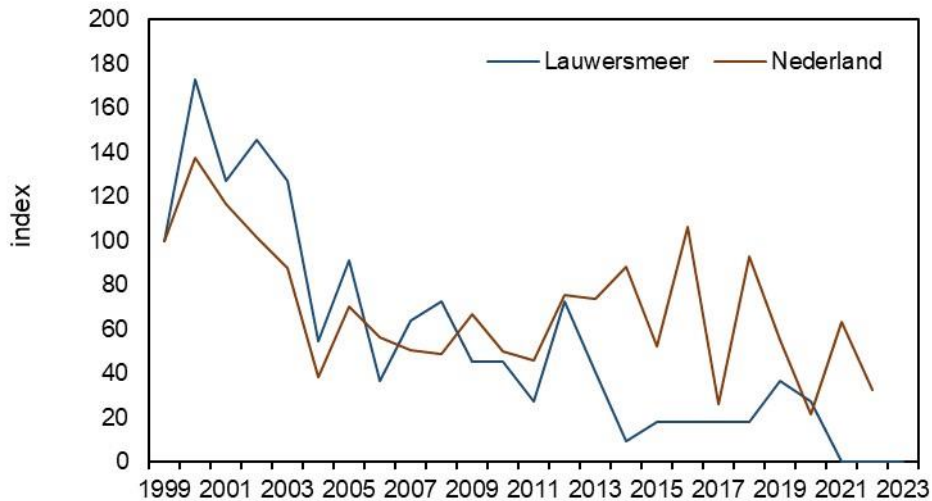


Figuur 6-3 - Trendindex van de Bruine Kiekendief in Nederland in 1999-2022 en het Lauwersmeer in 1999-2023.



*Porseleinhoen, 0 territoria*

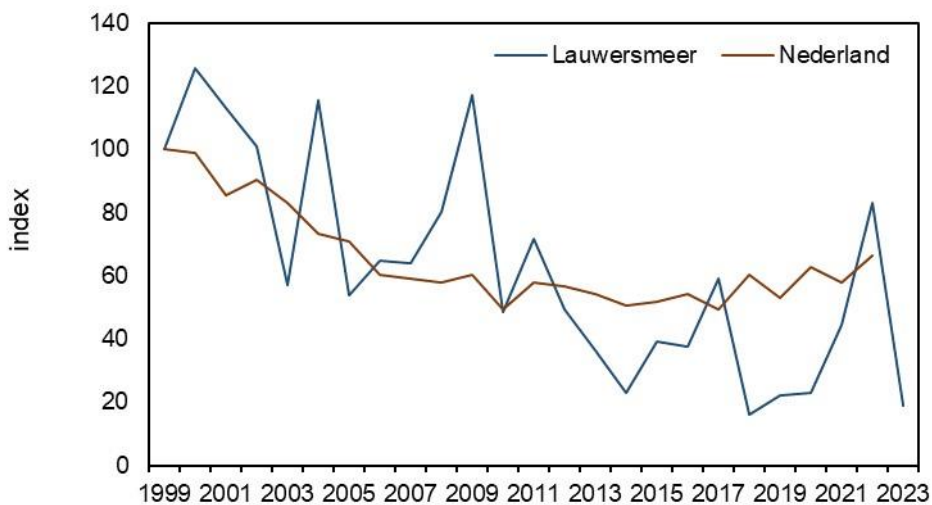
Net als in 2021 en 2022 ontbraken Porseleinhoenen in het Lauwersmeer in 2023. De gebiedstrend van het Lauwersmeer is negatiever dan de landelijke trend (figuur 6.4), hoewel ook landelijk de aantallen territoriale Porseleinhoenen kleiner worden (Boele *et al.* 2023).



Figuur 6-4 - Trendindex van het Porseleinhoen in Nederland in 1999-2022 en in het Lauwersmeer in 1999-2023

*Kluut, 10 territoria*

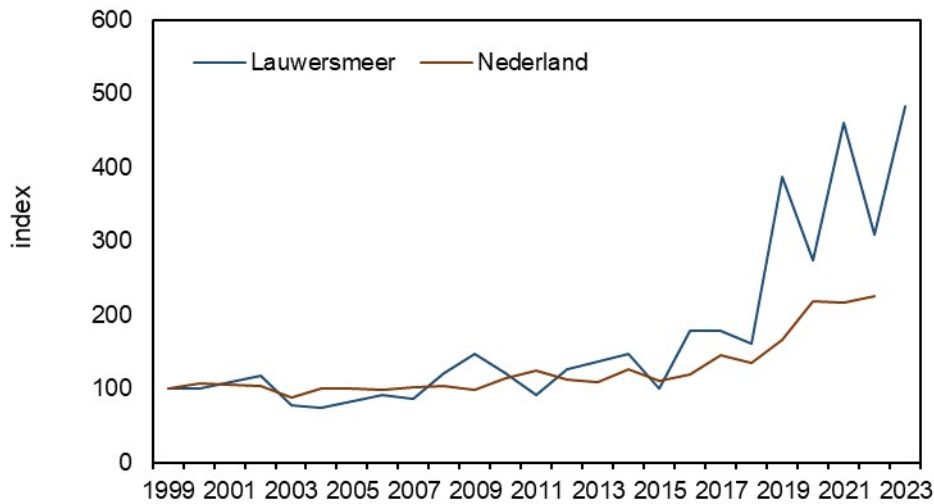
De Kluut was in 2023 veel schaarser dan in andere jaren. De aanhoudende droogte speelde de soort parten in de Ezumakeeg, doorgans het belangrijkste broedgebied voor Kluten in het Lauwersmeergebied. Droogte zorgde ervoor dat het gebied droog kwam te liggen en er geen eilandsituaties aanwezig waren, waardoor broedplekken zowel toegankelijk werden voor grondpredatoren (o.a. Vos) als grote grazers (Konikpaarden). Dit soort wisselende gebiedsomstandigheden zorgen ook voor een grilligere en negatievere trend dan de soort op landelijk niveau laat zien (figuur 6.5).



Figuur 6-5 - Trendindex van de Kluut in Nederland in 1999-2022 en het Lauwersmeer in 1999-2023

*Snor, 113 territoria*

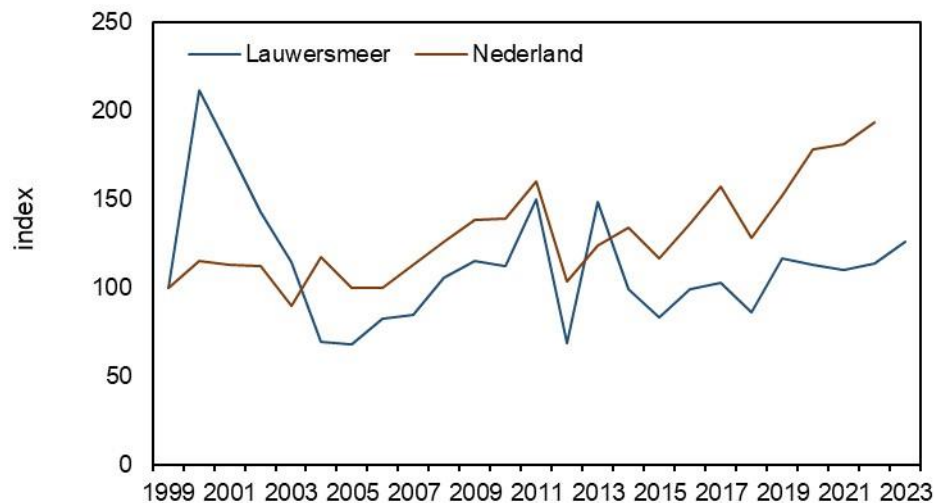
Hoewel Snorren ook op landelijk niveau toenemen, laat de soort in het Lauwersmeergebied een positieve trend zien (figuur 6.6). De meeste Snorren huizen in onbegraasd, nat rietland, zoals op de Sennerplaat en in de Middelplaat (Kollumerwaard). Mondjesmaat profiteren Snorren van nieuwe exclosures (Zoutkamperplaat, Schildhoek) en lagere veedichtheden (Zoutkamperplaat).



Figuur 6-6 - Trendindex van de Snor in Nederland in 1999-2022 en in het Lauwersmeer in 1999-2023

*Rietzanger, 2387 territoria*

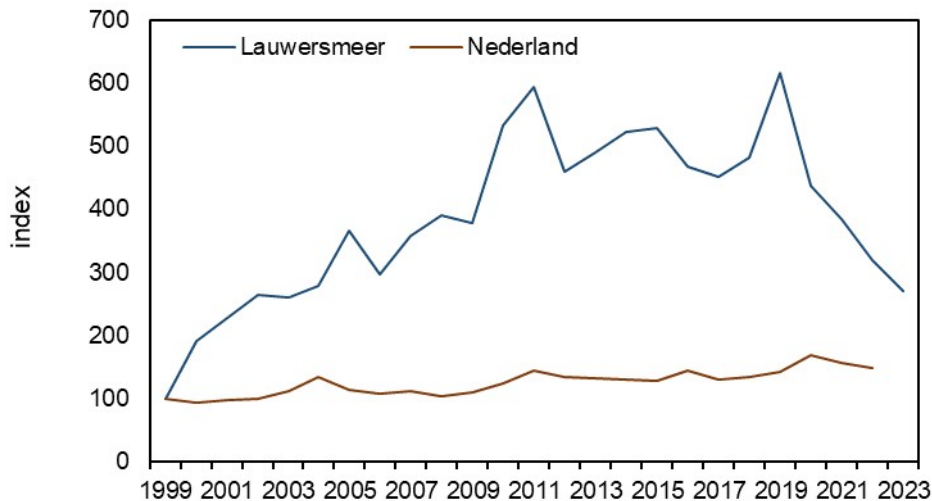
In de afgelopen 20 jaar loopt de trend van de Rietzanger redelijk in de pas met de landelijke trend (figuur 6.7), hoewel de landelijke trend wel positiever is (tabel 6.2). De extrapolaties die in de afgelopen jaren werden uitgevoerd op basis van de aantallen in BMP-proefvlakken, zoals beschreven in o.a. Kleefstra *et al.* (2022) leidden in 2023 opnieuw tot een enorm ruime marge (1508-3076 territoria). Een nieuwe berekening op basis van de trendindex van Sovon en CBS, waarbij de populatieschatting van 1900 paar uit de periode 1999-2003 (tevens Natura 2000-instandhoudingsdoelstelling; Sovon & CBS 2005) het uitgangspunt is leidde tot het aantal van 2387. Dat komt redelijk dicht in de buurt van een extrapolatie van de dichtheden in de 13 proefvlakken over het hele Lauwersmeergebied, wat een totaalaantal van 2149 territoria oplevert.



Figuur 6-7 - Trendindex van de Rietzanger in Nederland in 1999-2022 en het Lauwersmeer in 1999-2023.

### *Blauwborst, 132 territoria*

De afname van Blauwborsten sinds 2018 zette in 2023 voort. Het leverde een totaalaantal van 132 territoria op, wat het laagste aantal sinds 2006 is. Dit wijkt af van de landelijke ontwikkelingen (figuur 6.9). De reden hiervan is onduidelijk. De trend blijft voor de periode 1999-2023 desondanks positief, wat overeenkomt met de landelijke ontwikkeling (tabel 6.2).



Figuur 6-8 - Trendindex van de Blauwborst in Nederland in 1999-2022 en het Lauwersmeer in 1999-2023.

## 6.3 Conclusies en aanbevelingen broedvogelmonitoring

### Conclusies

Van de 13 Natura 2000-broedvogelsoorten in het Lauwersmeer komen er 6 niet meer tot broeden. Van de overige 7 soorten liggen alleen bij Rietzanger, Snor en Blauwborst de gemiddelde aantallen over de afgelopen zes jaar boven de instandhoudingsdoelstelling. Wanneer we alleen kijken naar de aantallen van 2023 dan geldt dat ook voor Roerdomp, Bruine Kiekendief en Bontbekplevier.

Door verschuivingen in de prioriteiten bij de effectmonitoring (eerdere adviezen van de Auditcommissie) en bij inventarisaties van terreinbeheerder SBB vindt geen jaarlijkse monitoring van slaapplaatsen en van niet-broedvogels meer plaats in het gebied. De Natura 2000 gebiedsfunctie voor foeragerende vogels in het niet-broedseizoen en de functie van slaap- en rustgebied blijft daarmee buiten beschouwing.

### Aanbevelingen

De jaarlijkse monitoring van broedvogels zal in 2024 worden voortgezet, er is geen reden tot aanpassing van de monitoringplots. Voor ijking van huidige berekeningen van de gebiedspopulatie en de Natura 2000-instandhoudingsdoelstellingen bij de Rietzanger zou een integrale kartering van de soort wenselijk zijn. Met de huidige berekeningen wordt ervan uit gegaan dat de Natura 2000-instandhoudingsdoelstelling wordt gehaald, maar het is onzeker of dat in werkelijkheid ook zo is.

## 7. Muizen en muizenetende roofvogels

---

Nico Beemster, Marijke Bekkema en Wender Bil

### 7.1 Inleiding

De monitoring van muizen en muizen etende roofvogels in het Lauwersmeer is in 2015 toegevoegd aan het monitoringsprogramma. Van de muizen zijn vooral woelmuizen (met name Veldmuis, maar ook Aardmuis) een belangrijke prooi voor roofvogels. Voor muizen wordt de muizencensus van oktober 2023 toegevoegd aan de dataset, waardoor nu variaties in aantallen woelmuizen uit de periode 2015-2023 kunnen worden geanalyseerd. Verder wordt nogmaals ingegaan op een oude woelmuizenreeks op de Schildhoek uit de periode 1983-2001. Voor roofvogels zijn, behalve verspreidingsgegevens uit de periode november 2022 - oktober 2023, ook gegevens uit de periode juli 2011 - december 2014 toegevoegd aan de dataset. In de laatste periode is op 5 januari 2012 het hoogste waterpeil ooit in het Lauwersmeer vastgesteld. Variaties in aantallen roofvogels kunnen nu worden geanalyseerd uit de periode juli 2011 - oktober 2023.

Gaswinning gaat gepaard met diepe bodemdaling. Diepe bodemdaling is zwak gecorreleerd aan maaiveld daling (zie par. 3.3.1) in o.a. het Natura 2000-gebied Lauwersmeer. Het Lauwersmeer is een boezemmeer, waarin waterpeilverhogingen tot ruim 1.30 meter boven het streefpeil kunnen optreden. Waterpeilverhogingen in het Lauwersmeer treden op in perioden met veel neerslag en opstuwning van water in de Waddenzee. In een dergelijke situatie kan vaak geen water geloosd worden op de Waddenzee en raakt ook het waterpeil in het Lauwersmeer verhoogd. Daling van de maaiveldhoogte in het gebied leidt in principe tot uitgebreidere inundaties.

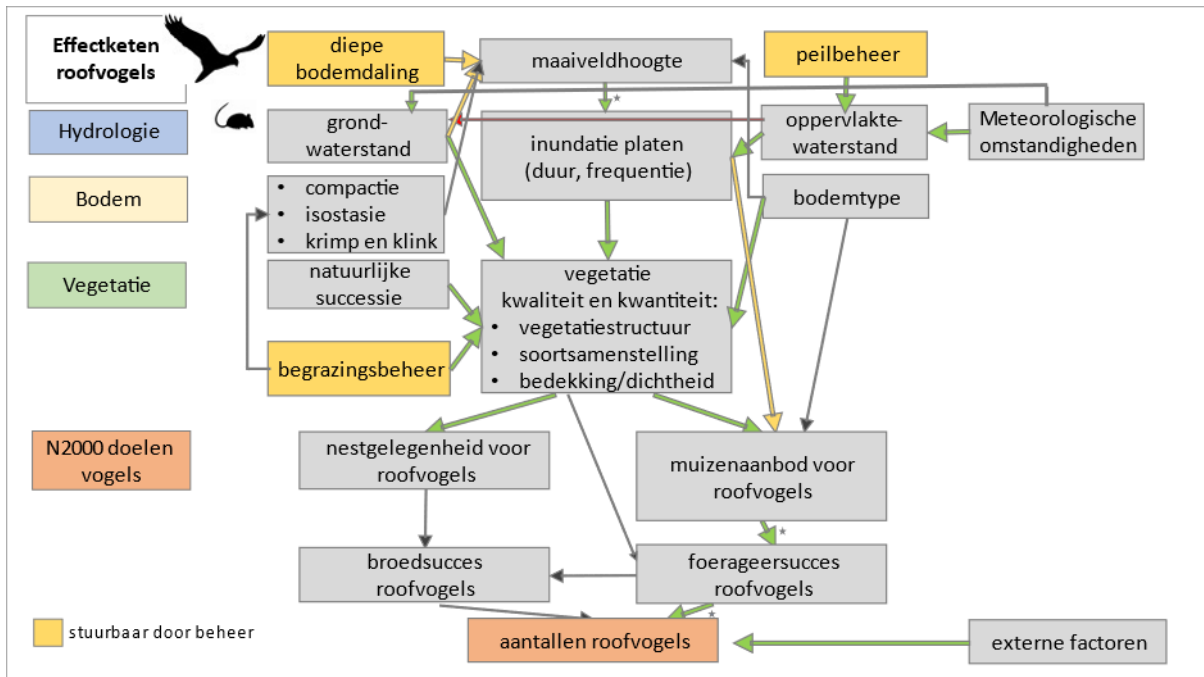
De toenemende kans op inundatie heeft mogelijk een effect op de verspreiding en talrijkheid van woelmuizen. Denk hierbij aan een nadelig effect door verhoogde sterfte (verdrinking), maar ook positieve effecten zijn wellicht mogelijk doordat ook grondpredatoren van woelmuizen getroffen worden door de inundaties en woelmuizen profiteren van de aanvoer van baserijk boezemwater met nutriënten. Omdat woelmuizen een belangrijke prooi vormen voor roofvogels (kiekendieven, Torenvalk, Ruigpootbuizerd, Buizerd) worden deze soorten mogelijk beïnvloed door verhoogde kans op inundatie als gevolg van maaiveld daling. Ook het voorkomen van de Velduil wordt mogelijk beïnvloed. In het vervolg van de tekst wordt gesproken over roofvogels.

Het doel van de monitoring is om de effecten van inundatie en inundatiefrequentie op woelmuizen en muizen etende roofvogels te beschrijven, en vast te stellen of maaiveld daling door gaswinning al dan niet effect heeft op het aanbod van woelmuizen en daarmee op de aanwezigheid van muizen etende roofvogels in het Lauwersmeer.

#### **Wat is er al bekend?**

In het verleden is al veel onderzoek uitgevoerd naar het voorkomen van woelmuizen en roofvogels op de centrale platen van het Lauwersmeer, met name op de Schildhoek. Dit onderzoek was vooral gericht op de effecten van beweiding op woelmuizen en roofvogels (Beemster *et al.* 1989, Beemster & Dijkstra 1991, Beemster 1994, Beemster & van Rijn 1995, Dijkstra *et al.* 1995, Beemster & Vulink 2013). Op basis van deze onderzoeken is een effectketen opgesteld met de belangrijkste veronderstelde variabelen die woelmuizen- en roofvogeldichtheid in het centrale natuurgebied van het Lauwersmeer bepalen, en de mogelijke rol hierin van bodemdaling (figuur 7.1). In de figuur wordt inzichtelijk gemaakt hoe de effecten van bodemdaling een mogelijke doorwerking kunnen hebben op de woelmuizenstand doordat de inundatie van de platen verandert. De effectketen is later veralgemeniseerd tot een

effectketen voor broedvogels en niet-broedvogels (zie hoofdstuk 2). In de onderstaande tekst worden de belangrijkste factoren die mogelijk van invloed zijn op het aanbod van woelmuizen en de aanwezigheid van muizen etende roofvogels kort besproken.



Figuur 7-1 – Schematische beschrijving van de effectketen voor roofvogels en hun voedsel, waarin wordt weergegeven of relaties zijn onderzocht en zo ja of daarbij geen verband, een zwak verband of een sterk verband is aangetoond. Zwarte pijl – niet onderzocht; Rode pijl – geen verband aangetoond; Oranje pijl – zwak verband aangetoond; Groene pijl – sterk verband aangetoond; maaiveldhoogte – inundatie: lagere plaatdelen zullen logischerwijze vaker en langer overstromen dan hogere plaatdelen. Het is echter niet vastgesteld dat verandering van maaiveldhoogte ook heeft geleid tot meer inundatie. Muizenaanbod-foerageersucces-aantallen roofvogels: dat relatie tussen aantallen roofvogels en muizenaanbod via het foerageersucces van de roofvogels verloopt is geen onderdeel van dit rapport, maar wel eerder onderzocht (Beemster & van Rijn 1995, Beemster ongepubl).

### Woelmuizen

De belangrijkste prooi voor muizen etende roofvogels in het Lauwersmeer is de Veldmuis. Op de seizoensbeweide platen van de Schildhoek kwam de Veldmuis in de jaren '80 en '90 vooral voor op de hogere plaatdelen (boven -0,25 meter NAP; Beemster & Vulink 2013). Mogelijk is de hoog-laag verdeling op onbeweide en jaarrond beweide platen anders dan op seizoensbeweide platen. In de afgelopen jaren lijkt de Veldmuis op de centrale platen steeds meer concurrentie te ondervinden van de Aardmuis en door die soort vervangen te worden. De vegetatiesuccessie op de platen (steeds dichtere rietvegetaties, verbossing) is vooralsnog gunstig voor de Aardmuis en ongunstig voor de Veldmuis.

Onder droge omstandigheden leven Veldmuizen en Aardmuizen in ondergrondse burchten, maar onder plasdrasse omstandigheden, die op de centrale platen van het Lauwersmeer bijna het gehele winterhalfjaar duren en ook in het zomerhalfjaar tijdelijk kunnen optreden, leven zij noodgedwongen bovengronds. Wanneer plaatdelen steeds meer geïnundeerd raken, zullen de mogelijkheden om bovengronds (droog) te verblijven steeds verder afnemen. Bij een bepaalde mate van inundatie zal het onmogelijk worden om nog langer ter plaatse te verblijven en zullen woelmuizen waarschijnlijk proberen uit te wijken naar niet geïnundeerde delen van het platengebied. Omdat het optreden van inundaties in

het Lauwersmeer onvoorspelbaar is, zijn waarnemingen van dit fenomeen schaars. In de winter 1983/1984 is door een boer inderdaad een concentratie van enkele duizenden woelmuizen waargenomen op een hoger kopje van een plaat, dat nog net boven het water uitstak. Onze verwachting is dat een inundatie kan leiden tot een flinke sterfte onder de woelmuizen. Het effect van een inundatie op de woelmuizenpopulatie kan zich mogelijk uitstrekken tot het erop volgende najaar.

Op de platen van het Lauwersmeer komt de Veldmuis vooral voor in wat ruigere, grazige vegetaties en open rietlanden (Beemster & Vulink 2013). In deze gestructureerde vegetaties (met een rietlengte tussen 0,5 en 1,5 meter) is waarschijnlijk veel voedsel van voldoende kwaliteit aanwezig, terwijl de dieren - wanneer dat nodig is - bovengronds kunnen verblijven. Enige vegetatiestructuur is dan van levensbelang om niet snel onderkoeld te raken en niet te zeer op te vallen voor muizen etende roofvogels (Beemster & Vulink 2013). Vooral het vegetatiebeheer is bepalend voor de aanwezigheid van de juiste vegetatiestructuur. Onduidelijk is of ook of de mate van isolatie van een metapopulatie (afstand tot altijd droog habitat in de omgeving; eiland of schiereiland) van invloed is op het voorkomen van Veldmuizen. Tot nu toe is om praktische redenen nooit op eilanden gevangen.

In de Engelstalige literatuur is relatief weinig gepubliceerd over de effecten van inundatie op muizen. In alle gevallen betreft het kortdurende studies (minder dan vier jaar). Uit deze studies blijkt dat inundaties van graslanden leiden tot het (tijdelijk) volledig verdwijnen van populaties van Veldmuizen (Jacob 2003, van Wijnhoven *et al.* 2005, 2006); in oobossen weten populaties van Grote bosmuis en Rosse woelmuis voor een deel te overleven (Jacob 2003), kennelijk door in bomen te schuilen. Geïnundeerde gebieden worden in de daaropvolgende zomer vanuit niet-geïnundeerde gebieden langzaam maar zeker weer door Veldmuizen gekoloniseerd (Jacob 2003, van Wijnhoven *et al.* 2005, 2006). Hierbij worden dichtbij gelegen gebieden (0-30 meter) sneller gekoloniseerd dan verder weg gelegen gebieden (>30 meter) (van Wijnhoven *et al.* 2006). In vergelijking met het Lauwersmeer, waar herkolonisatie soms over afstanden van 1-2 km moet plaatsvinden, zijn dit relatief geringe afstanden. De Veldmuis wordt door van Wijnhoven (*et al.* 2006) gekarakteriseerd als een "geleidelijke, door dichtheid geïnduceerde koloniseerder". Voor de Aardmuis gaat deze karakterisering waarschijnlijk ook op. Omdat alle studies kortdurend waren, is onbekend of de herkolonisatie vanuit niet-geïnundeerde gebieden in goede muizenjaren sneller verloopt dan in muizenarme jaren.

#### *Muizen etende roofvogels*

De dichtheid van muizen etende roofvogels wordt via hun jaagsucces zowel bepaald door het muizenaanbod als door de vegetatiestructuur. De soorten verschillen onderling in hun afhankelijkheid van vegetatiestructuur. Pootlengte speelt hierbij waarschijnlijk een belangrijke rol. Soorten met relatief korte poten (Torenvalk, Buizerd), jagen noodgedwongen vooral in kortgrazige vegetaties, soorten met langere poten (Bruine kiekendief, Blauwe kiekendief, Ruigpootbuizerd) jagen bij voorkeur in wat meer structuurrijke vegetaties, waar de muizendichtheid gemiddeld genomen hoger is (Beemster & van Rijn 1995, Beemster & Vulink 2013). Grauwe kiekendief en Velduil nemen een intermediaire positie in (Beemster & Wiersma 2020). Onder plasdrasse en vooral onder geïnundeerde omstandigheden zijn woelmuizen gemakkelijker vangbaar voor roofvogels dan onder droge omstandigheden, omdat ze dan noodgedwongen bovengronds moeten verblijven (Beemster & Vulink 2013, Beemster & Wiersma 2020). De verwachting is daarom dat roofvogels op korte termijn van een inundatie kunnen profiteren, doordat muizen door het opkomende water op de loop gaan. Op de langere termijn zullen roofvogels, door sterfte van muizen, nadeel ondervinden van de inundatie. De dichtheid van muizen etende roofvogels op de platen wordt waarschijnlijk verder mede bepaald door de geschiktheid van omringende gebieden voor roofvogels en externe factoren (zoals de geschiktheid van gebieden waar roofvogels in andere delen van het jaar verblijven). In de Engelstalige literatuur zijn geen publicaties gevonden over de effecten van inundatie op muizen etende roofvogels.

## 7.2 Opzet van de monitoring

### Doel en hypothese

Het doel van de monitoring is om voor een periode van meerdere jaren de aanwezigheid van woelmuizen en muizen etende roofvogels op de centrale platen van het Lauwersmeer in ruimte en tijd vast te leggen, en vervolgens te analyseren in welke mate variaties daarin verklaard kunnen worden door waterpeilvariaties in de boezem. Voor de aanwezigheid van woelmuizen en muizen etende roofvogels op de platen van het Lauwersmeer is naar verwachting zowel het maximum waterpeil tot dan toe in het winterseizoen zelf (dus vanaf 1 juli) als het maximum waterpeil in de voorgaande winter van belang. Het maximale waterpeil tot dan toe in het winterseizoen (vanaf 1 juli) zelf is van invloed op de mate waarin de najaarspopulatie van woelmuizen in de loop van het najaar / de winter afneemt. Het maximale waterpeil in de voorgaande winter is bepalend voor de overleving van woelmuizen en daarmee voor de startpopulatie van de woelmuizen in het daaropvolgende voorjaar. De omvang van de startpopulatie van de woelmuizen in het voorjaar is naar verwachting van invloed op de populatiegrootte die in het najaar bereikt kan worden. Ook het waterpeil op de teldag kan naar verwachting van belang zijn op het aantal verblijvende roofvogels, vooral als het waterpeil op de teldag hoger is dan eerder in de winter is bereikt. Met behulp van deze gegevens kan vastgesteld worden of verandering van maaiveldhoogte al dan niet effect heeft op het aanbod van woelmuizen en daarmee op muizen etende roofvogels. De maximum waterpeilen vormen zo een simpele maat (proxy) voor de mate waarin de platen inunderen. Dit laatste in samenhang met de maaiveldhoogte op de plaat, die wordt beïnvloed door diepe bodemdaling. Een samenhang tussen de maximum waterpeilen en het aanbod van woelmuizen geeft daarmee ook de samenhang weer tussen maaivelddaling en het muizenaanbod en daarmee ook het effect op muizen etende roofvogels.

### Analyse

De belangrijkste vragen m.b.t. de analyse van natuurlijke variaties in aantallen woelmuizen en muizen etende roofvogels in relatie tot variaties in waterpeil zijn:

#### *Muizen*

- Waar komen woelmuizen voor (hoogte op de plaat, vegetatiehoogte, vegetatiesamenstelling, vegetatiebedekking, vegetatiestructuur, vegetatiebeheer)?
- Wat zijn de directe effecten van inundatie op de woelmuizenpopulatie?
- Wat zijn de effecten van inundatie in het winterhalfjaar op de verspreiding en talrijkheid van woelmuizen in het daaropvolgende najaar?
- Kan voorspeld worden hoe bodemdaling (via verandering in de omvang en duur van inundaties) ingrijpt op het voorkomen van woelmuizen?

#### *Muizen etende roofvogels*

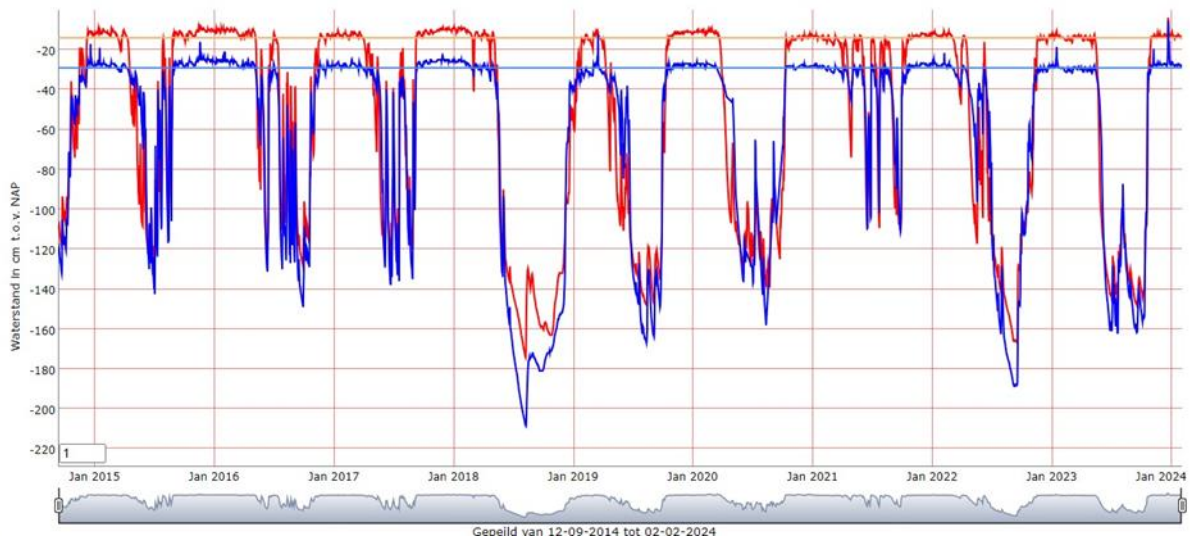
- Waar komen (jagende) roofvogels voor (hoogte op de plaat, vegetatiehoogte, vegetatiesamenstelling, vegetatiebedekking, vegetatiestructuur, vegetatiebeheer)?
- Wat zijn de directe effecten van inundatie in het winterhalfjaar op de verspreiding en talrijkheid van foeragerende roofvogels?
- Wat zijn de effecten van inundatie op de verspreiding en talrijkheid van foeragerende roofvogels later in die winter?
- Wat zijn de effecten van inundatie in het winterhalfjaar op de verspreiding en talrijkheid van foeragerende roofvogels in de daaropvolgende zomer en winter?
- Kan voorspeld worden hoe bodemdaling ingrijpt op de aanwezigheid van foeragerende roofvogels?
- Kan voorspeld worden hoe bodemdaling ingrijpt op het aantal broedende roofvogels?

Ook andere factoren dan inundatie door boezempeilverhoging kunnen mogelijk een effect hebben op de aanwezigheid van woelmuizen en daarmee roofvogels. Hierbij moet met name gedacht worden aan neerslag en verdamping (o.a. Wymenga *et al.* 2022), die van invloed zijn op grondwaterpeilverloop op de platen in de loop van het jaar. In dit rapport wordt daarom ook ingegaan op het neerslagtekort / overschot in de zomer (de maanden april – september).

### 7.3 Methode

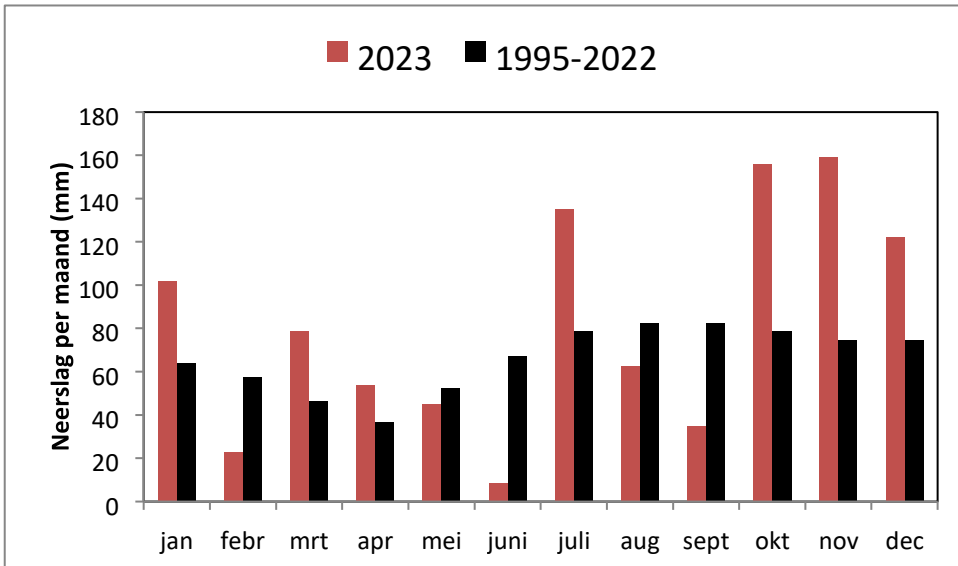
#### Weersomstandigheden

De weersomstandigheden, met name neerslag, kunnen een groot effect hebben op woelmuizenpopulaties (o.a. Wymenga *et al.* 2022). Dat is zeker het geval op de platen van het Lauwersmeer, die geen ontwateringstelsel kennen. In het winterhalfjaar liggen de platen er over het algemeen (bijna) plasdras bij (ook zonder inundatie door boezemwater), in het zomerhalfjaar kan het grondwaterpeil sterk dalen, maar na overvloedige neerslag kunnen platen ook dan plasdras komen te staan (figuur 7.2). Het jaar 2023 laat grote verschillen in neerslag zien (figuur 7.3). De maanden februari, mei-juni en augustus-september waren normaal of droger dan gemiddeld. De overige maanden waren natter dan normaal.



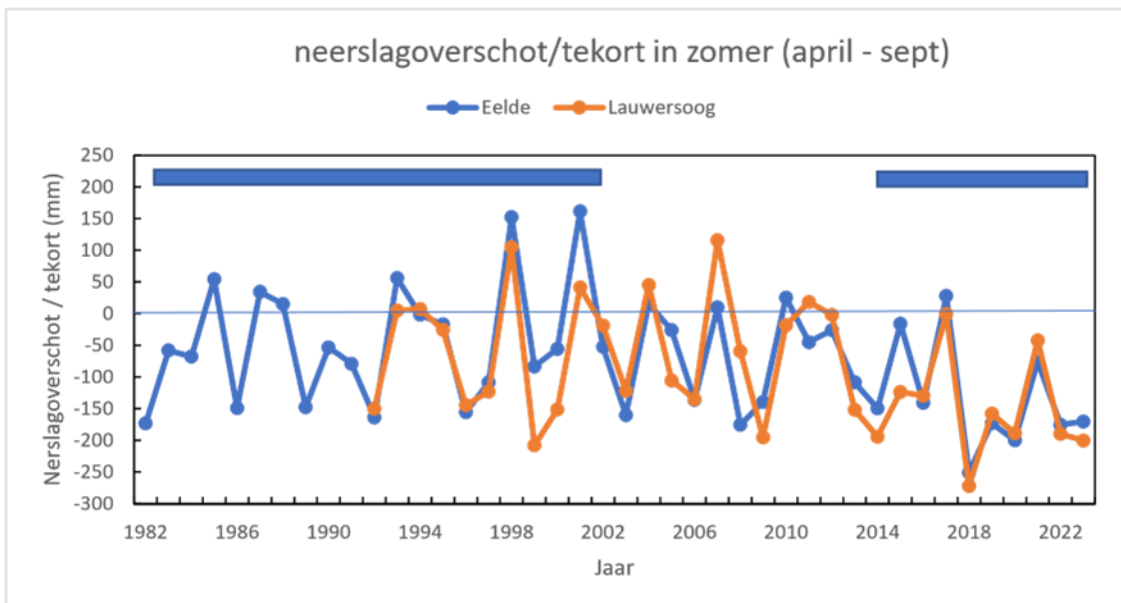
Figuur 7-2 - Verloop van het grondwaterpeil op de locaties BO45 (rood) en BO46 (Blauw) op het hoge deel van de Schildhoek in de periode januari 2015 – januari 2024 (in cm tov NAP). Maaiveldhoogte op beide locaties is als horizontale lijn in zelfde kleurtint weergegeven. Voor de ligging van de locaties zie bijlage 2.



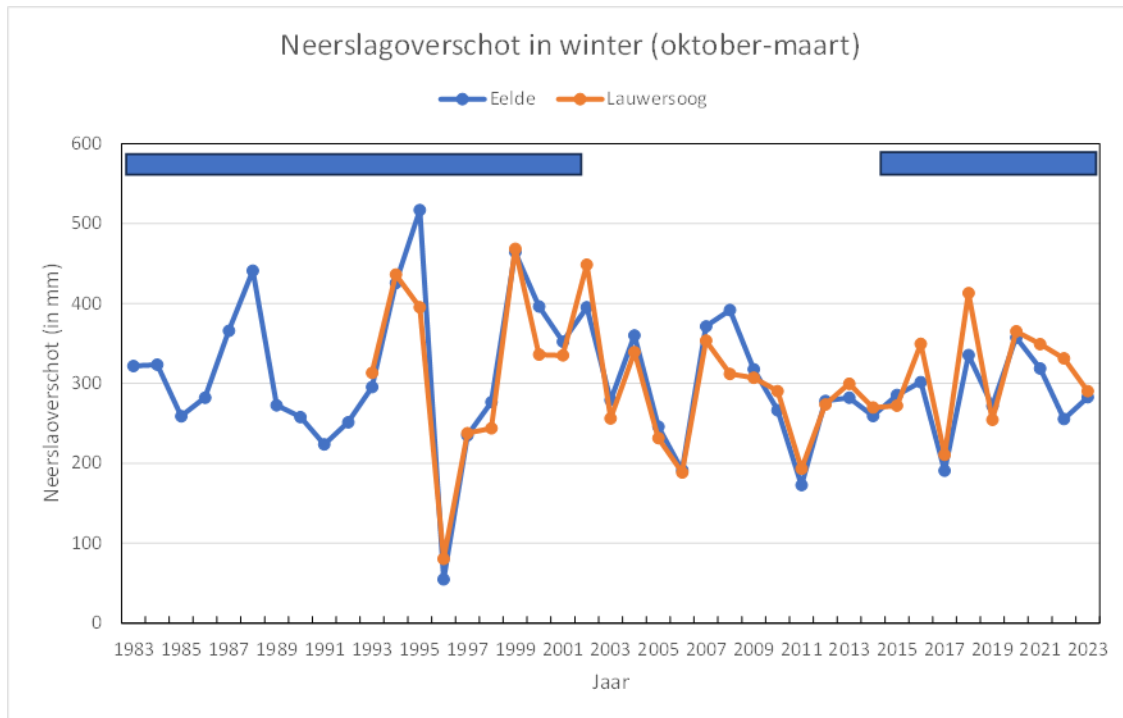


Figuur 7-3 - Neerslag per maand (in mm) in Lauwersoog in 2023 ten opzichte van het gemiddelde in de periode 1995-2022.

De mate waarin de platen in het zomerhalfjaar opdrogen kan, behalve door het verloop van het grondwaterpeil (slechts beschikbaar vanaf oktober 2014) ook beschreven worden door het neerslagoverschot / tekort in de maanden april – september (figuur 7.4). Ook het KNMI beschrijft het neerslagtekort normaliter voor deze maanden. Vanaf ongeveer 2000 lijkt er sprake te zijn van een toename van het neerslagtekort. Omdat het neerslagoverschot / tekort van meetlocatie Lauwersoog pas beschikbaar is vanaf 1992, worden in de laatstgenoemde figuur ook de gegevens van meetlocatie Eelde toegevoegd. In de figuur worden de perioden waarin muizen zijn gevangen, weergegeven met blauwe balken (1983-2001, 2015-2023). In het winterhalfjaar bestaat over het algemeen een neerslagoverschot (figuur 7.5). Opvallend in de figuur is vooral de zeer droge winter van 1995/1996.



Figuur 7-4 - Neerslagoverschot / tekort in de maanden april – september op de meetlocaties Lauwersoog en Eelde in de periode 1982-2023. Het neerslagoverschot / tekort van meetlocatie Lauwersoog is pas beschikbaar vanaf 1992, daarom zijn ook de gegevens van meetlocatie Eelde toegevoegd. De perioden waarin muizen zijn gevangen (in 1983-2001 op de Schildhoek, in 2015-2023 op meerdere locaties) worden weergegeven met blauwe balken.



Figuur 7-5 – Neerslagoverschot in de winter (oktober – maart) op de meetlocaties Lauwersoog en Eelde in de periode 1982/1983-202/2023. Het neerslagoverschot van meetlocatie Lauwersoog is pas beschikbaar vanaf 1991/1992, daarom zijn ook de gegevens van Meetlocatie Eelde toegevoegd. De perioden waarin muizen zijn gevangen (in 1983-2001 op de Schildhoek, in 2015-2023 op meerdere locaties) worden weergegeven met blauwe balken.

### Waterpeilverloop in de boezem

Het waterpeil van de boezem in het Lauwersmeer wordt elk kwartier op vier locaties gemeten (Lauwersoog, Zoutkamp (1x in de reeks van Wetterskip Fryslân en 1x in de reeks van Waterschap Noorderzijlvest) en Dokkumer Nieuwe Zijlen; tabel 7.1). Tussen locaties bestaan soms aanzienlijke verschillen in het maximum bereikte waterpeil per winter: de maxima van Lauwersoog en Dokkumer Nieuwe Zijlen komen redelijk overeen, die van Zoutkamp zijn wat hoger. Dit laatste wordt waarschijnlijk veroorzaakt door opwaaing. Tot nu toe zijn vooral de waterpeilgegevens van locatie Lauwersoog gebruikt. Locatie Zoutkamp laat in de reeks van Waterschap Noorderzijlvest over een langere periode een maximum waterpeilverloop zien dat wat afwijkt van de andere locaties. Dat is reden om voor locatie Zoutkamp te kiezen voor de reeks van Wetterskip Fryslân. De meetlocaties bij Zoutkamp liggen enkele honderden meters van elkaar verwijderd.

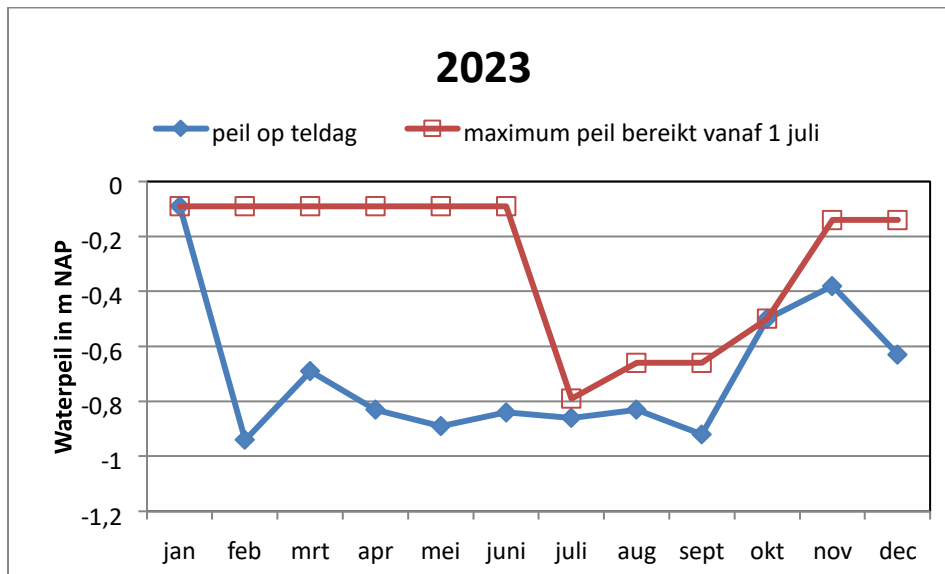
Uit het waterpeilverloop bij Lauwersoog in de periode 2011-2023 is zowel het maximum waterpeil op de maandelijkse teldagen afgeleid als het maximum waterpeil op de teldagen tot dan toe in het winterhalfjaar (vanaf 1 juli). In bijlage 5 worden de waterpeilgegevens op de teldagen in 2023 weergegeven. Vooral op de teldag in januari 2023 en in mindere mate op de teldagen in oktober, november en december 2023 was sprake van een verhoogd waterpeil in de boezem (figuur 7.6). In januari en oktober werd het hoogste waterpeil in het winterseizoen tot dan toe (vanaf 1 juli) bereikt op de teldag. Het maximaal bereikte waterpeil in de winter 2022/2023 was tamelijk gemiddeld en in de winter 2023/2024 tot nu toe hoog (tabel 7.1).

Figuur 7.7 laat het maximum waterpeil in het Lauwersmeer zien op de maandelijkse teldagen en het wintermaximum tot aan de verschillende teldagen per winterhalfjaar (vanaf 1 juli; locatie Lauwersoog) in de periode juli 2011 – januari 2024. Met de groene band wordt de range van maaiveldhoogtes van

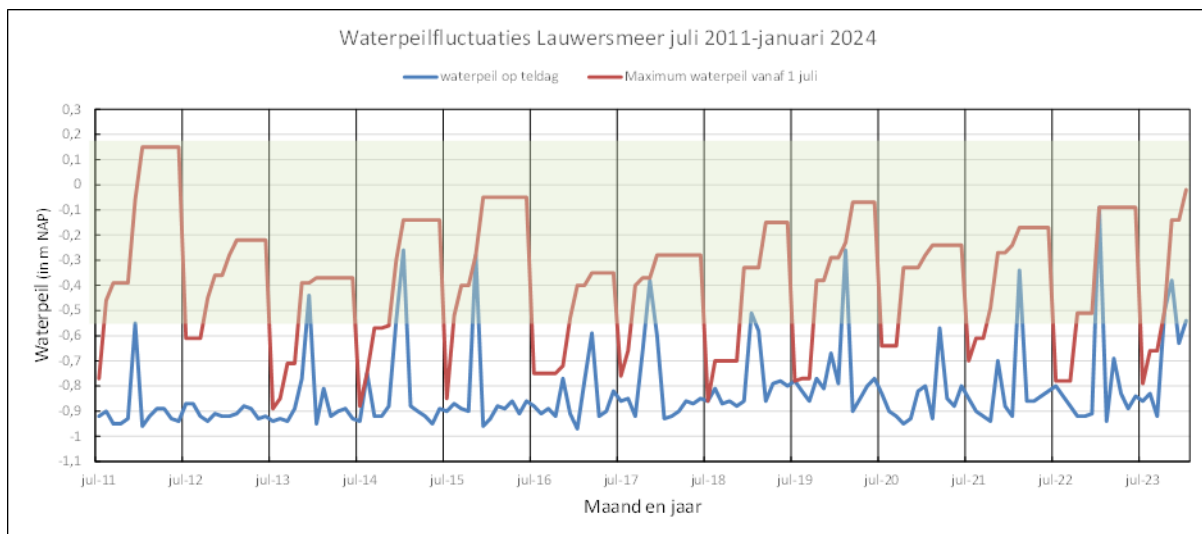
de bemonsterde muizenraaien weergegeven. Met de toevoeging van de periode juli 2011 – december 2014 worden de extreem hoge boezemwaterstanden in de winter 2011-2012 toegevoegd aan de reeks. In deze winter werd het hoogste waterpeil ooit in het Lauwersmeer vastgesteld.

*Tabel 7-1 - Het maximaal bereikte waterpeil in de boezem van het Lauwersmeer per winterhalfjaar op vier locaties in de periode 2010/2011 – 2023/2024 (gegevens uit de laatste winter hebben betrekking op de periode tot en met 25-01-2024 en zijn daarom nog voorlopig).*

Winterseizoen	Maximum bereikt waterpeil in de boezem (in meter t.o.v. NAP)			
	Lauwersoog	Zoutkamp	Dokkumer Nieuwe Zijlen	
	Waterschap Noorderzijlvest	Waterschap Noorderzijlvest	Wetterskip Fryslân	Wetterskip Fryslân
2010-2011	-0,32	-0,21	-0,19	-0,22
2011-2012	+0,15	+0,40	+0,27	+0,24
2012-2013	-0,22	-0,14	-0,15	-0,23
2013-2014	-0,37	-0,33	-0,36	-0,34
2014-2015	-0,14	0	-0,05	-0,11
2015-2016		-0,04	-0,01	-0,03
2016-2017	-0,35	-0,25	-0,27	-0,36
2017-2018	-0,28	-0,14	-0,15	-0,31
2018-2019	-0,15	-0,06	-0,06	-0,11
2019-2020	-0,07	-0,06	-0,05	-0,09
2020-2021	-0,24	-0,23	-0,25	-0,22
2021-2022	-0,17	-0,13	-0,13	-0,15
2022-2023	-0,09	-0,10	-0,07	-0,05
2023-2024	(-0,02)	(+0,06)	(+0,11)	(+0,02)
Gemiddelde 2014-2015 - 2022-2023	-0,18	-0,10	-0,11	-0,15

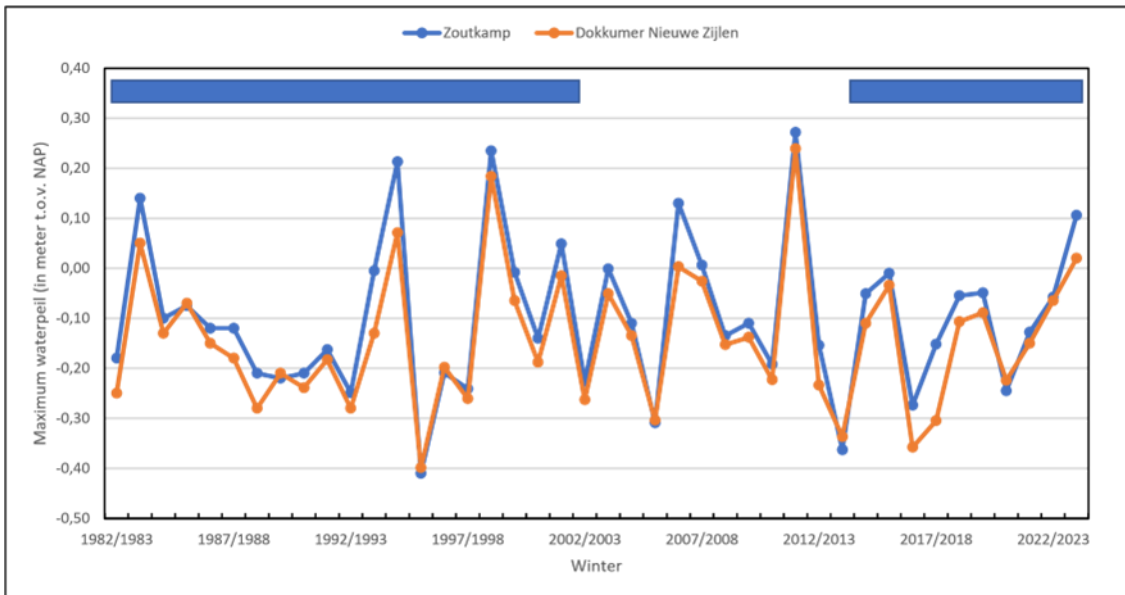


Figuur 7-6 – Het maximum waterpeil in het Lauwersmeer op de maandelijkse teldagen van roofvogels in 2023 en het wintermaximum tot aan de verschillende teldagen in 2023 (vanaf 1 juli, locatie Lauwersoog). Op de telling in januari 2023 vond het hoogste waterpeil in de winter 2022/2023 plaats, op de telling in oktober 2023 voor het hoogste waterpeil vanaf 1 juli 2023 plaats.



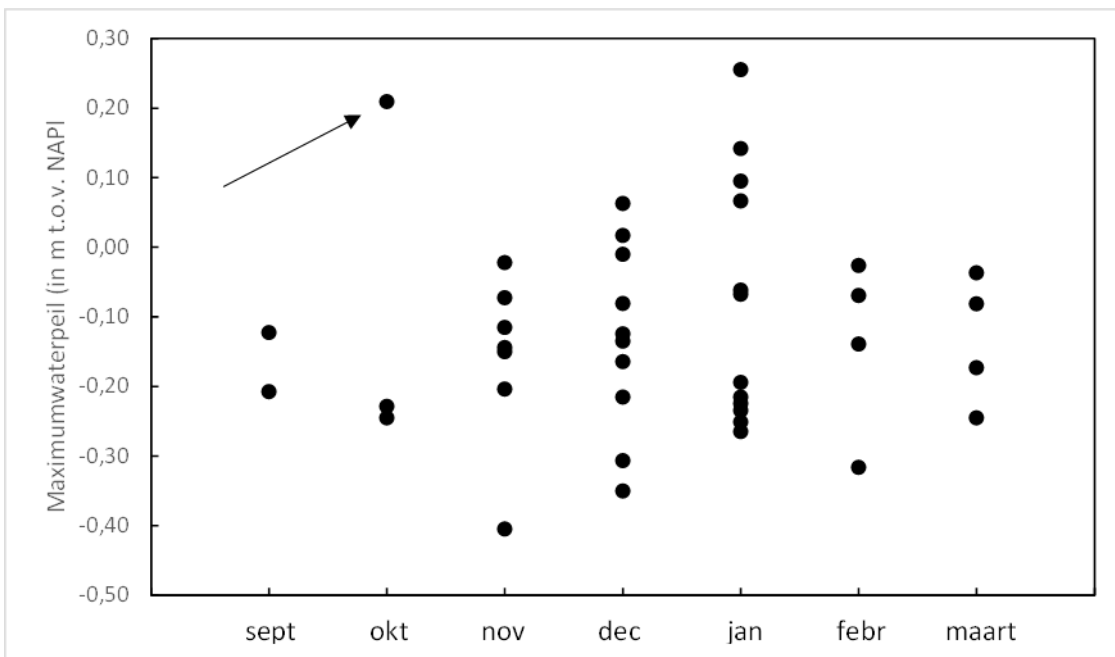
Figuur 7-7 - Het maximum waterpeil in het Lauwersmeer op de maandelijkse teldagen van roofvogels en het maximaal bereikte waterpeil op de maandelijkse teldagen vanaf 1 juli per winterhalfjaar (locatie Lauwersoog) in de periode juli 2011 – januari 2024. Met de groene band wordt de range van bodemhoogtes van de bemonsterde muizenraaien weergegeven.

In figuur 7.8 is het maximaal bereikte waterpeil in de boezem van het Lauwersmeer per winterhalfjaar weergegeven voor de locaties Zoutkamp en Dokkumer Nieuwe Zijlen in de periode 1982/83-2023/2024. Het maximaal bereikte waterpeil laat in deze periode grote verschillen zien tussen winters (minimum NAP -0,40 m, maximum NAP +0,26 m gemiddeld voor beide locaties). Het maximum bereikte waterpeil is op locatie Zoutkamp gemiddeld iets hoger dan op locatie Dokkumer Nieuwe Zijlen, vooral bij extreem hoger waterpeilen. Opwaaiing van water speelt hierbij waarschijnlijk een rol. In de onderzoeksperiode 2011/2012 - 2023/2024 kwamen opvallend hoge waterpeilen (boven NAP 0 m) voor in de eerste winter (2011/2012) en de laatste winter (2023/2024).



Figuur 7-8 - Het maximaal bereikte waterpeil in de boezem van het Lauwersmeer per winterhalfjaar op de locaties Zoutkamp en Dokkumer Nieuwe Zijlen in de periode 1982/83-2023/2024 (gegevens Wetterskip Fryslân). Het maximaal bereikte waterpeil in 2023/2024 is nog voorlopig. De perioden waarin muizen zijn gevangen (in 1983-2001 op de Schildhoek, in 2015-2023 op meerdere locaties) worden weergegeven met blauwe balken.

In figuur 7-9 wordt weergegeven in welke maand het maximaal bereikte waterpeil per winterhalfjaar in de periode 1982/1983 – 2023/2024 is opgetreden. In deze periode was dat tweemaal het geval in september, driemaal in oktober, zevenmaal in november, tienmaal in december, twaalf maal in januari, viermaal in februari en viermaal in maart. Extreem hoge waterpeilen (boven NAP) zijn vooral vastgesteld in de midwinter (december-januari; zesmaal). En opvallend genoeg eenmaal in oktober.



Figuur 7-9 - Het maximaal bereikte waterpeil per winterhalfjaar in het Lauwersmeer in de periode 1982/1983 – 2023/2024.. Weergegeven wordt in welke maand het maximaal bereikte waterpeil per winterhalfjaar is opgetreden. De cijfers betreffen het gemiddelde voor de locaties Zoutkamp en Dokkumer Nieuwe Zijlen. Het uitzonderlijk hoge waterpeil vroeg in de winter (oktober 1998) wordt geaccentueerd aangegeven met een pijl.

### Muizenbemonstering

De muizenpopulatie wordt vanaf 2015 jaarlijks op een aantal vaste locaties in het platengebied bemonsterd met inloopvallen (life traps) (figuur 7.10). De muizencensus in 2023 vond plaats in de periode 12-19 oktober. De locaties van de muizenraaien verschillen onderling in maaiveldhoogte (en daarmee kans op inundatie) en vegetatiebeheer (seizoensbeweiding, seizoensbeweiding in combinatie met jaarrondbeweiding). Over het algemeen zijn muizenraaien uitgezet op het hoogste deel van te bemonsteren platen, bij voorkeur in rietvegetaties tussen 0,5 en 1,5 meter, waarin de hoogste dichtheden van Veldmuizen kunnen worden aangetroffen (Beemster & Vulink 2013). Op de Schildhoek is hiervan afgeweken: muizenraai Schildhoek 2 is gelegen op een iets lagere maaiveldhoogte dan muizenraai Schildhoek 1. Beide muizenraaien zijn gehandhaafd op locaties die ook in de periode 1983-2001 zijn bemonsterd (Beemster & Vulink 2013, Beemster ongepubl.). De bodemhoogte van de muizenraaien is in 2020 ingemeten en wordt voor alle jaren gebruikt.

Alle vanglocaties zijn lopend te bereiken. De looptijd vanaf wegen of paden is soms aanzienlijk. De muizenraaien op de Schildhoek en Pampusplaat liggen in een gebied met seizoensbeweiding, die op de Zuidelijke Ballastplaat, Zuidelijke lob en Rug in een gebied met een combinatie van seizoensbeweiding en jaarrondbeweiding (figuur 7-11). Tot nu toe is afgezien van het bemonsteren van platen zonder vegetatiebeheer of met jaarrondbeweiding vanwege de moeilijke bereikbaarheid. Op jaarrond beweidde platen is verder van belang dat muizenvallen op de een of andere manier beschermd moeten worden tegen vertrapping door vee.

De uitvoering van de muizencensus in oktober houdt rekening met het feit dat de muizendichtheid dan doorgaans het hoogst is, terwijl grootschalige inundaties normaliter pas later in de herfst optreden. De timing van de muizencensus sluit aan bij in het verleden uitgevoerde muizenbemonsteringen in de periode 1983-2001 (Beemster & Vulink 2013, Beemster ongepubl.). In totaal zijn in 2023 200 vallen geplaatst in twee parallelle series van 5 vangraaien. Per vangraai zijn er 10 vangstations, met op elk vangstation 2 gepaarde vallen. Op de Pampusplaat en Schildhoek is hiervan afgeweken en staan de vangraaien verder uit elkaar (figuur 7.10). Vangraai SH3 is in de periode 2015-2023 niet bemonsterd, maar wel in 1983-2001 (zie tekst hieronder).

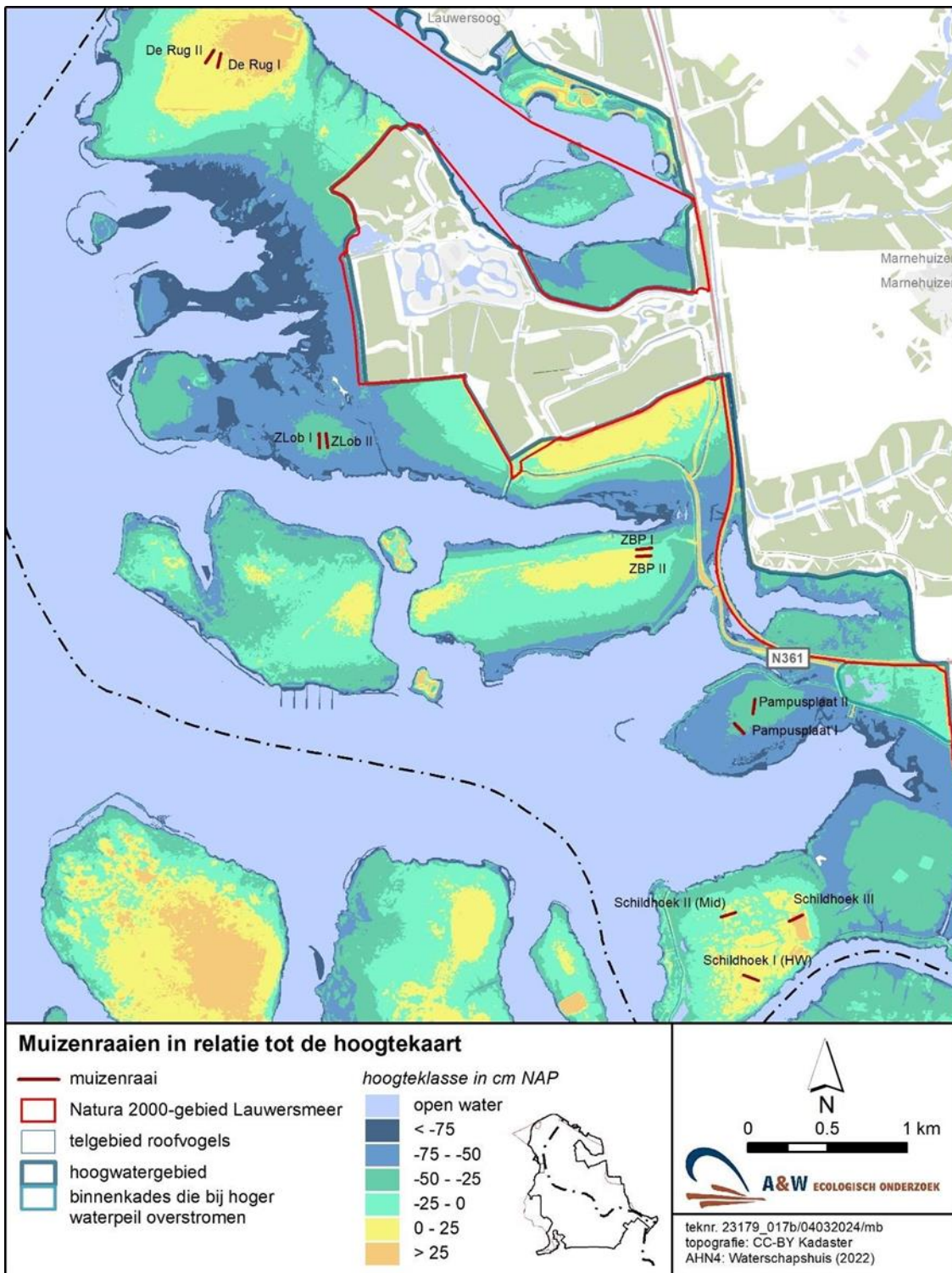
De muizenvallen hebben gedurende ruim een week in het veld gestaan. De eerste dagen (van 12 t/m 16 oktober) stonden de vallen, met lokvoer, niet op scherp; de bedoeling van dit zogenoemde 'prebaiten' (voorvoeren) is om de muizen te laten wennen aan de beschutting en het aangeboden voedsel, en om zodoende de vangkans te vergroten. Op 16 oktober zijn de vallen 's avonds op scherp gezet en de volgende morgen voor de eerste keer gecontroleerd. Daarna is gedurende vier volgende controlerondes in twee etmalen gevangen, waarbij de vallen tweemaal per etmaal zijn gecontroleerd. De vijfde en laatste controleronde was in de ochtend van 19 oktober. In totaal is dus gedurende drie nachten en twee dagen gevangen. De muizencensus heeft geresulteerd in  $10 \text{ (stations)} * 2 \text{ (vallen)} * 3 \text{ (valnachten)} = 60 \text{ valnachten per vangraai}$ .

De gevangen muizen zijn op soort gebracht. Voor woelmuizen is het netto aantal gevangen individuen bepaald door gevangen muizen te merken, door een klein plukje vacht weg te knippen. Op deze manier kunnen reeds gevangen muizen worden onderscheiden van niet eerder gevangen muizen. Verder is van woelmuizen de sexe en het gewicht bepaald. Na de vangst zijn de muizen weer vrij gelaten.

De muizenindex wordt gedefinieerd als het aantal vangsten per 100 valnachten. Deze index is bekend voor alle muizensoorten en kan worden vergeleken met de resultaten van eerdere muizeninventarisaties.

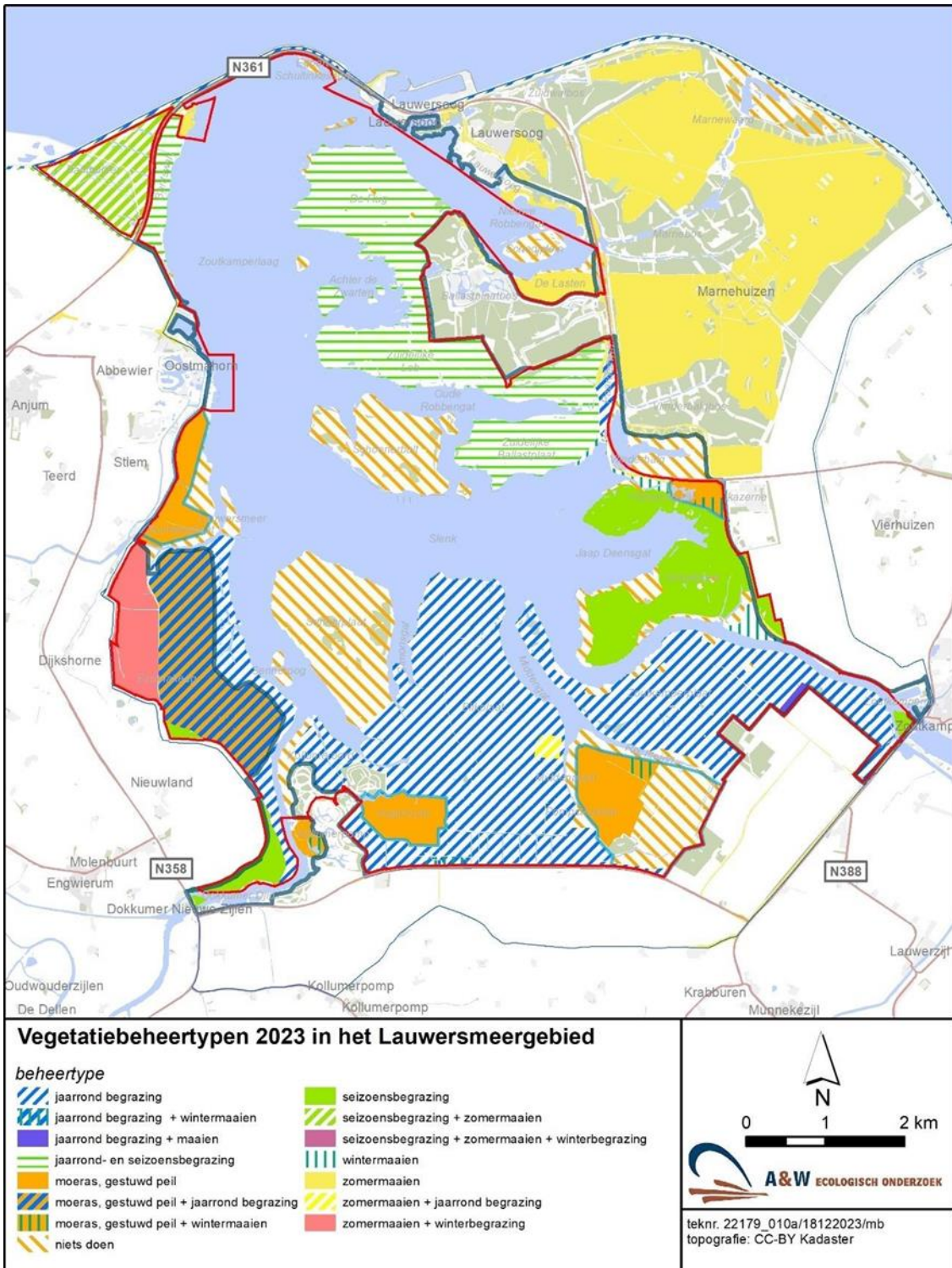
De individuele muizenindex is het aantal individuele muizen (dus de gevangen aantallen zonder de hervangsten) dat is gevangen per 100 valnachten. Ook deze individuele muizenindex kan worden vergeleken met de resultaten van andere muizeninventarisaties. Deze index is alleen bekend voor woelmuizen (Veldmuis, Aardmuis).

In 1983-2001 werd op de Schildhoek jaarlijks in oktober de relatieve dichtheid van muizen bepaald met behulp van klapvallen (Beemster & Vulink 2013, Beemster ongepubl.) Hierbij zijn dezelfde muizenraaien bemonsterd als in 2015-2023. Aanvullend is een derde muizenraai bemonsterd (SH3). Hierbij werd de gemodificeerde methode van Hörnfeldt (1978) gebruikt. In iedere muizenraai werden per station vijf klapvallen geplaatst. Klapvallen werden dagelijks eenmaal gecontroleerd gedurende drie dagen. Het aantal valnachten bedroeg daarmee 150 per muizenraai. De muizenindex is gedefinieerd als het aantal gevangen woelmuizen per 100 valnachten. De index is niet direct vergelijkbaar met die in de periode 2015-2023.



Figuur 7-10 - Overzicht van de bemonsterde muizenraaien in het Lauwersmeer in 1983-2001 en 2015-2023 met als achtergrond de hoogtekaart (AHN4). Muizenraaien Schildhoek 1 en 2 zijn zowel bemonsterd in de periode 1983-2001 als in de periode 2015-2023. Muizenraai Schildhoek 3 is alleen bemonsterd in de periode 1983-2001. Andere muizenraaien zijn alleen bemonsterd in 2015-2023.





Figuur 7-11 - Vegetatiebeheertypen in het Lauwersmeer in 2023.

**Tellingen van roofvogels**

Sinds de inpoldering van het Lauwersmeer in 1969 vindt maandelijks een vogeltelling plaats met behulp van vrijwilligers. Sinds 1986 worden de vogeltellers daarbij gevraagd om roofvogels op kaart in te tekenen en aanvullend geslacht, leeftijd en gedrag te noteren. Geslacht en leeftijd van de roofvogels laten zien welke vogels van het gebied gebruik maken (broedvogels/niet-broedvogels, mannetjes/vrouwjes, jonge/oudere vogels). De toekenning van het gedrag van de roofvogels is van

belang omdat vooral jagende roofvogels aangeven waar prooien worden gevangen. De vrijwillige vogeltellers worden regelmatig ingelicht over de resultaten van het onderzoek. Nieuwe tellers worden aanvullend begeleid bij de uitvoering van hun werkzaamheden.

Eerder zijn deze tellingen gebruikt om effecten van terreinbeheer op muizen etende roofvogels te onderzoeken (o.a. Beemster *et al.* 1989, Beemster & Vulink 2013), maar ze kunnen ook worden gebruikt om effecten van bodemdaling en daarmee toenemende kans op inundatie te analyseren.

De verspreiding van muizen etende roofvogels in de perioden juli 2011-december 2014 en november 2023 - oktober 2024 is in de afgelopen maanden gedigitaliseerd (in GIS) en toegevoegd aan de bestaande reeks vanaf 2015. Hierbij zijn de soorten geselecteerd waarvan bekend is dat woelmuizen een belangrijke bron van voedsel zijn (Bruine kiekendief, Blauwe kiekendief, Grauwe kiekendief, Buizerd, Ruigpootbuizerd, Torenavalk en Velduil). Het broedsucces, de overleving en het jaagsucces van deze soorten is gemiddeld genomen hoger in jaren met veel woelmuizen (zie overzicht in Wymenga *et al.* 2016). Hierbij dient te worden opgemerkt dat voor de Bruine en Grauwe kiekendief naast woelmuizen ook vogels vroeg in het jaar belangrijk kunnen zijn als voedselbron (Dijkstra & Zijlstra 1997, Beemster *et al.* 2011, 2012, Beemster & Wiersma 2020). Bij een laag aanbod van woelmuizen in de winter kunnen ook Blauwe kiekendieven meer op vogels gaan jagen (o.a. Van Boekel & Jansen 2022).

Door de verspreiding van muizen etende roofvogels te digitaliseren kan in beeld worden gebracht waar deze vogels foerageren: binnen het hoogwatergebied kan geanalyseerd worden hoe het foerageergebied over en binnen het jaar verandert in afhankelijkheid van vegetatiebeheertype, vegetatiestructuurtype en hoogte op de plaat (en dus inundatie-geschiedenis). Uit overwegingen van tijdsbesparing zijn voor de Buizerd, een soort die bijna de helft van alle roofvogelwaarnemingen uitmaakt, in de periode juli 2011- december 2014 alleen biddend jagende vogels gedigitaliseerd.

### **Bejaagbaarheid van muizen voor muizen etende roofvogels**

Door vegetatiemetingen uit te voeren in de muizenraaien kan de talrijkheid van muizen worden gerelateerd aan de vegetatiesamenstelling en vegetatiestructuur. De vegetatiestructuur geeft bovendien aan of muizen vangbaar zijn voor roofvogels. Per muizenraai worden de volgende metingen uitgevoerd:

- Rietstengellengte (5 metingen per station x 10 stations = totaal 50 metingen). Per rietstengel wordt aangegeven of deze al dan niet door vee is begraasd.
- Vegetatiehoogte met kunststof schijf en een meetstok (5 metingen per station x 10 stations = totaal 50 metingen).
- Bedekkingspercentage van belangrijkste plantensoorten / typen (Riet, Duinriet, grassen spec. en houtachtigen; één meting per station x 10 stations = totaal 10 metingen).
- Bedekkingspercentage van de vegetatie (en dus de zichtbaarheid van muizen voor roofvogels). De zichtbaarheid van vijftien rode tapjes op een stok (2 metingen per station x 10 stations = totaal 20 metingen) wordt vastgesteld vanaf ooghoogte. De stok wordt voorzichtig over het maaiveld en onder de vegetatie geschoven.
- Een standaardfoto van de muizenraai.

Voor het Lauwersmeergebied als geheel wordt gebruik gemaakt van de vegetatiestructuurkaart, die in het kader van het vegetatieonderzoek in 2020 is gemaakt. De actuele situatie kan sindsdien enigszins veranderd zijn.

### **Analyse**

Om de invloed van inundatie op de aantallen woelmuizen vast te stellen is een modelanalyse van de metingen uit de periode 1983-2001 en 2015-2023 uitgevoerd. Vanwege het verschil in ecologie en populatiedynamiek van Aardmuis en Veldmuis zijn deze soorten binnen deze analyse los van elkaar

bekeken. Voor de periode 1983-2001 is het aantal Aardmuizen echter dusdanig laag dat hier geen statistiek op kan worden toegepast. Voor de eerste periode is dan ook alleen naar de aantallen Veldmuizen gekeken. De twee perioden (1983-2001 en 2015-2023) zijn ook afzonderlijk van elkaar geanalyseerd vanwege het verschil in meetmethode, waarbij gedurende de eerste periode gebruik is gemaakt van klapvallen, in plaats van life-traps in de tweede periode.

De dataset uit de eerste periode is tevens gebruikt voor het vaststellen van de periode in het jaar waarin het waterpeil de sterkste samenhang met het aantal woelmuizen vertoont. Hiervoor is gebruikgemaakt van een 'sliding window approach', waarbij eerst afzonderlijke modellen zijn gespecificeerd met maximale (dagelijkse) waterpeil gedurende een periode variërend van 1 tot 12 maanden voorafgaand aan het moment van de muizenmonitoring (eind oktober). Naast een covariaat voor waterpeil is ook het aantal woelmuizen uit het voorgaande jaar als variabele binnen ieder model meegenomen, om rekening te houden met de afhankelijkheid van muizenaantallen tussen jaren (de langjarige ritmiek in aantallen woelmuizen). Daarnaast is ook 'jaar' als random effect, en 'muizenraai' als fixed effect in de modellen opgenomen om rekening te houden met de afhankelijkheid tussen metingen uit hetzelfde jaar en dezelfde muizenraai. Voor de waterpeilen is gebruik gemaakt van een meetstation met dagelijkse metingen bij Dokkumer Nieuwe Zijlen (Wetterskip Fryslân), waarvoor op basis van betere modelprestaties (beoordeeld met behulp van zogenaamde AICc waarden) de voorkeur is gegeven ten opzichte van het meetstation bij Zoutkamp. Voor dagen met ontbrekende gegevens (ca. 1% van de dagen binnen de gebruikte dataset) zijn de waterpeilen geschat op basis van de lineaire relatie met het waterpeil in Zoutkamp (waterpeil Dokkumer Nieuwe Zijlen =  $-0.087 + 0.884$  waterpeil Zoutkamp). Om het effect van waterpeil in termen van inundatie te kunnen interpreteren is het waterpeil binnen deze analyse omgerekend naar het aantal cm ten opzichte van maaiveld, waarbij waarden boven nul een inundatie aangeven. Hiervoor is gebruik gemaakt van de gemiddelde maaiveldhoogte van de drie raaien, zoals vastgesteld in 2020. Van muizenraai SH3, omstreeks 2010 grotendeels verdwenen onder een klein kleidepot, is aangenomen dat de gemiddelde maaiveldhoogte gelijk was aan die van SH1. Om te bepalen in welke periode van het jaar het gemiddelde of maximale waterpeil het best de variatie in muizenaantallen kan verklaren, zijn de prestaties van de modellen voor de verschillende perioden vergeleken op basis van AICc waarden (Akaike 1973), waarbij het model met de laagste waarde als beste wordt beschouwd.

De herhaalbaarheid van de uitkomst uit de periode 1983-2001 is getest door middel van een nieuwe modelselectie met de onafhankelijke metingen uit de periode 2015-2023 (niet alleen de muizenraaien op de Schildhoek, maar alle 10 muizenraaien). Hierbij is de specifieke waterpeilmaat uit het best presterende model voor de eerste periode (op basis van aantallen Veldmuizen) als covariaat meegenomen, waarbij wordt aangenomen dat deze uitkomst ook representatief is voor Aardmuis. Aanvullend is voor de tweede periode ook de bodemzichtbaarheid van muizenraaien als covariaat meegenomen om de invloed van vegetatie-ontwikkeling op de aantallen woelmuizen te bepalen. Hiervoor is zowel een lineair als een kwadratisch effect van zichtbaarheid getest. In totaal levert dit zes modellen op met een combinatie van bovenstaande variabelen, en een nulmodel zonder deze covariaten. Om dezelfde redenen als voor de eerste periode, is ook binnen deze modellen het aantal woelmuizen in het voorgaande jaar als covariaat meegenomen, evenals de random effecten 'jaar' en 'muizenraai'. In beide bovenstaande analyses is gebruikgemaakt van generalized linear mixed models (glmm's) met een negatief binomiale foutverdeling van de afhankelijke variabele: het totale aantal unieke woelmuizen dat per muizenraai is gevangen.

Voor het vaststellen van de relatie tussen het aantal foeragerende roofvogels en het maximale waterpeil in de voorgaande winter is gebruikgemaakt van een glmm, met het getelde aantal individuen per soort als afhankelijke variabele met een Poisson foutverdeling. Hierbij zijn het maximale waterpeil (continue variabele), soort (factor), en de interactie tussen deze covariaten in het model meegenomen.

Aanvullend zijn ook maand, jaar, en het (geneste) effect van maand binnen jaar als random effects aan het model toegevoegd. Analyses zijn uitgevoerd met behulp van het statistische programma R versie 4.3.2 (R Core Team 2023), en de aanvullende pakketten 'climwin' (Van de Pol *et al.* 2016), en 'lme4' (Bates *et al.* 2015).

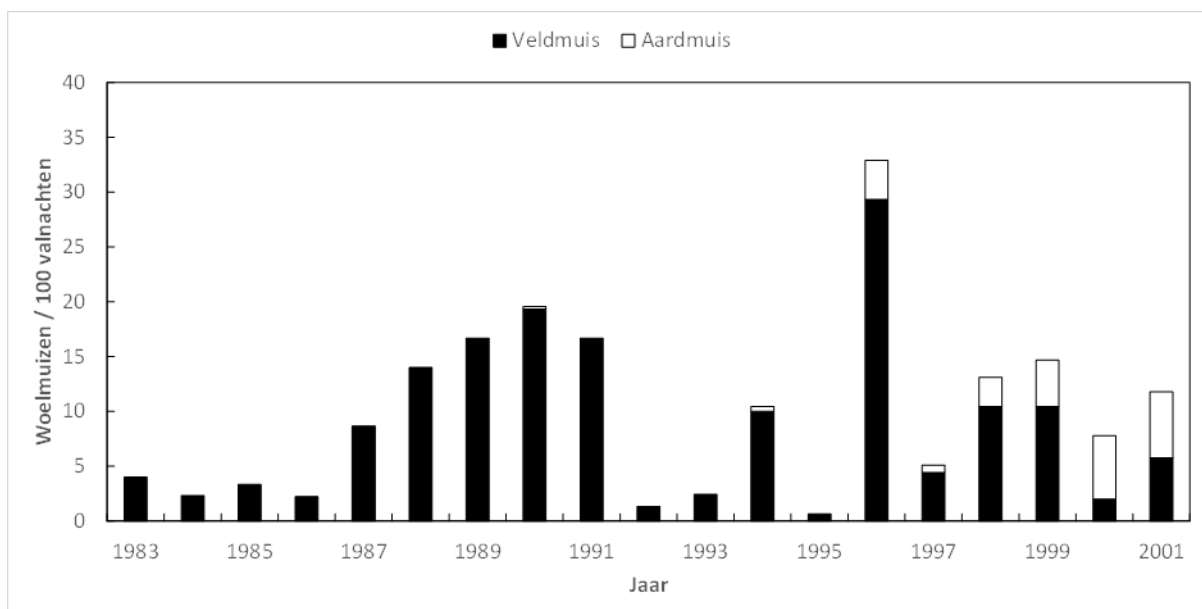
## 7.4 Resultaten

### 7.4.1 Effecten van inundatie op woelmuizen

#### Schildhoek 1983-2001

Op de Schildhoek is in de periode 1983-2001 onderzoek uitgevoerd naar de aanwezigheid van muizen en speciaal woelmuizen (Beemster & Vulink 2013, Beemster ongepubl.). In deze periode werden in de meeste jaren drie muizenraaien bemonsterd (SH1, SH2 en SH3). Muizenraaien SH1 en SH2 zijn ook vanaf 2015 jaarlijks bemonsterd. De locatie van muizenraai SH3 is omstreeks 2010 grotendeels verloren gegaan door de aanleg van een klein depot met bagger uit de Zoutkamperril. Deze muizenraai is daarom vanaf 2015 niet meer bemonsterd. Door de aanleg van het depot is op de Schildhoek een verhoging ontstaan die ook bij (extreem) hoog water niet meer geïnundeerd raakt. Dit is mogelijk gunstig voor de winteroverleving van woelmuizen op de Schildhoek.

Het aanbod van de woelmuizen op de Schildhoek in de periode 1983 – 2001 laat grote variaties tussen jaren zien. Jaren met weinig woelmuizen en jaren met veel woelmuizen wisselen elkaar af. In 1990 werd de Aardmuis voor het eerst vastgesteld op de Schildhoek en vanaf dat jaar nam het aandeel van deze soort in de woelmuizenpopulatie geleidelijk toe (figuur 7.12).



Figuur 7-12 - Gemiddelde woelmuizen-index (verdeeld over Veldmuis en Aardmuis) op de Schildhoek in de periode 1983-2001 (bron: Beemster & Vulink, Beemster ongepubl.). De muizen zijn in deze periode gevangen met klapvallen. De index is daarom niet direct vergelijkbaar met die in 2015-2023.

Figuur 7.13 laat het verband zien tussen het aanbod van woelmuizen op de Schildhoek en de maximale inundatie in de voorgaande winter in de periode 1983-2001. Hierbij zijn de muizenraaien SH1, SH2 en SH3 apart weergegeven omdat ze verspreid over het hoge deel van deze plaat liggen en een verschillende hoogteligging hebben. De maximale inundatie per winter wordt berekend door vergelijking

van het maximaal bereikte waterpeil op locatie Lauwersoog met de maaiveldhoogte van de verschillende muizenraaien. De maaiveldhoogte van de muizenraaien is bepaald in 2020. Voor muizenraai SH3 is aangenomen dat de hoogteligging in de periode 1983-2001 gelijk was aan die van SH1.

In muizenraai SH1, op het hoogste deel van de plaat, zijn na winters waarin (lichte) inundatie plaatsvond, slechts lage muizenindexen vastgesteld. Na winters zonder inundatie was sprake van variabele muizenindexen. In muizenraai SH2, bijna 20 cm lager op de plaat gelegen dan Schildhoek1, zijn ook na winters waarin inundatie plaatsvond soms hogere muizen-indexen vastgesteld. Voor muizenraai SH2 kan niet worden uitgesloten dat deze na een inundatie wordt herbevolkt door muizen die op een hoger deel van de Schildhoek hebben overleefd. De figuur van muizenraai SH3 lijkt sterk op die van SH1, met die uitzondering dat de winter 1998/1999 een zeer afwijkend beeld laat zien. Ondanks een inundatie van ca. 30 cm in de voorgaande winter was hier in 1999 sprake van een hoge muizenindex (figuur 7.13).

Gedurende de periode 1983-2001 laat het aantal gevangen Veldmuizen de sterkste samenhang zien met het maximale waterpeil in een periode van 9-11 maanden voorafgaand aan de muizenmonitoring (omstreeks 20 oktober; figuur 7.14). De periode met het sterkste effect van maximum waterpeil betreft daarmee de periode 20 november tot en met 20 januari (figuur 7.15). Normaliter is dit ook de periode met de hoogste waterpeilen in de boezem van het Lauwersmeer (figuur 7.9). Hoge waterpeilen vroeger in het najaar hebben blijkbaar minder effect op de muizenindex in het volgende najaar. Mogelijk speelt de hogere watertemperatuur (leidend tot minder sterfte van muizen) vroeger in het najaar hierbij een rol.

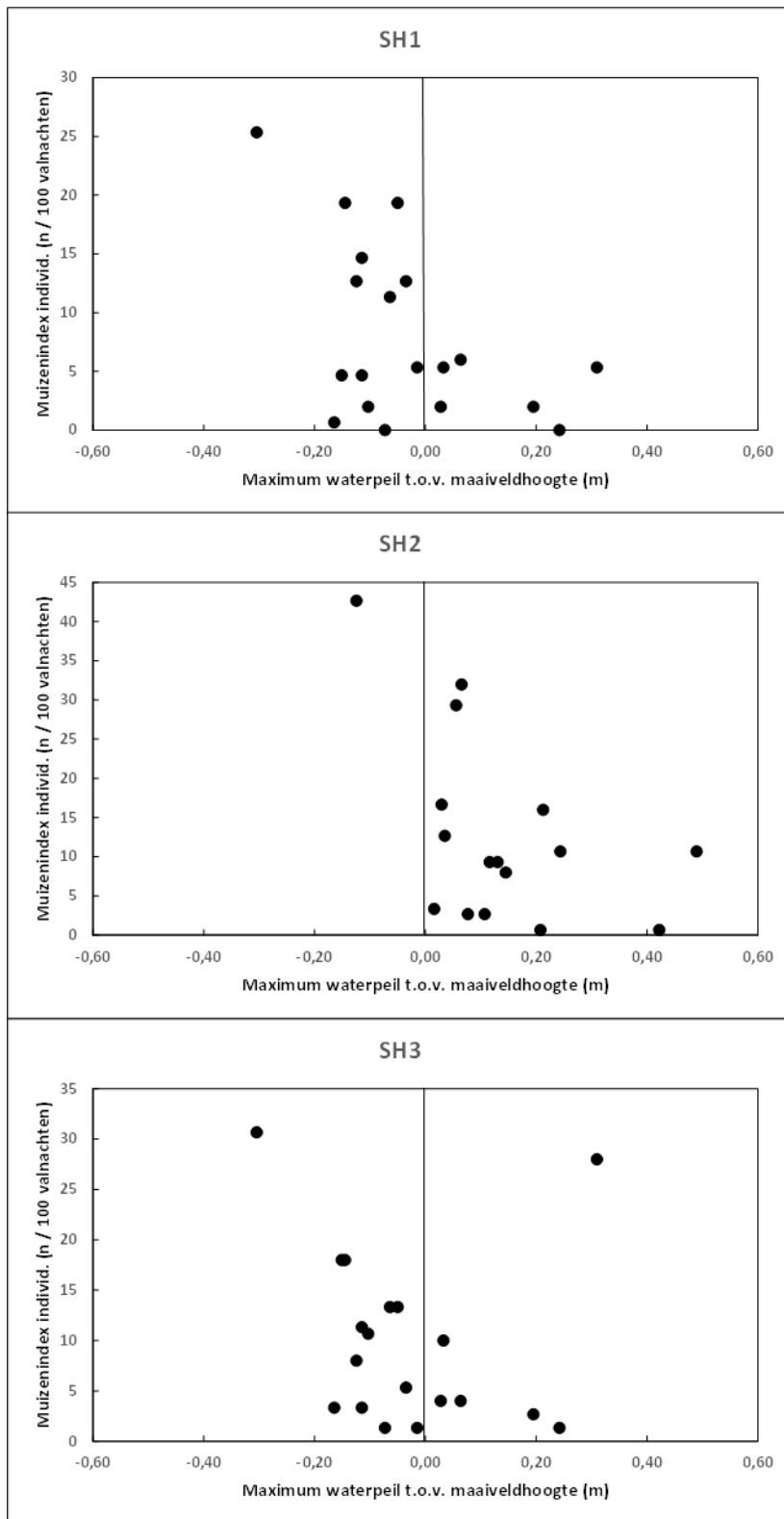
### **Beweide platen 2015-2023**

#### *Muizenaanbod in de omgeving van het Lauwersmeer*

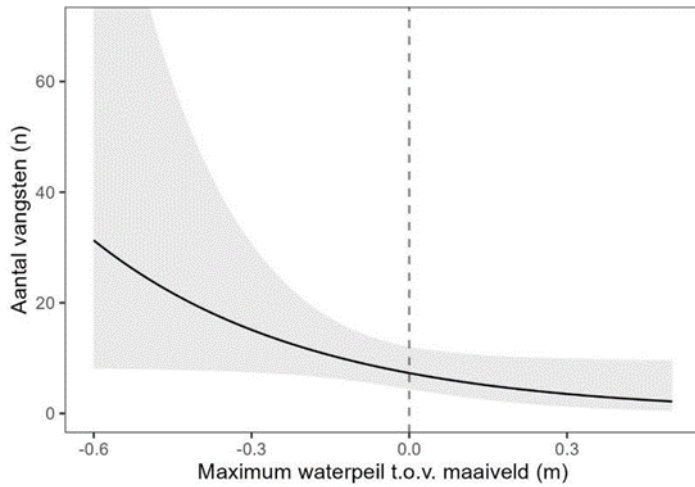
Landelijk gezien was het broedsucces van muizen etende roofvogels en uilen in 2023 goed te noemen (Bijlsma 2024), hetgeen duidt op een hoog woelmuizenaanbod in het broedseizoen. De droge omgeving van het Lauwersmeer vormde hierop geen uitzondering (eigen waarnemingen).

#### *Muizenaanbod op de platen in 2023*

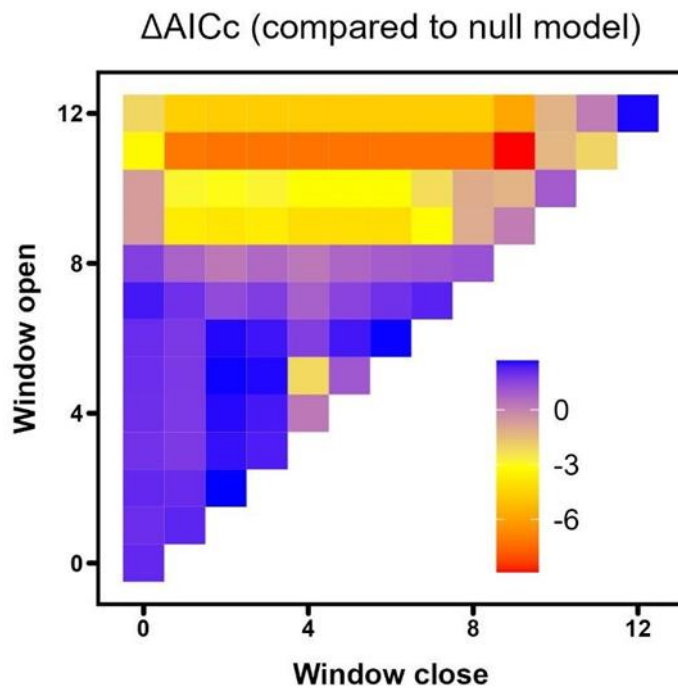
De muizencensus in oktober 2023 leverde in totaal 177 muizenvangsten op (bijlage 7). In vergelijking met voorgaande jaren is dit een relatief laag aantal (tabel 7.2). Naar afnemende talrijkheid bestonden de vangsten uit Aardmuis (45% van de vangsten), Dwergmuis (25%), Bosspitsmuis (15%), Dwergspitsmuis (13%) en Veldmuis (2%). Het aandeel van beide soorten woelmuizen (Veldmuis en Aardmuis) laat in de loop der jaren veel variatie zien: het aandeel Aardmuis was in 2022 op zijn hoogst en in 2023 maar iets lager, het aandeel Veldmuis was zowel in 2022 als in 2023 extreem laag.



Figuur 7-13 - Individuele muizenindex van woelmuizen (Veldmuis) in afhankelijkheid van het maximum waterpeil in de voorgaande winter ten opzichte van de maaiveldhoogte in muizenraai SH1, SH2 en SH3 op de Schildhoek in de periode 1983-2001. De bodemhoogte van muizenraai SH3 kon door de aanleg van een kleidepot niet meer bepaald worden. Aangenomen is dat de bodemhoogte gelijk was aan die in muizenraai SH1. Als meetpunt voor het waterpeil is de locatie Lauwersoog gebruikt. De muizen zijn in deze periode gevangen met klapvallen.



Figuur 7-14 - Het geschatte aantal (individuele) vangsten van de Veldmuis (met 95% betrouwbaarheidsinterval) in relatie tot het maximum waterpeil ten opzichte van de maaiveldhoogte in de voorgaande winter op basis van het best presterende model voor de vangdata van drie muizenraaien op de Schildhoek (SH1, SH2 en SH3) in de periode 1983-2001.



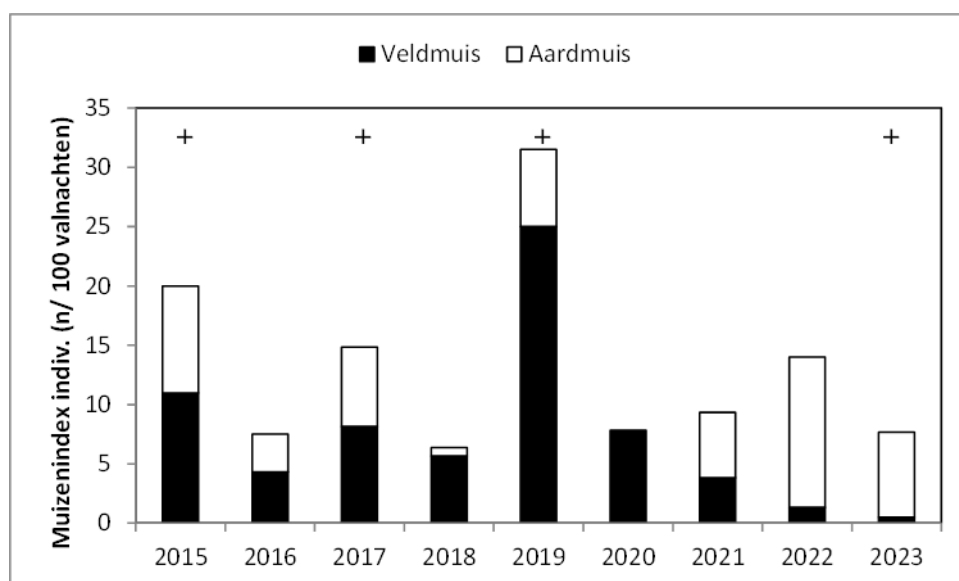
Figuur 7-15 - Relatieve prestatie van modellen waarmee het aantal gevangen Veldmuizen wordt geschat op basis van de maximale dagelijkse waterstand gedurende verschillende periodes in het jaar. De x-as geeft het begin, en de y-as het einde van de periode waarbinnen de maximale waterstand is berekend, uitgedrukt als het aantal maanden voorafgaande aan de jaarlijkse muizenmonitoring (ca. 20 oktober). Kleuren geven de relatieve AICc waarden ten opzichte van het nulmodel (zonder waterpeilgegevens), waarbij lage waarden een betere modelprestatie indiceren. Voor overige uitkomsten van de modelselectie (beta-coëfficiënten en model weights) wordt verwezen naar bijlage 6.

Tabel 7-2 - Muizenvangsten per soort in tien vaste muizenraaien in het hoogwatergebied in het Lauwersmeer in 2015-2023

Species	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
Veldmuis	105	40	82	75	225	70	26	9	4
Aardmuis	97	41	49		50	0	64	126	80
Bosspitsmuis	21	22	17	33	10	9	16	33	26
Dwergspitsmuis	7	0	2	4	3	2	3	9	23
Waterspitsmuis	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Bosmuis	0	30	0	4	2	15	17	1	0
Dwergmuis	9	25	14	40	26	11	40	97	44
<b>Totaal</b>	<b>239</b>	<b>159</b>	<b>164</b>	<b>159</b>	<b>316</b>	<b>107</b>	<b>166</b>	<b>275</b>	<b>177</b>

Omdat verschillende soorten spitsmuizen, Bosmuis en Dwergmuis als voedselbron voor roofvogels van weinig belang zijn, wordt hieronder alleen ingegaan op het voorkomen van woelmuizen (Veldmuis en Aardmuis). Van deze twee soorten is vooral de Veldmuis van belang als voedselbron voor roofvogels, waarschijnlijk omdat de soort in vergelijking met de Aardmuis in meer open habitats voorkomt.

De gemiddelde individuele muizen-index van woelmuizen in de tien muizenraaien in de periode 2015-2023 laat sterk wisselende aantallen zien (figuur 7.16). Veldmuis en Aardmuis laten aantalspieken zien in 2015, 2017 en 2019, de Aardmuis ook in 2022. De pieken in 2015, 2017 en 2019 komen overeen met jaren die bekend staan als Veldmuizenpiekjaren in Nederland en dus ook de droge delen van het Lauwersmeer. Het Veldmuizenpiekjaar 2023 komt niet tot uiting op de platen van het Lauwersmeer.



Figuur 7-16 - Gemiddelde individuele muizenindex van woelmuizen in tien muizenraaien op de Pampusplaat, Schildhoek, Zuidelijke Ballastplaat, Zuidelijke Lob en de Rug in de periode 2015-2023. Veldmuizenpiekjaren in de omgeving van het Lauwersmeer worden aangegeven met een +.



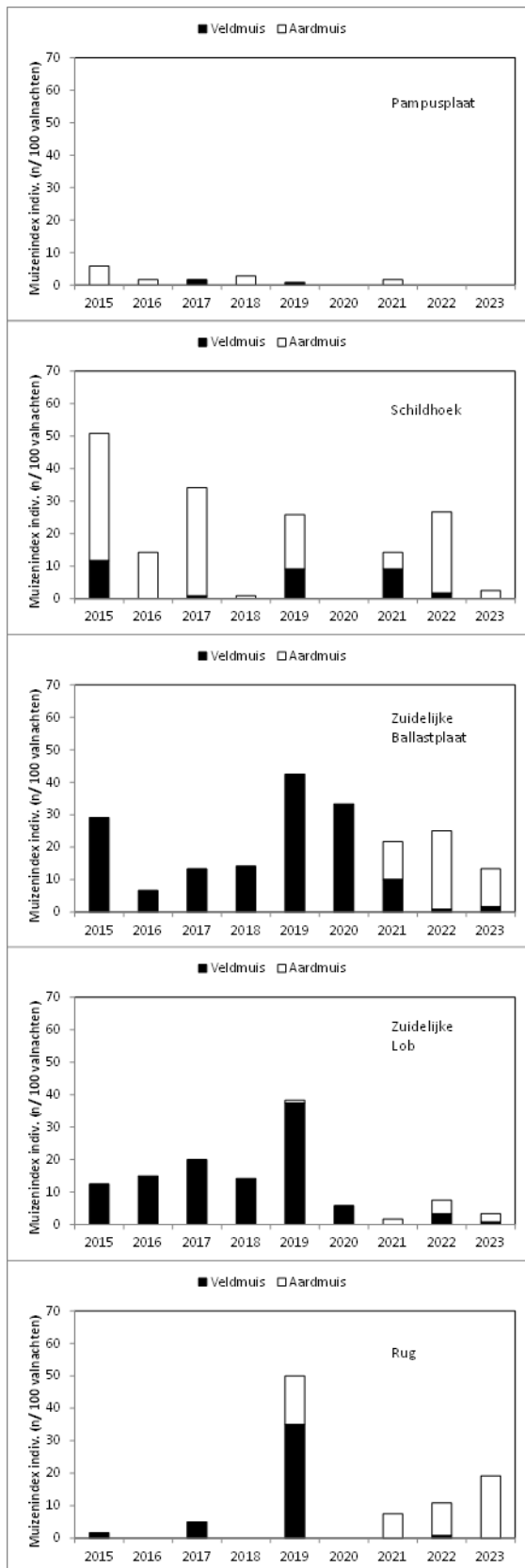
De Veldmuis komt in (bijna) het gehele Lauwersmeer voor, de Aardmuis is in het verleden alleen vastgesteld op de zuidelijke platen tussen het Dokkumer diep en de Vlinderbalg (Beemster & Dijkstra 1991, Dijkstra *et al.* 1995, Beemster ongepubl.). In 2019 werd de Aardmuis voor het eerst noordelijk van de Vlinderbalg gevangen, en wel op de Rug en op de Zuidelijke lob. Nadat in 2020 geen enkele Aardmuis kon worden gevangen, werd de soort in 2021-2023 opnieuw op de Rug en Zuidelijke lob vastgesteld en voor het eerst ook op de Zuidelijke Ballastplaat (figuur 7.17). De uitbreiding van het leefgebied is waarschijnlijk het gevolg van het hoger en dichter worden van de vegetatie op de noordelijke platen.

De pieken in de gemiddelde individuele muizenindex van woelmuizen in de tien muizenraaien op de Pampusplaat, Schildhoek, Zuidelijke Ballastplaat, Zuidelijke Lob en de Rug samen (figuur 7.16) komen niet in alle afzonderlijke deelgebieden even duidelijk tot uiting (figuur 7.17). Het meest duidelijk is nog de veldmuispiek van 2019, die in vier van de vijf deelgebieden zichtbaar is. Op de Schildhoek zijn alle vier Aardmuis-pieken (in 2015, 2017, 2019 en 2022) zichtbaar en twee van de vier Veldmuispieken (in 2015 en 2019). Wellicht komen Veldmuispieken hier niet tot uiting als gevolg van concurrentie met Aardmuis. Op de Zuidelijke Ballastplaat komen twee van de vier veldmuispieken tot uiting (2015 en 2019) en één van de Aardmuispieken (2022). Ook op de Zuidelijke lob zijn twee van de vier Veldmuispieken zichtbaar (die van 2017 en 2019). Op de Rug is zowel voor de Veldmuis als Aardmuis slechts één van de pieken zichtbaar (die van 2019). Op deze tot voor kort zeer open plaat zijn (woel)muizen extra kwetsbaar in natte perioden (zie onder). In de laatste jaren vindt hier een snelle verbossing plaats.

#### *Muizenaanbod en maximum inundatie in de voorgaande winter in 2015-2023*

Figuur 7.18 laat de individuele woelmuizenindex (Veldmuis + Aardmuis) zien in afhankelijkheid van de maximale inundatie in de voorgaande winter per muizenraai per deelgebied in de periode 2015-2023. De maximale inundatie per winter wordt berekend door vergelijking van het maximaal bereikte waterpeil op locatie Lauwersoog per winter met de maaiveldhoogte van de verschillende muizenraaien. De maaiveldhoogte van de muizenraaien is bepaald in 2020.

De hoogst gelegen muizenraaien zijn te vinden op de Rug. Deze muizenraaien zijn in de winters 2014/2015-2022/2023 nooit geïnundeerd geraakt (figuur 7.18) en zelfs niet sinds de inpoldering van het Lauwersmeer. In deze muizenraaien was de woelmuisdichtheid in 2019 hoog, in 2021-2023 gemiddeld hoog en in de andere jaren laag. De lage dichtheid tot en met 2018 kan worden verklaard door de zeer open vegetatie in die jaren, waardoor muizen onder plasdrasse omstandigheden niet of nauwelijks uitwijkmogelijkheden hebben. Het jaar 2019 was uitzonderlijk droog, terwijl de bedekking van de vegetatie - wellicht door de droge omstandigheden - sinds 2018 behoorlijk is toegenomen (bijlage 8). De toegenomen bedekking van de vegetatie is waarschijnlijk ook de verklaring voor de recente toename van de Aardmuis.



Figuur 7-17 - Individuele muizenindex van woelmuizen op de Pampusplaat, Schildhoek, Zuidelijke Ballastplaat, Zuidelijke Lob en de Rug in de periode 2015-2023.

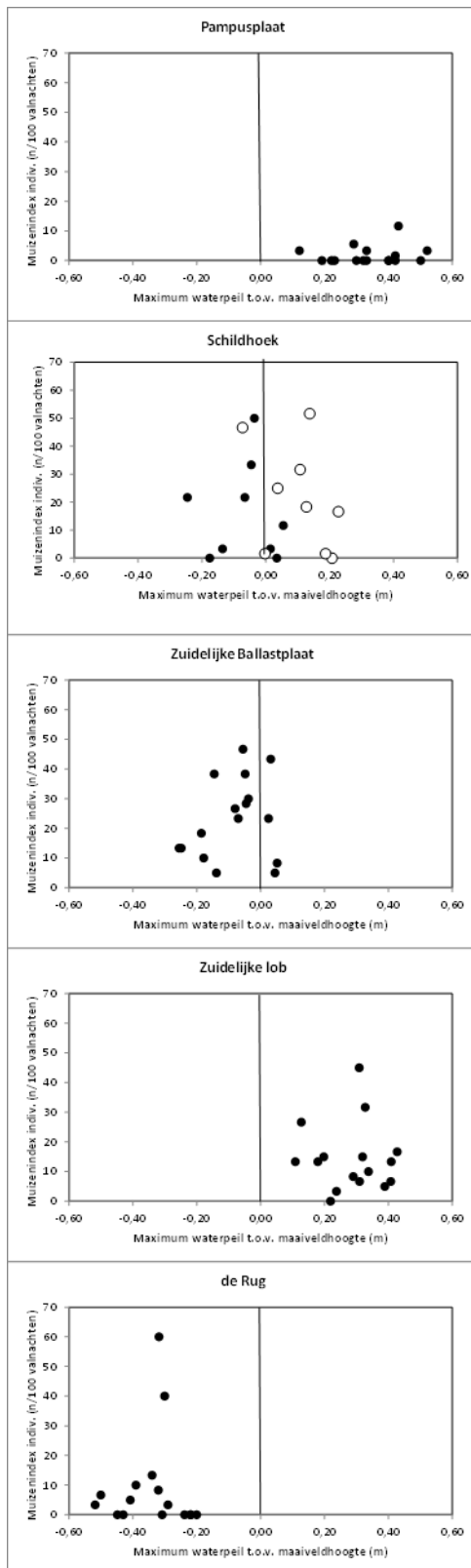
De muizenraaien op Zuidelijke Ballastplaat raken alleen in winters met een zeer hoog maximum waterpeil in de boezem geïnundeerd. In de periode 2014/2015-2022/2023 was dat het geval in 2015/2016 en 2019/2020, beide keren in geringe mate (figuur 7.18). In de zomer erna was de woelmuizendichtheid hier laag (2016), respectievelijk relatief hoog (2020). In 2021 werden hier voor het eerst Aardmuizen gevangen.

De muizenraaien op de Schildhoek liggen op een verschillende maaiveldhoogte en worden daarom in figuur 7.18 apart weergegeven. Muizenraai SH1 ligt op het hoogste deel van de plaat, is bijna 20 cm hoger gelegen dan SH2 en raakt in tegenstelling tot SH2 niet vaak geïnundeerd. In de periode 2014/2015-2022/2023 was dat alleen in de winters 2015/2016, 2019/2020 en 2022/2023 het geval (tot een maximum van vijf cm). Muizenraai SH2 raakte in deze periode in acht van de negen winters geïnundeerd tot een maximum van ruim 20 cm (figuur 7.18).

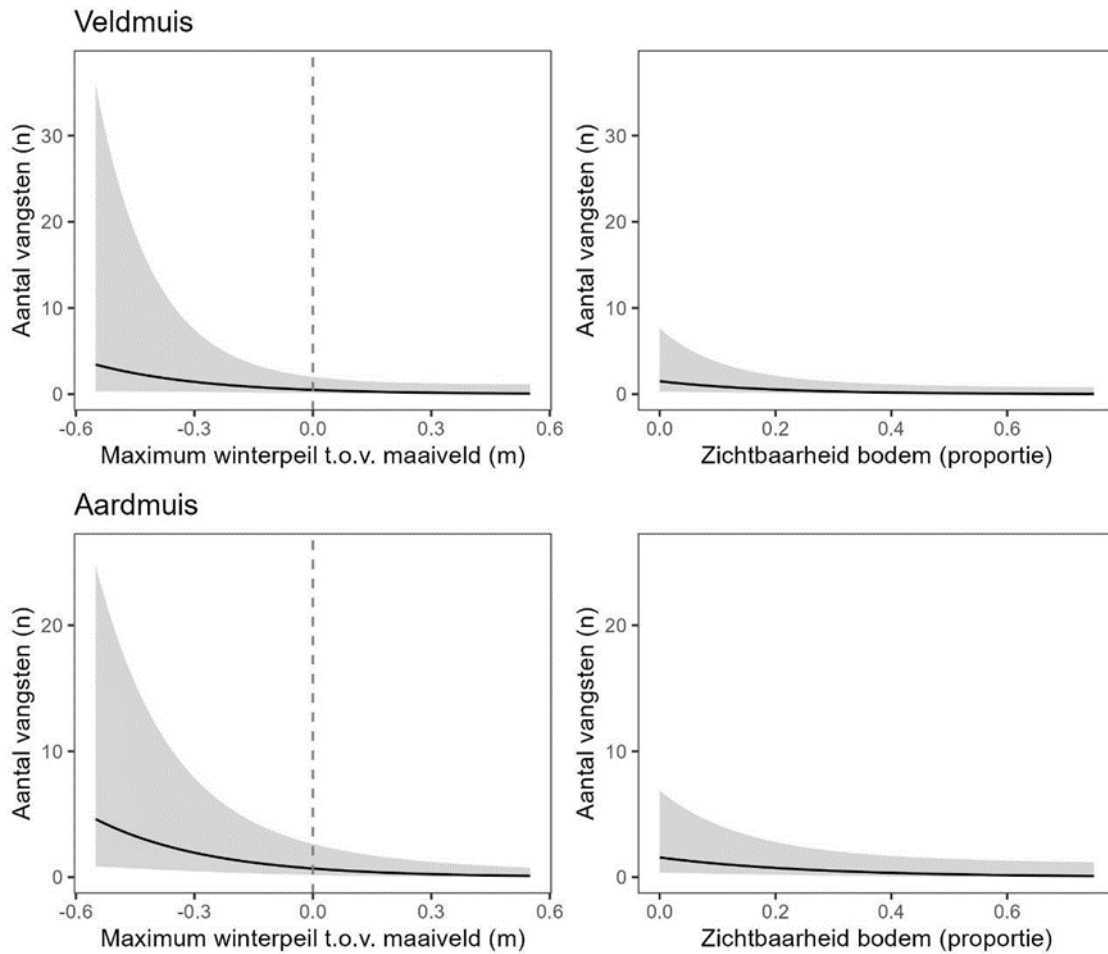
In muizenraai SH1, op het hoogste deel van de plaat, zijn na winters waarin (lichte) inundatie plaatsvond, slechts lage muizenindexen vastgesteld. Na winters zonder inundatie was sprake van variabele muizenindexen (figuur 7.18). De figuur lijkt sterk op die in de periode 1983-2001 (figuur 7.13), met die uitzondering dat er in de periode 2015-2023 minder jaren met inundatie van de muizenraai beschikbaar zijn (drie tegenover zes). In muizenraai SH2 zijn ook na winters waarin inundatie plaatsvond soms hogere muizen-indexen vastgesteld (figuur 7.18), zoals dat ook in de periode 1983-2001 is vastgesteld (figuur 7.13). Waarschijnlijk wordt muizenraai SH2 na een inundatie herbevolkt door muizen die op een hoger deel van de Schildhoek hebben overleefd.

Muizenraaien op de Pampusplaat en Zuidelijke lob raakten in de periode 2014/2015-2022/2023 elke winter geïnundeerd. Op de Pampusplaat leidde dit in alle navolgende zomers tot lage dichtheden van woelmuizen (figuur 7.18), op de Zuidelijke Lob waren de woelmuisdichtheden ondanks de winterse inundaties tamelijk hoog, vooral in 2017 en 2019, beide Veldmuispiekjaren (figuur 7.16). Zowel in 2017 als 2019 raakte de omgeving van de twee muizenraaien op de Zuidelijke Lob vlak voor de muizencensus volledig geïnundeerd en stak alleen het kleine kopje van de plaat met de twee muizenraaien nog boven het water uit. Mogelijk heeft dit geleid tot een influx van woelmuizen naar de omgeving van de muizenraaien en een verhoogde vangst. Wellicht was het beter geweest om de vallen te plaatsen op een groter oppervlak hoog plaatdeel.

De best presterende modellen op basis van de monitoringsdata uit de 10 muizenraaien in de periode 2015-2023, tonen voor zowel Veldmuis als Aardmuis een verband tussen de aantallen vangsten en het maximale waterpeil gedurende de periode november tot en met januari, en de bodemzichtbaarheid (figuur 7.19, bijlage 7). Voor Veldmuis presteert dit model echter niet duidelijk beter dan het nulmodel (verschil tussen de modellen  $< 2AICc$ ), waardoor het effect van het maximale waterpeil en bodemzichtbaarheid als 'niet-significant' moet worden beschouwd. Voor Aardmuis bestaat nog statistische onzekerheid over het effect van bodemzichtbaarheid, maar komt het effect van het maximale waterpeil wel als 'significant' uit de beste modellen naar voren. Het ontbreken van een sterke samenhang tussen de aantallen Veldmuizen en het maximale waterpeil ten opzichte van de maaiveldhoogte in de voorgaande winter kan mogelijk verklaard worden doordat extreem hoge waterpeilen in de periode 2015-2023, in tegenstelling tot in de periode 1983-2001, niet voorkwamen. Een andere mogelijke verklaring is dat het effect van waterpeil verschilt tussen de deelgebieden. Met name de muizenraaien op de Rug en de Zuidelijke lob lijken zich afwijkend te gedragen, dit in tegenstelling tot Schildhoek, Pampusplaat en Zuidelijke Ballastplaat. Op de Rug was de muizenindex van Veldmuis en Aardmuis in bijna alle jaren laag, wellicht door de relatief open vegetatie. Op de Zuidelijke lob wordt op een relatief kleine hogere kop van de plaat gevangen, waardoor een toevloed van muizen uit de omgeving mogelijk een relatief grote invloed heeft op de muizenindex.



Figuur 7-18 - Individuele muizenindex van woelmuizen (Veldmuis + Aardmuis) in afhankelijkheid van het maximum waterpeil in de voorgaande winter ten opzichte van de maaiveldhoogte in muizenraaien per deelgebied in het Lauwersmeer in de periode 2015-2023. Als meetpunt voor het waterpeil is gebruikt locatie Lauwersoog. Voor de Schildhoek zijn de raaien SH1 (gesloten symbool) en SH2 (open symbool) vanwege de verschillende hoogteligging op de plaat apart weergegeven.



Figuur 7-19 - Het geschatte aantal individuele vangsten van Veldmuis en Aardmuis (met 95% betrouwbaarheidsinterval) in relatie tot het maximum waterpeil in de voorgaande winter ten opzichte van de maaiveldhoogte en de zichtbaarheid van de bodem op basis van de best presterende modellen voor beide soorten, gebaseerd op data van 10 muizenraaien in het hoogwatergebied in de periode 2015-2023 (voor meer details zie bijlage 7).

#### 7.4.2 Effecten van inundatie op foeragerende muizen etende roofvogels

##### Karakterisering van de muizen etende roofvogels

De belangrijkste muizen etende roofvogels in het Lauwersmeer zijn Bruine kiekendief, Blauwe kiekendief, Grauwe kiekendief, Buizerd, Ruigpootbuizerd, Torenvalk en Velduil. Voor Bruine kiekendief, Grauwe kiekendief en Velduil zijn instandhoudingsdoelen opgesteld. In 2023 werd het instandhoudingsdoel voor Grauwe kiekendief en Velduil niet gehaald, dat van Bruine kiekendief wel, nadat dit in 2015-2021 niet het geval was (tabel 7.3).

Tabel 7-3 - Instandhoudingsdoelen voor Bruine kiekendief, Grauwe kiekendief en Velduil in Natura 2000-gebied Lauwersmeer. De instandhoudingsdoelen hebben betrekking op de draagkracht in aantal broedparen. Ook het aantal broedparen in 2023 wordt genoemd.

Soort	Instandhoudingsdoel broedparen	Aantal broedparen in 2023
Bruine kiekendief	20	21
Grauwe kiekendief	4	0
Velduil	1	0

In deze paragraaf wordt het voorkomen van de bovengenoemde muizen etende roofvogels tijdens de maandelijkse tellingen kort besproken. Dat gebeurt ook voor de eventuele status als broedvogel.

#### *Bruine kiekendief*

De Bruine kiekendief is de meest talrijk broedende roofvogel op de centrale platen van het Lauwersmeer. In het begin van de jaren '80 van de vorige eeuw waren maximaal meer dan 80 broedparen aanwezig, in de periode daarna is het aantal broedparen langzaam maar zeker afgenomen. Toenemende nestpredatie door Vossen heeft hierbij een belangrijke rol gespeeld (Dijkstra & Zijlstra 1997, Beemster & Mulder 2002, Beemster & Kleefstra 2022). Bruine kiekendieven broeden nu alleen nog op eilanden, in moerasontwikkelingsgebieden en in de meest grootschalige rietvelden op door de Vos gekoloniseerde platen (Beemster & Kleefstra 2022). Mede onder invloed van de kolonisatie door Vos is ook het voedselaanbod van prooivogels afgenomen.

In de periode 2000-2021 nam het aantal broedparen van de Bruine kiekendief af van ca. 20-25 naar ca. 15. In 2015-2021 werden jaarlijks tussen de 13 en 17 broedparen geteld, in 2021 waren het er 15. In 2022 waren verrassend genoeg 23 broedparen aanwezig, waarvan vijf op het eiland in het Nieuwe Robbengat, waar in 2021 slechts twee broedparen waren gevestigd. In 2023 waren 21 broedparen aanwezig, waarvan maar liefst zes op het eiland in het Nieuwe Robbengat.

Bruine kiekendieven zijn vooral aanwezig in de maanden april - augustus, met kleinere aantallen in maart en september. In de wintermaanden oktober – februari gaat het om een klein, maar toenemend aantal vogels. Het jaarmaximum laat in de periode 2000-2016 een licht afnemende trend zien, in de jaren daarna lijkt weer sprake te zijn van een enige toename. De toename van het aantal broedparen in 2022-2023 leidde niet tot meer waarnemingen tijdens de maandelijkse tellingen (figuur 7.20).

Bruine kiekendieven foerageren zowel op watervogels (vooral vrouwtjes, vroeg in het broedseizoen ook mannetjes) als op muizen (vooral mannetjes). Foeragerende Bruine kiekendieven worden daarom in het hoogwatergebied zowel waargenomen langs rietoevers en in moerasontwikkelingsgebieden (met veel watervogels) als op de hogere plaatdelen (met de hoogste muizendichtheden). Buiten het natuurgebied wordt vooral in de Marnewaard en het landbouwgebied door mannetjes op muizen gefoerageerd (bijlage 9).

#### *Blauwe kiekendief*

De Blauwe kiekendief is tegenwoordig in het Lauwersmeer vooral een wintergast, met de hoogste aantallen in november – maart. In de periode 1999-2003 was de soort ook als broedvogel aanwezig (Kleefstra *et al.* 2016). Het jaarmaximum en het gemiddelde in oktober – maart laat opvallende fluctuaties zien, met hogere aantallen in 2001/2002, 2005/2006, 2013/2014, 2019/2020, 2020/2021 en 2022/2023 (figuur 7.21). Het gebied wordt ook gebruikt als slaapplek, deels door vogels die buiten het Lauwersmeer foerageren. Het aantal slapende vogels op de Sennerplaat / Blikplaat laat grote

verschillen tussen winters zien. De winter 2021/2022 scoorde laag, de winters van 2022/2023 en 2023/2024 hoog (tabel 7.4). Het lijkt er op dat de geschiktheid van de omgeving van het Lauwersmeer van jaar op jaar sterker fluctueert dan die van het natuurgebied; waarschijnlijk kan dit verklaard worden door een sterker fluctuerende aanwezigheid van woelmuizen. Ook op de Zuidelijke Ballastplaat werd in het najaar van 2023 een slaapplaats van Blauwe kiekendieven ontdekt. Hier sliepen in 2023/2024 maximaal 17 vogels (Waarneming.nl).

Tabel 7-4 - Maximum aantal slapende Blauwe kiekendieven op de Sennerplaat / Blikplaat per winterhalfjaar in de periode 2014/2015 - 2023/2024. Aantallen zijn gebaseerd op Waarneming.nl en eigen waarnemingen.

Winter	Maximum aantal slapende vogels
2014-2015	37
2015-2016	26
2016-2017	14
2017-2018	26
2018-2019	8
2019-2020	39
2020-2021	6
2021-2022	4
2022-2023	22
2023-2024	16

Blauwe kiekendieven foerageren bij voorkeur op muizen en bij gebrek daaraan ook wel op vogels (o.a van Boekel & Jansen 2022). Binnen het hoogwatergebied wordt vooral gefoerageerd op de hogere plaatdelen van beweide platen. Beboste delen worden gemeden. Onbeweide plaatdelen worden nauwelijks meer gebruikt om te foerageren, blijkbaar zijn muizen daar onder de hoge en dichte vegetatie nauwelijks meer vangbaar. Buiten het natuurgebied wordt vooral gefoerageerd in de Marnewaard, het tot voor kort droge deel van de Ezumakeeg en in veel mindere mate ook in het omringende landbouwgebied (bijlage 10).

#### *Grauwe kiekendief*

Het aantal broedparen van de Grauwe kiekendief in het Natura 2000-gebied is in de loop van de periode 2000-2023 sterk afgenomen. Het laatste broedgeval vond plaats in 2012 (figuur 7.20). De afname kan vooral worden verklaard door een toenemende predatiedruk door Vossen (Beemster & Kleefstra 2022) en een toenemende begrazingsdruk op de zuidelijke platen, waardoor de rietlanden alhier ongeschikt zijn geworden als broedgebied. Verder is ook het beschikbare voedselaanbod afgenomen. Broedparen hebben zich verplaatst naar omliggende landbouwgebieden (Beemster & Wiersma 2020), maar foerageren deels nog steeds in het Natura 2000-gebied. Tijdens de maandelijkse tellingen worden nog steeds Grauwe kiekendieven waargenomen. Vooral in het muizenrijke jaar 2014 was sprake van een hoog jaarmaximum, maar ook 2017, 2021 en 2022 waren relatief goede jaren (figuur 7.20). De soort is vooral aanwezig van mei tot en met augustus.

Grauwe kiekendieven foerageren bij voorkeur op muizen en bij gebrek daaraan ook wel op vogels. De foerageergebieden voor Grauwe kiekendieven zijn in de loop der jaren nauwelijks veranderd. Binnen het Lauwersmeer is het militaire oefenterrein in de Marnewaard nog steeds het belangrijkste foerageergebied. In het hoogwatergebied worden vooral op de hogere delen van seizoensbeweide platen gefoerageerd. Jaarrond beweide platen worden weinig gebruikt, onbeweide platen worden tegenwoordig gemeden. Het landbouwgebied is van weinig belang als foerageergebied (Beemster 2019, Beemster & Wiersma 2020). Beide waarnemingen in het landbouwgebied in de periode juli 2011 – december 2014 hebben betrekking op een deel met biologische landbouw (bijlage 11).

#### *Buizerd*

In het Natura 2000-gebied Lauwersmeer wordt jaarlijks een zeer variabel aantal broedparen van de Buizerd vastgesteld (4-16 in 2015-2023). In muizenrijke jaren (2017 en vooral 2019) is het aantal broedparen op de platen aanzienlijk hoger dan in muizenarme jaren. In 2023 bedroeg het aantal broedparen zes, een tamelijk laag aantal. Buiten het centrale platengebied broeden ook nog verschillende paren. Het jaarmaximum tijdens de maandelijkse tellingen is tamelijk stabiel maar variabel, met aantallen tussen de 40 en 90 vogels (figuur 7.21). In het zomerhalfjaar worden minder vogels geteld dan in het winterhalfjaar, mogelijk mede doordat pleisterende vogels dan minder opvallen.

Binnen het hoogwatergebied foerageren Buizerds vooral op de hogere plaatdelen. Op onbeweide plaatdelen gebeurt dat vooral direct buiten beboste delen, waar de vegetatie waarschijnlijk opener is. Buiten het natuurgebied is de Marnewaard een belangrijk foerageergebied (bijlage 12).

#### *Ruigpootbuizerd*

Sinds de jaren tachtig, toen regelmatig meer dan twintig overwinterende Ruigpootbuizerds geteld werden (Beemster 1994), is de soort sterk in aantal afgenomen. In de laatste 20 winters ging het meestal maar om enkele overwinteraars, met iets grotere aantallen in 2011/2012, 2012/2013 en 2018/2019 (figuur 7.21). Pieken in aantallen in het Lauwersmeer komen globaal overeen met pieken in getelde aantallen op Falsterbo, in het zuiden van Zweden (Falsterbofagelstation.se). Het hoogste aantal migrerende Ruigpootbuizerds op Falsterbo sinds de start van de tellingen in 1973 werd waargenomen in 2011. In de periode vanaf 2000/2001 was de winter 2011/2012 de winter met het hoogste aantal Ruigpootbuizerds in het Lauwersmeer. Variaties in aantallen vogels in het Lauwersmeer over de jaren weerspiegelen daarom waarschijnlijk niet zo zeer variatie in voedselaanbod in het Lauwersmeer. Ruigpootbuizerds zijn vooral aanwezig in de maanden november - maart.

Ruigpootbuizerds foerageren binnen het hoogwatergebied vooral boven de hogere plaatdelen. Op onbeweide platen gebeurt dat, net als bij de Buizerd, vooral direct buiten beboste delen, waar de vegetatie waarschijnlijk opener is. Buiten het natuurgebied is de Marnewaard het belangrijkste foerageergebied (bijlage 13).

#### *Torenvalk*

Het aantal broedparen van de Torenvalk in het Natura 2000-gebied Lauwersmeer varieerde in de periode 2000-2023 tussen 0 en 11. In 2015 bedroeg het aantal broedparen in het Natura 2000-gebied 7, in 2016 en 2017 4, in 2018 3, in 2019-2021 4, in 2022 0 en in 2023 2. Buiten het Natura 2000-gebied broeden ook nog verschillende paren. Bijna alle paren broeden in nestkasten. Het jaarmaximum tijdens de maandelijkse tellingen is tamelijk variabel en licht afnemend (figuur 7.21). Dit sluit aan bij de afnemende trend van de Torenvalk in Nederland (SOVON.nl). De hoogste aantallen worden gewoonlijk geteld in juli en augustus, vlak na het uitvliegen van de jonge vogels.

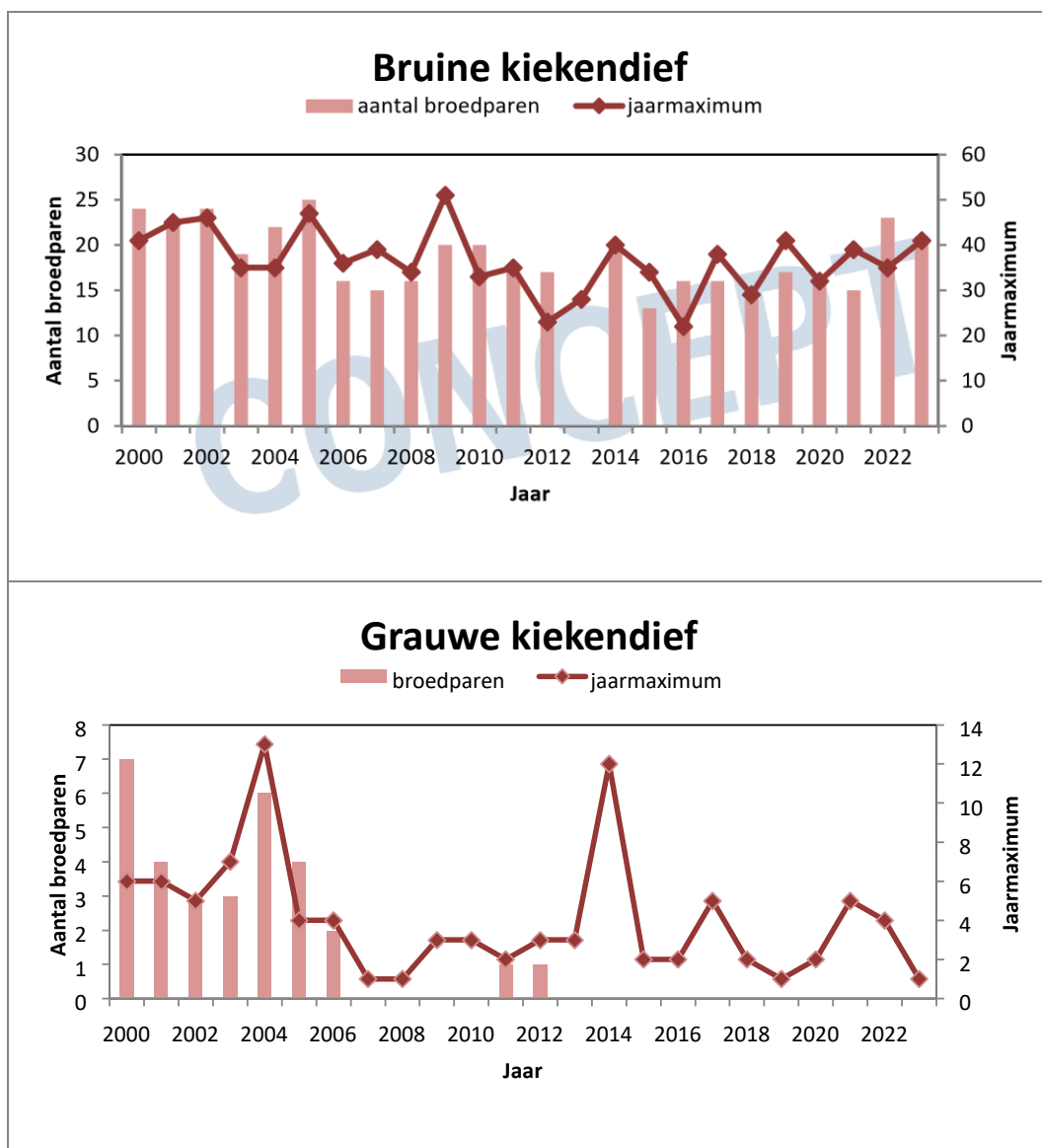
Foeragerende Torenvalken worden zowel binnen als buiten het hoogwatergebied waargenomen. Binnen het hoogwatergebied wordt het meest gefoerageerd boven de hoogste delen van seizoensbeweide en jaarrond beweide platen. Onbeweide platen worden nauwelijks meer gebruikt.



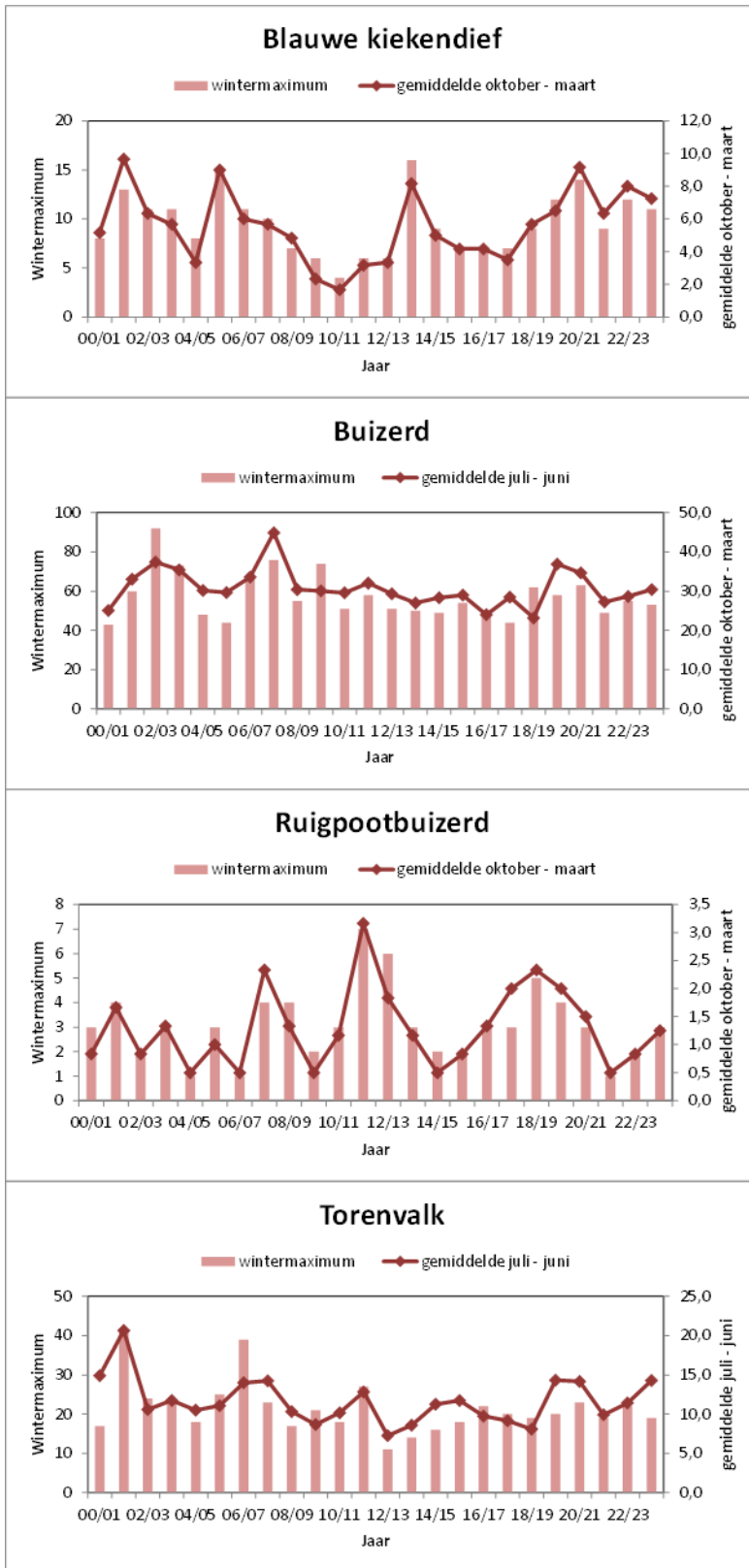
Buiten het hoogwatergebied zijn de Hoek van de Bant, het droge deel van de Ezumakeeg, de Marnewaard en het landbouwgebied belangrijke foerageergebieden (bijlage 14).

#### Velduil

Tot en met 1993 was de Velduil een jaarlijkse broedvogel in het Lauwersmeer, met als maximum 18 broedparen in 1989. De meeste paren broedden eind jaren tachtig, begin jaren negentig in het militaire oefenterrein in de Marnewaard (Beemster & Wiersma 2020), dus buiten het huidige Natura 2000gebied. Na 1993 is de Velduil een onregelmatige broedvogel geworden, met een zeker broedgeval in 1998 en mogelijke broedgevallen in 2002 en 2003. Sinds die tijd worden ook tijdens de maandelijkse tellingen weinig Velduilen meer waargenomen, vrijwel altijd in het winterhalfjaar en meestal op de hogere delen van de noordelijke platen, in de Ezumakeeg, de Bantpolder of de Marnewaard. De laatste Velduil in het hoogwatergebied werd waargenomen in oktober 2019.



Figuur 7-20 - Aantal broedparen en jaarmaximum tijdens de maandelijkse vogeltellingen van Bruine en Grauwe kiekendief in het Lauwersmeer in de periode 2000-2023. Een jaar loopt van januari-december. In 2013 zijn de broedparen niet geteld.



Figuur 7-21 - Wintermaximum en gemiddeld aantal vogels in de belangrijkste maanden waarin een soort voorkomt voor Blauwe kiekendief, Buizerd, Ruigpootbuizerd en Torenavalk tijdens de maandelijkse vogeltellingen in het Lauwersmeer in de periode 2000-2001-2023/2024. Een jaar loopt van juli-juni, in 2023/2024 zijn de tellingen tot en met januari 2024 meegenomen. Het gemiddelde over 2023/2024 is daarom nog voorlopig.

### **Effecten van inundatie op foeragerende muizen etende roofvogels**

Foeragerende vogels geven het beste aan waar roofvogels in een gebied prooi vinden. In deze paragraaf worden daarom alleen (vliegend) jagende roofvogels gebruikt om te analyseren wat het effect van inundatie is. Omdat er voor de periode 2015-2023 geen effect van het maximum waterpeil ten opzichte van de maaiveldhoogte in de voorgaande winter op de woelmuizen-index in oktober is vastgesteld, is maar de vraag of er voor de periode 2011-2023 een effect op de dichtheid van roofvogels kan worden vastgesteld, ook al is er in de winter 2011/2012 het hoogste waterpeil ooit in het Lauwersmeer vastgesteld. Vooralsnog is de analyse daarom beperkt gebleven tot de meest talrijke muizen etende roofvogels op de platen in het winterhalfjaar (Blauwe kiekendief en Torenavalk) en zomerhalfjaar (Bruine kiekendief, Grauwe kiekendief en Torenavalk).

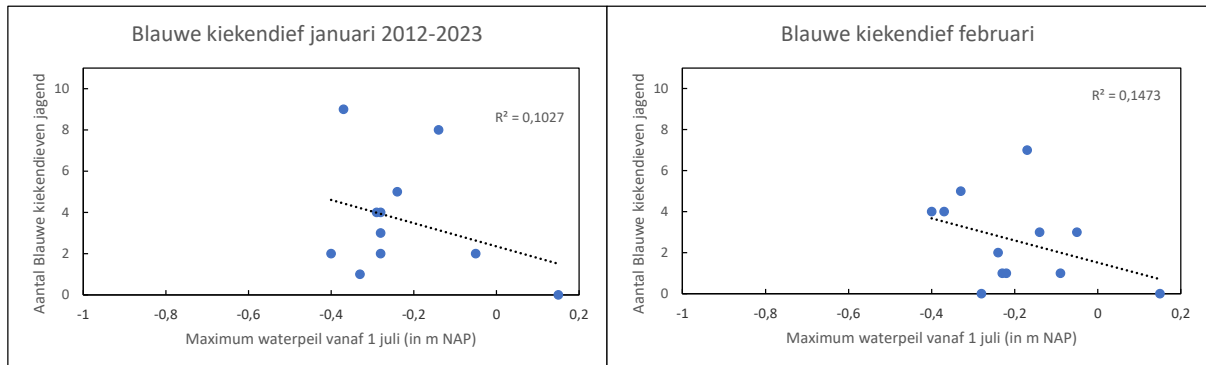
### **Directe effecten van inundatie op foeragerende muizen etende roofvogels**

Als inundatie via het beter bejaagbaar worden van woelmuizen een positief effect heeft op het aantal foeragerende roofvogels, dan mag verwacht worden dat hun aantal op teldagen met voldoende inundatie (bij voorkeur boven NAP -0,25 m, omdat woelmuizen vooral voorkomen boven die maaiveldhoogte) en bovendien het hoogste waterpeil tot dan toe in een specifieke winter hoger zal zijn dan op teldagen waarop dit niet het geval is. De vergelijking kan verder alleen gemaakt worden voor teldagen in dezelfde maand van het winterhalfjaar. Voor de Blauwe kiekendief resteren dan de maanden december - februari, de maanden waarin de soort het meest talrijk is.

Omdat maandelijkse tellingen op van tevoren afgesproken datums plaatsvinden, zijn tellingen die aan de bovenstaande voorwaarden voldoen uitermate schaars (zie figuur 7.7). In de periode 2011-2023 was dat alleen het geval op 16-1-2023. Op deze telling was in het hoogwatergebied inderdaad een bovengemiddeld aantal foeragerende Blauwe kiekendieven aanwezig (8 tegenover gemiddeld  $3,6 \pm 2,8$  in januari 2012-2022). Alleen januari 2014 (9) en januari 2015 (8) zijn vergelijkbare aantallen geteld, in de andere jaren waren dat er maximaal 5. Uit deze gegevens volgt hoogstens een aanwijzing dat inundatie op korte termijn leidt tot meer foeragerende Blauwe kiekendieven. Voor een meer veelzeggende analyse zijn gegevens uit meer jaren noodzakelijk. Voor de Torenavalk neemt het aantal foeragerende vogels in het hoogwatergebied in het najaar al sterk af en in januari al zeer laag. Het aantal foeragerende Torenavalken in het hoogwatergebied in januari 2023 (2) was niet anders dan gemiddeld in januari 2012-2022 ( $1,4 \pm 1,3$ ).

### **Effecten van inundatie op foeragerende roofvogels later in de winter**

Als inundatie leidt tot een (sterke) afname van het aantal woelmuizen tot aan het volgende reproductieseizoen, dan mag verwacht worden dat het aantal foeragerende roofvogels in een bepaalde maand gerelateerd is aan het maximum waterpeil in een winter tot dan toe. Om directe (positieve) effecten van inundatie op roofvogels uit te sluiten, is als voorwaarde gesteld dat de hoogste inundatie niet op de teldag heeft plaatsgevonden. Ook deze vergelijking kan alleen worden gemaakt voor teldagen in dezelfde maand van het jaar. Voor de Blauwe kiekendief resteren dan de maanden december – februari, de maanden waarin de soort het meest talrijk is en de hoogste waterpeilen in de boezem worden vastgesteld. In zowel januari als februari bestaat er een trend dat het aantal foeragerende Blauwe kiekendieven in het hoogwatergebied lager is naarmate het maximum waterpeil in de boezem vanaf 1 juli hoger is geweest (figuur 7.22). De trend leunt sterk op de winter 2011/2012, toen het hoogste waterpeil ooit in het Lauwersmeer is vastgesteld. Voor een meer betrouwbare analyse zijn gegevens uit meer winters nodig en vooral winters met extreem hoge waterpeilen.

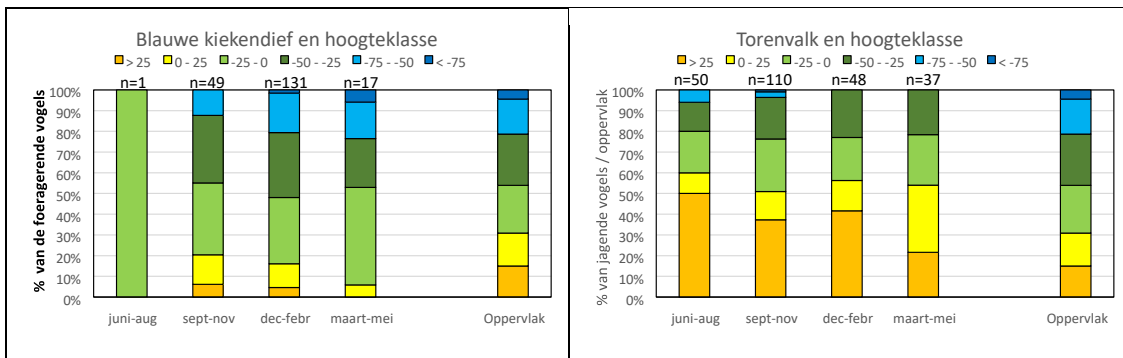


Figuur 7-22 - Het aantal foeragerende Blauwe kiekendieven in het hoogwatergebied in de maanden januari (links) en februari (rechts) in de periode 2012-2023 in relatie tot het maximum waterpeil in de boezem van het Lauwersmeer vanaf 1 juli. Tellingen waarop het maximum waterpeil vanaf 1 juli op de dag van de telling plaatsvond zijn niet meegenomen. De telling die daardoor uitvalt is die van 16-1-2023.

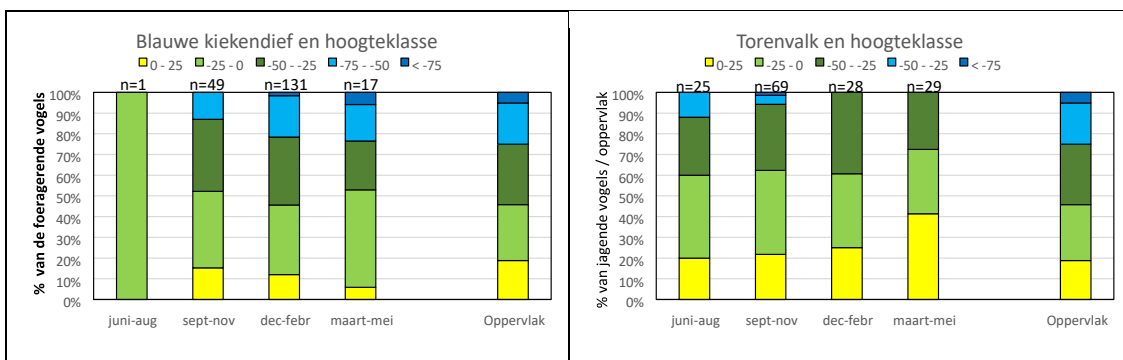
Verder mag verwacht worden dat muizen etende roofvogels onder invloed van inundatie in de loop van de winter gemiddeld genomen steeds hoger op de plaat gaan foerageren. Dit effect is geanalyseerd voor Blauwe kiekendief en Torenavalk. Voor het gehele hoogwatergebied, met inbegrip van de hoogteklasse > 25 cm NAP welke nooit geïnundeerd raakt, gaan zowel Blauwe kiekendief als Torenavalk in de loop van het winterhalfjaar niet steeds hoger op de plaat foerageren. Het procentuele aandeel van het gebruik van de hoogteklasse > 25 cm NAP neemt voor beide soorten zelfs af (figuur 7.23).

Foeragerende Blauwe kiekendieven en Torenavalken in hoogteklasse > 25 cm NAP blijken vooral voor te komen op voormalige landbouwkavels met jaarrondbeweiding. Runderen en paarden concentreren zich in het winterhalfjaar steeds meer op deze kavels om de nattigheid op de platen te ontwijken, mede ook omdat ze hier bijgevoerd worden. Als gevolg daarvan neemt de structuur van de vegetatie op de kavels in de loop van het najaar en winter geleidelijk af, waardoor het aanbod van woelmuizen sterk zal afnemen en het gebied voor muizen etende roofvogels minder interessant wordt. Er is daarom reden om de hoogteklasse > 25 cm NAP niet op te nemen in de analyse.

Wanneer we hoogteklasse > +25 cm NAP buiten beschouwing laten, verandert er voor de Blauwe kiekendief niet veel. Hoogteklasse > +25 cm NAP wordt door deze soort weinig gebruikt. Voor de Torenavalk verandert er echter wel veel. In de loop van de winter gaan Torenavalken gemiddeld hoger op de plaat foerageren (figuur 7.24). Dat Blauwe kiekendieven gemiddeld genomen niet steeds hoger op de plaat gaan foerageren kan mogelijk verklaard worden doordat het aantal aanwezige kiekendieven in de loop van de winter sterk afneemt en de resterende kiekendieven bij gebrek aan woelmuizen noodgedwongen (deels) overschakelen op vogelprooien.



Figuur 7-23 - De verdeling van foeragerende Blauwe kiekendieven (links) en Torenvalken (rechts) over de maaiveldhoogteklasses (in cm t.o.v. NAP) binnen het hoogwatergebied per periode van het jaar in juli 2011-december 2023. Rechts in de figuur is het aanbod van de hoogteklasses weergegeven. Boven de figuur staat het aantal waarnemingen van foeragerende vogels per periode van het jaar weergegeven.

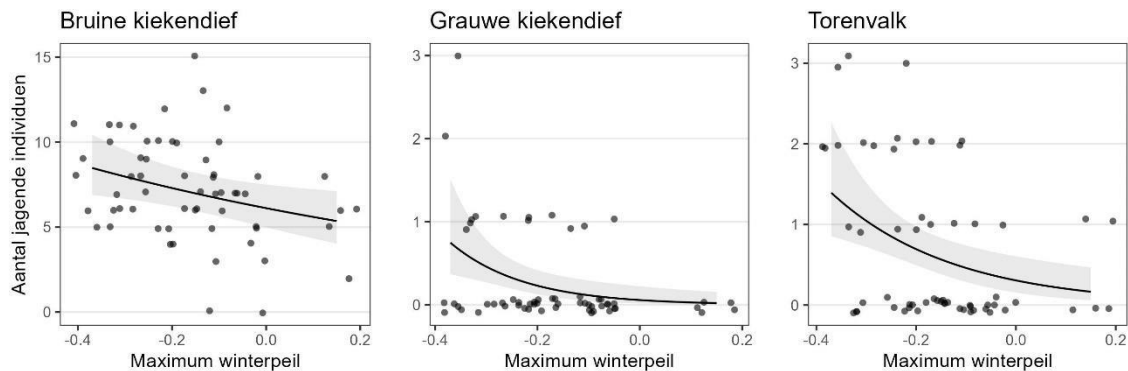


Figuur 7-24 - De verdeling van foeragerende Blauwe kiekendieven (links) en Torenvalken (rechts) over de maaiveldhoogteklasses (in cm t.o.v. NAP) binnen het hoogwatergebied, maar met uitzondering van hoogteklasses +25 cm NAP, per periode van het jaar in juli 2011-december 2023. Rechts in de figuur is het aanbod van de hoogteklasses weergegeven. Boven de figuur staat het aantal waarnemingen van foeragerende vogels per periode van het jaar weergegeven.

### Effecten van inundatie op het aantal foeragerende roofvogels in de daaropvolgende zomer

Het effect van maximum inundatie in de voorgaande winter op het aantal foeragerende roofvogels in de zomer is onderzocht voor soorten die in en rond het Lauwersmeer tot broeden komen (Bruine kiekendief, Grauwe kiekendief en Torenvalk). Voor deze soorten is per jaar het gemiddeld aantal foeragerende vogels in het hoogwatergebied in het broedseizoen (periode april-augustus) bepaald. Voor Torenvalk zijn daarbij de waarnemingen in gebieden met een maaiveldhoogte van boven 0,25 meter NAP, die nooit geïnundeerd raken, niet opgenomen in de analyse. Voor Bruine en Grauwe kiekendief is dat niet gedaan omdat ze nauwelijks in deze gebieden foerageren.

Voor alle drie de soorten geldt dat het aantal foeragerende vogels in de zomer significant kleiner is naarmate het maximum waterpeil in de boezem in de voorgaande winter hoger was. Voor de deels op vogels jagende Bruine kiekendief is de afname minder sterk dan voor Grauwe kiekendief en Torenvalk, soorten die meer van woelmuizen afhankelijk zijn (figuur 7.25, bijlage 16).



Figuur 7-25 - Het aantal waarnemingen van foeragerende Bruine kiekendieven, Grauwe kiekendieven en Torenavalken in het hoogwatergebied in het broedseizoen (maanden april-augustus) in relatie tot het maximum waterpeil in de boezem in de voorgaande winter (locatie Lauwersoog). Voor de Torenavalk zijn locaties boven 0,25 m NAP, die nooit geïnuundeerd raken, buiten beschouwing gelaten. Lijnen geven de geschatte relatie (met 95% betrouwbaarheidsinterval) op basis van een GLMM (zie tabel 7.6). Om overlap tussen punten te voorkomen zijn deze iets langs beide assen verschoven.

### Effecten van inundatie op het aantal foeragerende roofvogels in de daaropvolgende winter

Het effect van maximum inundatie in de winter op het aantal foeragerende roofvogels in de winter daarop is onderzocht voor soorten die in het Lauwersmeer overwinteren (Blauwe kiekendief, Ruigpootbuizerd, Torenavalk). Voor deze soorten is per winterhalfjaar (periode juli-juni) het gemiddeld aantal foeragerende vogels in het hoogwatergebied bepaald en gerelateerd aan het maximum waterpeil in de boezem in de voorgaande winter. De analyse leverde voor geen van de soorten een significante relatie op. Mogelijk leveren waarnemingen uit meer winters wel een significante relatie op.

## 7.5 Conclusies

Het onderzoek naar de effecten van bodemdaling door gaswinning in het Lauwersmeer op muizen etende roofvogels is het enige onderdeel in dit Natura 2000-gebied waarin ook de effecten op het voedsel (woelmuizen) worden onderzocht. Dit maakt het daarom een bijzonder waardevol onderdeel van het onderzoek op natuurwaarden.

### Directe effecten van inundatie op woelmuizen

Omdat het optreden van inundaties in het Lauwersmeer onvoorspelbaar is, zijn waarnemingen van dit fenomeen schaars. Langs de Waddenzee en de Grote Rivieren is het directe effect van inundatie op woelmuizen een bekend verschijnsel (eigen waarnemingen).

### Effecten van inundatie in het winterhalfjaar op de verspreiding en talrijkheid van woelmuizen in het daaropvolgende najaar

De modeluitkomsten voor de muizenmonitoring gedurende de periode 1983-2001 laten voor de Veldmuis een sterke samenhang zien tussen de muizenindex en het maximale waterpeil in de voorgaande winter. In deze periode is de sterkste samenhang te zien met het maximale waterpeil in een periode van 9-11 maanden voorafgaand aan de muizenmonitoring (omstreeks 20 oktober). De periode met het sterkste effect van maximum waterpeil betreft de periode 20 november tot en met 20 januari. Normaliter is dit de periode met de hoogste waterpeilen in de boezem van het Lauwersmeer. Hoge waterpeilen vroeger in het najaar hebben blijkbaar minder effect op de muizenindex in het volgende najaar. Mogelijk speelt de hogere watertemperatuur vroeger in het najaar hierbij een rol.

De best presterende modellen op basis van de monitoringsdata uit de 10 muizenraaien in de periode 2015-2023, tonen voor zowel Veldmuis als Aardmuis een verband tussen de aantallen vangsten en het maximale waterpeil gedurende de periode november tot en met januari, en de bodemzichtbaarheid (figuur 7.19, bijlage 7). Voor Veldmuis presteert dit model echter niet duidelijk beter dan het nulmodel (verschil tussen de modellen  $< 2AICc$ ), waardoor het effect van het maximale waterpeil en bodemzichtbaarheid als 'niet-significant' moet worden beschouwd. Voor Aardmuis bestaat nog statistische onzekerheid over het effect van bodemzichtbaarheid, maar komt het effect van het maximale waterpeil wel als 'significant' uit de beste modellen naar voren. Het ontbreken van een sterke samenhang tussen de aantallen Veldmuizen en het maximale waterpeil ten opzichte van de maaiveldhoogte in de voorgaande winter kan mogelijk verklaard worden doordat extreem hoge waterpeilen in de periode 2015-2023, in tegenstelling tot in de periode 1983-2001, niet voorkwamen. Een andere mogelijke verklaring is dat het effect van waterpeil verschilt tussen de deelgebieden. Met name de muizenraaien op de Rug en de Zuidelijke lob lijken zich afwijkend te gedragen, dit in tegenstelling tot Schildhoek, Pampusplaat en Zuidelijke Ballastplaat. Op de Rug was de muizenindex van Veldmuis en Aardmuis in bijna alle jaren laag, wellicht door de relatief open vegetatie. Op de Zuidelijke lob wordt op een relatief kleine hogere kop van de plaat gevangen, waardoor een toevloed van muizen uit de omgeving mogelijk een relatief grote invloed heeft op de muizenindex.

#### Directe effecten van inundatie in het winterhalfjaar op de verspreiding en talrijkheid van roofvogels

Als inundatie een direct positief effect heeft op het aantal foeragerende roofvogels doordat muizen beter vangbaar zijn, mag verwacht worden dat hun aantal op teldagen met voldoende inundatie (bij voorkeur boven -0,25 m NAP, omdat woelmuizen vooral voorkomen boven die maaiveldhoogte) en bovendien het hoogste waterpeil tot dan toe in een specifieke winter hoger zal zijn dan op teldagen waarop dit niet het geval is. In de periode 2011-2023 was dit alleen op de telling van 16-1-2023 het geval. Op deze telling was in het hoogwatergebied inderdaad een bovengemiddeld aantal foeragerende Blauwe kiekendieven aanwezig (8 tegenover gemiddeld  $3,6 \pm 2,8$  in januari 2012-2022). Uit deze gegevens volgt hoogstens een aanwijzing dat inundatie op korte termijn leidt tot meer foeragerende Blauwe kiekendieven. Voor een meer veelzeggende analyse zijn gegevens uit meer jaren noodzakelijk of gerichte tellingen op dagen met een hoog waterpeil.

#### Effecten van inundatie in het winterhalfjaar op de verspreiding en talrijkheid van roofvogels later in die winter

Als inundatie leidt tot een (sterke) afname van het aantal woelmuizen, dan mag verwacht worden dat het aantal foeragerende roofvogels in een bepaalde maand gerelateerd is aan het maximum waterpeil in een winter tot dan toe. Om directe (positieve) effecten van inundatie op roofvogels uit te sluiten, is als voorwaarde genomen dat de hoogste inundatie tot dan toe in de winter minstens twee dagen voor de telling heeft plaatsgevonden. Zowel in januari als februari bestaat er een trend dat het aantal foeragerende Blauwe kiekendieven in het hoogwatergebied lager is naarmate het maximum waterpeil in de boezem vanaf 1 juli hoger is geweest. De trend leunt sterk op de winter 2011/2012, toen het hoogste waterpeil ooit in het Lauwersmeer is vastgesteld. Voor een meer betrouwbare analyse zijn gegevens uit meer winters nodig en vooral winters met extreem hoge waterpeilen.

Verder mag verwacht worden dat muizen etende roofvogels onder invloed van inundatie in de loop van de winter gemiddeld genomen steeds hoger op de plaat gaan foerageren. Wanneer de hoogteklasse  $> +25$  cm NAP, die nooit geïnundeerd raakt, buiten beschouwing wordt gelaten, blijkt dat Torenvalken inderdaad in de loop van de winter gemiddeld steeds hoger op de plaat gaan foerageren. Voor Blauwe kiekendieven is dat niet het geval. Dit kan mogelijk verklaard worden doordat het aantal aanwezige kiekendieven in de loop van de winter sterk afneemt en de resterende kiekendieven bij gebrek aan woelmuizen noodgedwongen (deels) overschakelen op vogels als prooi.

Effecten van inundatie in het winterhalfjaar op de verspreiding en talrijkheid van roofvogels in de daaropvolgende zomer en winter

Het effect van maximum inundatie in de voorgaande winter op het aantal foeragerende roofvogels in de zomer (maanden april-augustus) is onderzocht voor soorten die in en rond het Lauwersmeer tot broeden komen (Bruine kiekendief, Grauwe kiekendief en Torenavalk). Voor alle drie de soorten geldt dat het aantal foeragerende vogels in de zomer in de periode 2012-2023 significant kleiner is naarmate het maximum waterpeil in de boezem in de voorgaande winter hoger was. Voor de deels op vogels jagende Bruine kiekendief is de afname minder groot dan voor Grauwe kiekendief en Torenavalk, soorten die meer van woelmuizen afhankelijk zijn.

Er van uitgaande dat diepe bodemdaling gecorreleerd is met maaiveld daling, dan leidt diepe bodemdaling tot een gering effect op het aantal foeragerende muizen etende roofvogels in de zomer binnen het hoogwatergebied, er van uitgaande dat de variatie in waterpeil in de boezem niet verandert. De grootte van het effect van diepe bodemdaling, bovenop dat van waterpeilfluctuatie, op de roofvogels is nog niet vast te stellen.

Het effect van maximum inundatie in de winter op het aantal foeragerende roofvogels in de winter daarop is onderzocht voor Blauwe kiekendief, Ruigpootbuizerd, Torenavalk. Deze analyse leverde voor geen van de soorten een significante relatie op. Mogelijk leveren waarnemingen uit meer winters wel een significante relatie op.

## 7.6 Aanbevelingen

Zet de jaarlijkse monitoring van muizen en muizen etende roofvogels vanaf 2015 voort. In de winter van 2023/2024 vond het hoogste waterpeil in boezem plaats sinds de winter van 2011/2012. Extreme inundaties zijn belangrijk bij het onderzoek naar de effecten van inundatie op woelmuizen en muizen etende roofvogels. Plan extra tellingen bij het optreden van een extreem hoog waterpeil.

De maaiveldhoogte waarop muizen etende roofvogels foerageren wordt door het AHN vooral in rietvegetaties overschat. Het is belangrijk om de werkelijke maaiveldhoogte waarop muizen etende roofvogels foerageren te kunnen vaststellen. Dit geldt vooral voor extensief begraasde rietvegetaties, waar de hoogste dichtheden van muizen etende roofvogels zijn vastgesteld. Meer maaiveldhoogtemetingen zijn daarom vooral in dit vegetatietype gewenst. Wellicht is het hiermee mogelijk om een juiste correctie toe te passen op de AHN-waarden. Mogelijk kunnen de eerder bepaalde padendichtheden van het vee in rietvegetaties hierbij behulpzaam zijn.

Zet de recente aantalsontwikkeling van muizen etende roofvogels in het hoogwatergebied (nu beschikbaar vanaf juli 2011) in perspectief door de langjarige aantalsontwikkelingen van deze soorten in beeld te brengen (zonder daarbij onderscheid te maken in diverse gedragingen en de exacte locatie / maaiveldhoogte waar gefoerageerd wordt). Vervolgens kunnen de langjarige aantalsvariaties van roofvogels gerelateerd worden aan de mate van winterse inundaties (ook zonder gebruik te maken van de exacte foerageerlocaties).

De pieken in de gemiddelde individuele muizenindex van woelmuizen in de tien muizenraaien op de Pampusplaat, Schildhoek, Zuidelijke Ballastplaat, Zuidelijke Lob en de Rug samen komen niet in alle afzonderlijke deelgebieden even duidelijk tot uiting. Analyseer de effecten van inundatie op roofvogels daarom ook per deelgebied. Met name de muizen/roofvogelreeks op de Schildhoek in 1983-2001 leent zich hier goed voor.



## 8. Synthese

---

Tijdens de beoordeling van de mogelijke effecten van bodemdaling op beschermde natuurwaarden en specifiek vogelsoorten waarvoor een effect van bodemdaling niet op voorhand kan worden uitgesloten, wordt een relatie gelegd met veranderingen in de proxy's voor de draagkracht van het gebied voor de betreffende soort. Omdat directe metingen van beschikbaarheid en kwaliteit van voedsel, nestlocaties en broedveiligheid in het gebied veelal ontbreken dienen veranderingen in vegetatiestructuur en waterstanden als proxy's voor veranderingen in de draagkracht. Vegetatiestructuurveranderingen komen tot stand door processen van natuurlijke successie maar ook door menselijke ingrepen via beheer met grote grazers. De hydrologie wordt onder andere bepaald door het peilbeheer en door weersomstandigheden en heeft ook invloed op de vegetatie en op successieprocessen. De veranderingen door bodemdaling (op waterpeilen en via waterpeilen op vegetatiestructuur) komen daar bovenop. De lokale populatieveranderingen van een soort zijn dus het resultaat van een cumulatief effect van veranderingen in gebiedsfuncties.

### 8.1 Conclusies

#### Maaiveldhoogte

- De meeste maaiveldhoogtemetingen bij de pq's laten een maaiveldverlaging zien. In bijna de helft van de gemeten maaiveldverlagingen is sprake van een statistisch significante maaiveldverandering ( $p < 0,05$ , getoetst tegen geen verandering).
- De correlatie tussen maaiveldverandering en gemodelleerde diepe bodemdaling is zwak maar aanwezig.
- De berekende snelheid van maaiveldddaling is vaak veel groter dan de gemodelleerde diepe bodemdaling wat (mede) wordt veroorzaakt door krimp van de kleihoudende bodems gedurende en als gevolg van droge zomers.
- De standaard AHN4 kaart geeft te hoge maaiveldhoogtes. Dat doet zich vooral voor in het rietland, waarin kennelijk onvoldoende is - of kan worden - gecorrigeerd voor de opgaande vegetatie.
- Hiervoor kan aanvullend worden gecorrigeerd, door uit te gaan van de minimale maaiveldhoogte binnen een blok van rastercellen van het AHN4 0,5\*0,5 m DTM. Een blok van 5 bij 5 cellen (2,5 bij 2,5 m) lijkt hiervoor geschikt. Het zo aangepaste hoogtemodel kan input zijn voor een overstromingsmodel, mede gebaseerd op de overschrijdingskans op een specifieke waterstand. Hiermee kan het effect van maaiveldddaling ruimtelijk worden ingeschat.

#### Hydrologie

- Het grondwaterstandsverloop wordt voornamelijk bepaald door neerslag en verdamping.
- Toevoeging van een lineaire trend (in stijghoogte), in combinatie met het oppervlaktewaterpeil van het Lauwersmeer, levert slechts bij enkele meetpunten een iets beter model op in termen van verklaarde variatie.
- Het sinds 2018 verhoogde zomerpeil (zij het niet formeel), heeft geen statistisch aantoonbare invloed gehad op het grondwaterstandsverloop.
- Een ruimtelijke relatie tussen een lineaire trend (waar dit al aanwezig is) en de mate van bodemdaling ontbreekt.
- Een relatie tussen bodemdaling en grondwaterstandsverloop ten opzichte van maaiveld is, net als in voorgaande jaren, niet aantoonbaar aanwezig.

- Het aantal dagen inundatie in het voorjaar bij de grondwaterbuizen was in 2023 hoger dan in voorgaande jaren. Dit was een effect van de natte maanden maart en april en een winterstorm waardoor er niet gespuid kon worden.

### Vegetatie

- Uit de pq-analyse en de hiervan afgeleide indicatie voor de voorjaarsgrondwaterstand blijkt geen trend die wijst op vernatting, maar vaker op een lichte mate van verdroging vooral op de zandige platen in het noorden.
- Uitbreiding van de meetreeks met de data van 2023 geeft desondanks op minder locaties een indicatie voor verdroging dan in voorgaande vijf jaren, met de tot dan lopende reeksen. Dit is waarschijnlijk een gevolg van een veranderd weerpatroon ten opzichte van de droge jaren 2018 t/m 2020 en 2022.
- Een effect van diepe bodemdaling via maaiveld daling en vervolgens vernatting op de vegetatie is niet vastgesteld.

### Gebiedsfuncties van het Natura 2000 gebied voor vogels

De draagkracht van het gebied is een theoretische term en wordt bepaald door de gebiedsfuncties, in dit geval: functies van het gebied als foerageerplek, broedlocatie, slaapplek en de ecologische behoeftes van een vogelsoort, soms slechts in een specifiek deel van de jaarcyclus.

### Broedfunctie van het Natura 2000 gebied

Van de 13 Natura 2000-broedvogelsoorten in het Lauwersmeer komen er zes niet meer tot broeden. Van de overige zeven soorten liggen alleen bij Rietzanger, Snor en Blauwborst de gemiddelde aantallen over de afgelopen zes jaar boven de instandhoudingsdoelstelling. Wanneer we alleen kijken naar de aantallen van 2023 dan geldt dat ook voor Roerdomp, Bruine Kiekendief en Bontbekplevier.

### Slaapplekfunctie van het Natura 2000 gebied

Door verschuivingen in de prioriteiten bij de effectmonitoring (eerdere adviezen van de Auditcommissie) en bij inventarisaties van terreinbeheerder SBB vindt geen jaarlijkse monitoring van slaapplekken meer plaats in het gebied. De functie van het gebied als slaap- en rustplaats blijft daarmee buiten beschouwing.

### Foerageerfunctie van het Natura 2000 gebied

Door de herprioritering vindt ook geen jaarlijkse monitoring van niet-broedvogels meer plaats in het gebied. De Natura 2000 gebiedsfunctie voor foeragerende vogels is daarmee buiten beeld. Het monitoren van foeragerende roofvogels vormt hierop een uitzondering.

Het langlopende onderzoek naar muizen en etende roofvogels in het Lauwersmeergebied is het enige monitoringsonderdeel waarin het voedselweb in de effectketen in beeld komt. Omdat diepe bodemdaling effecten kan hebben op overstromingsduur en -frequentie en omdat muizen in aantallen en gedrag rechtstreeks beïnvloed worden door inundaties is de studie naar de relatie tussen muizen en roofvogels een belangrijk en waardevol onderdeel om effecten van bodemdaling door gaswinning op natuurwaarden te onderzoeken. Het is goed om daarbij directe effecten van inundatie en effecten die met enige vertraging doorwerken apart te bekijken.

Figuur 8-1 geeft een globaal overzicht van de verspreiding van woelmuizen en foeragerende muizen etende roofvogels (Torenvalk, Bruine kiekendief) over zelden geïnundeerde / hogere plaatdelen en regelmatig geïnundeerde / lagere plaatdelen. Bruine kiekendieven (en ook Blauwe en Grauwe kiekendieven) en Torenvalken hebben een voorkeur voor minder vaak of zelden geïnundeerde plaatdelen, waar het aanbod van woelmuizen hoger is. Kiekendieven foerageren daar bij voorkeur boven tamelijk half open rietvegetaties, waar het aanbod van woelmuizen hoger is dan in zeer open riet- en andere vegetaties. Door hun geringe foerageerhoogte (1-2 meter) hebben zij enige structuur

van de vegetatie nodig om de woelmuizen te kunnen verrassen en succesvol te bejagen. Torenavken foerageren gewoonlijk vanaf grotere hoogte (veelal 5-10 meter) en hebben dat probleem niet. Torenavken foerageren boven relatief open vegetaties, omdat ze door hun geringe gewicht en korte poten moeite hebben om door te dringen in meer gestructureerde vegetaties.



*Figuur 8-1 - Vereenvoudigde weergave van de verspreiding en talrijkheid van woelmuizen en muizen etende roofvogels (Torenavk, Bruine kiekendief) op zelden geïnundeerde / hogere plaatdelen (boven) en regelmatig geïnundeerde / lagere plaatdelen (onder). (uit Kleefstra et al. 2023)*

## Woelmuizen

### Directe effecten van inundatie op woelmuizen

Omdat het optreden van inundaties in het Lauwersmeer onvoorspelbaar is, zijn waarnemingen van directe effecten van inundatie op woelmuizen (verplaatsingen, verdrinking) schaars. Langs de Waddenzee en de Grote Rivieren is het een bekend verschijnsel (eigen waarnemingen).

Effecten van inundatie in het winterhalfjaar op de verspreiding en talrijkheid van woelmuizen in het daaropvolgende najaar

Gedurende de periode 1983-2001 laat het aantal gevangen Veldmuizen de sterkste samenhang zien met het maximale waterpeil in een periode van 9-11 maanden voorafgaand aan de muizenmonitoring (omstreeks 20 oktober). De periode met het sterkste effect van maximum waterpeil betreft daarmee de periode 20 november tot en met 20 januari. Normaliter is dit ook de periode met de hoogste waterpeilen in de boezem van het Lauwersmeer. Hoge waterpeilen vroeger in het najaar hebben blijkbaar minder effect op de muizenindex in het volgende najaar. Mogelijk speelt de hogere watertemperatuur, leidend tot minder sterfte van muizen, vroeger in het najaar hierbij een rol.

De best presterende modellen op basis van de monitoringsdata uit de 10 muizenraaien in de periode 2015-2023, tonen voor zowel Veldmuis als Aardmuis een verband tussen de aantallen vangsten en het maximale waterpeil gedurende de periode november tot en met januari en de bodemzichtbaarheid. Voor Veldmuis presteert dit model echter niet duidelijk beter dan het nulmodel (verschil tussen de modellen  $< 2AICc$ ), waardoor het effect van het maximale waterpeil en bodemzichtbaarheid als 'niet significant' moet worden beschouwd. Voor Aardmuis bestaat nog statistische onzekerheid over het effect van bodemzichtbaarheid, maar komt het effect van het maximale waterpeil wel als 'significant' uit de beste modellen naar voren. Het ontbreken van een sterke samenhang tussen het aantal Veldmuizen en het maximale waterpeil ten opzichte van de maaiveldhoogte in de voorgaande winter, kan mogelijk verklaard worden doordat extreem hoge waterpeilen in de periode 2015-2023, in tegenstelling tot in de periode 1983-2001, niet voorkwamen. Een andere mogelijke verklaring is dat het effect van waterpeil verschilt tussen de deelgebieden. Met name de muizenraaien op de Rug en de Zuidelijke lob lijken zich afwijkend te gedragen, dit in tegenstelling tot Schildhoek, Pampusplaat en Zuidelijke Ballastplaat. Op de Rug was de muizenindex van Veldmuis en Aardmuis in bijna alle jaren laag, wellicht door de relatief open vegetatie. Op de Zuidelijke lob wordt op een relatief kleine hogere kop van de plaat gevangen, waardoor een toevloed van muizen uit de omgeving mogelijk een relatief grote invloed heeft op de muizenindex.

Er van uitgaande dat diepe bodemdaling gecorreleerd is met maaivelddaling, dan leidt diepe bodemdaling tot een gering effect op de aanwezigheid van woelmuizen, er van uitgaande dat de variatie in waterpeil in de boezem niet verandert. De grootte van het effect van diepe bodemdaling, bovenop dat van waterpeilfluctuatie, op woelmuizen is nog niet vast te stellen.

## **Muizen etende roofvogels**

Directe effecten van inundatie in het winterhalfjaar op de verspreiding en talrijkheid van roofvogels

Als inundatie een direct positief effect heeft op het aantal foeragerende roofvogels doordat muizen beter vangbaar zijn, dan mag verwacht worden dat het aantal foeragerende roofvogels op teldagen met een opkomend hoog waterpeil (boven -0,25 m NAP, omdat woelmuizen vooral voorkomen boven die maaiveldhoogte) en het hoogste waterpeil tot dan toe in een specifieke winter hoger zal zijn dan op teldagen waarop dit niet het geval is. In de periode 2011-2023 was dit alleen op de telling van 16-1-2023 het geval. Op deze telling was in het hoogwatergebied inderdaad een bovengemiddeld aantal foeragerende Blauwe kiekendieven aanwezig (8 tegenover gemiddeld  $3,6 \pm 2,8$  in januari 2012-2022). Uit deze gegevens volgt hoogstens een aanwijzing dat inundatie op korte termijn leidt tot meer foeragerende Blauwe kiekendieven. Voor een meer veelzeggende analyse zijn gegevens uit meer jaren noodzakelijk of gerichte tellingen op dagen met een hoog waterpeil.

Effecten van inundatie in het winterhalfjaar op de verspreiding en talrijkheid van roofvogels later in die winter

Als inundatie leidt tot een (sterke) afname van het aantal woelmuizen, dan mag verwacht worden dat het aantal foeragerende roofvogels in een bepaalde maand gerelateerd is aan het maximum waterpeil

in een winter tot dan toe. Om directe (positieve) effecten van inundatie op roofvogels uit te sluiten, is als voorwaarde genomen dat de hoogste inundatie tot dan toe in de winter minstens twee dagen voor de telling heeft plaatsgevonden. Zowel in januari als februari bestaat er een trend dat het aantal foeragerende Blauwe kiekendieven in het hoogwatergebied lager is naarmate het maximum waterpeil in de boezem vanaf 1 juli hoger is geweest. De trend leunt sterk op de winter 2011/2012, toen het hoogste waterpeil ooit in het Lauwersmeer is vastgesteld. Voor een meer betrouwbare analyse zijn gegevens uit meer winters nodig en vooral winters met extreem hoge waterpeilen.

Verder mag verwacht worden dat muizen etende roofvogels onder invloed van inundatie in de loop van de winter gemiddeld genomen steeds hoger op de plaat gaan foerageren. Wanneer de hoogteklasse > +25 cm NAP, die nooit geïnundeerd raakt, buiten beschouwing wordt gelaten, blijkt dat Torenavken inderdaad in de loop van de winter gemiddeld steeds hoger op de plaat gaan foerageren. Voor Blauwe kiekendieven is dat niet het geval. Dit kan mogelijk verklaard worden doordat het aantal aanwezige kiekendieven in de loop van de winter sterk afneemt en de resterende kiekendieven bij gebrek aan woelmuizen noodgedwongen (deels) overschakelen op vogels als prooi.

*Effecten van inundatie in het winterhalfjaar op de verspreiding en talrijkheid van roofvogels in de daaropvolgende zomer en winter*

Het effect van maximum inundatie in de voorgaande winter op het aantal foeragerende roofvogels in de zomer (maanden april-augustus) is onderzocht voor soorten die in en rond het Lauwersmeer tot broeden komen (Bruine kiekendief, Grauwe kiekendief en Torenavk). Voor alle drie de soorten geldt dat het aantal foeragerende vogels in de zomer in de periode 2012-2023 significant kleiner was naarmate het maximum waterpeil in de boezem in de voorgaande winter hoger was. Voor de deels op vogels jagende Bruine kiekendief is de afname minder groot dan voor Grauwe kiekendief en Torenavk, soorten die meer van woelmuizen afhankelijk zijn.

Er van uitgaande dat diepe bodemdaling gecorreleerd is met maaiveldddaling, dan leidt diepe bodemdaling tot een gering effect op het aantal foeragerende muizen etende roofvogels in de zomer binnen het hoogwatergebied, er van uitgaande dat de variatie in waterpeil in de boezem niet verandert. De grootte van het effect van diepe bodemdaling, bovenop dat van waterpeilfluctuatie, op roofvogels is nog niet vast te stellen.

Het effect van maximum inundatie in de winter op het aantal foeragerende roofvogels in de winter daarop is onderzocht voor Blauwe kiekendief, Ruigpootbuizerd, Torenavk. Deze analyse leverde voor geen van de soorten een significante relatie op. Mogelijk leveren waarnemingen uit meer winters wel een significante relatie op.

## **8.2 Aanbevelingen**

### **Hydrologie en vegetatie**

Stel een overstromingsmodel op, dat is gebaseerd op de aangepaste AHN4 dtm en de overschrijdingskans van waterstanden in het Lauwersmeer. Hou daarbij rekening met effecten van waterberging rondom Groningen (sinds 2012) en met de resterende onnauwkeurigheid in maaiveldhoogte binnen de rietvegetaties.

Breng in 2024 wederom de vegetatiestructuur in kaart. Dit is mede van belang voor het overstromingsmodel.

### **Broedvogels**

Zet de jaarlijkse monitoring van broedvogels voort, er is geen reden tot aanpassing van de monitoringplots. Voor ijking van huidige berekeningen van de gebiedspopulatie en de Natura

2000instandhoudingsdoelstellingen bij de Rietzanger zou een integrale kartering van de soort wenselijk zijn. Met de huidige berekeningen wordt ervan uit gegaan dat de Natura 2000-instandhoudingsdoelstelling wordt gehaald, maar het is onzeker of dat werkelijk ook zo is.


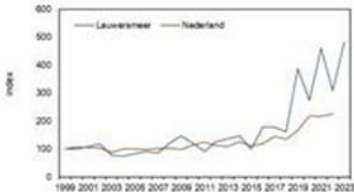

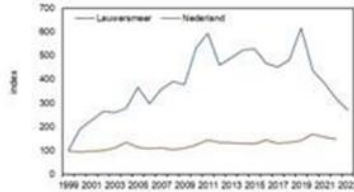
### **Muizen en muizen etende roofvogels**

Zet de jaarlijkse monitoring van muizen en muizen etende roofvogels vanaf 2015 voort. In de winter van 2023/2024 vond het hoogste waterpeil in de boezem plaats sinds de winter van 2011/2012. Extreme inundaties zijn belangrijk bij het onderzoek naar de effecten van inundatie op woelmuizen en muizen etende roofvogels. Plan extra tellingen bij het optreden van een extreem hoog waterpeil.


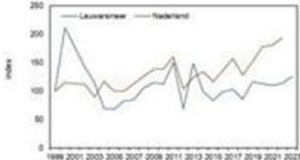

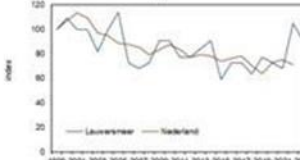

De maaiveldhoogte waarop muizen etende roofvogels foerageren, wordt door het AHN vooral in rietvegetaties overschat. Voor het onderzoek naar de effecten van bodemdaling is het belangrijk om de werkelijke maaiveldhoogte waarop muizen etende roofvogels foerageren vast te kunnen stellen. Dit geldt vooral voor (door begrazing) gefragmenteerde rietvegetaties, waar de hoogste dichtheden van muizen etende roofvogels aanwezig zijn. Gefragmenteerde rietvegetaties variëren van zeer open tot sterk gestructureerd en kunnen worden ingedeeld aan de hand van de eerder vastgestelde padendichtheid van het vee. Voorgesteld wordt om voor vier of vijf padendichtheidsklassen een gemiddelde correctiefactor van de maaiveldhoogte ten opzichte van AHN te bepalen. Hiervoor zijn meer maaiveldhoogtemetingen in dit vegetatietype gewenst.

Zet de recente aantalsontwikkeling van muizen etende roofvogels in het hoogwatergebied (nu beschikbaar vanaf juli 2011) in perspectief door de langjarige aantalsontwikkelingen van deze soorten in beeld te brengen (zonder daarbij onderscheid te maken in diverse gedragingen en de exacte locatie / maaiveldhoogte waar gefoerageerd wordt). Vervolgens kunnen de langjarige aantalsvariëaties van roofvogels gerelateerd worden aan de mate van winterse inundaties (ook zonder gebruik te maken van de exacte foerageerlocaties).

De pieken in de gemiddelde individuele muizenindex van woelmuizen in de tien muizenraaien op de Pampusplaat, Schildhoek, Zuidelijke Ballastplaat, Zuidelijke Lob en de Rug samen, komen niet in alle afzonderlijke deelgebieden even duidelijk tot uiting. Analyseer de effecten van inundatie op roofvogels daarom ook per deelgebied. Met name de muizen/roofvogelreeks op de Schildhoek in 1983-2001 leent zich hier goed voor.

Vogels van de rietvegetatie	Trend NL	Trend Lauwersmeer	Ecologische behoeftes en proxy's voor draagkracht	Effecten van gebiedsverandering door lokale ontwikkeling van vegetatie en inundatiepatroon	Gemeten verandering van voor de soort relevante factoren (met specifieke aandacht voor effect diepe bodemdaling)
	<p>positief</p> 	<p>positief</p>	<p>soort van vochtig tot nat rietland ++ op lagere, nattere delen van platen; preferereert onbeweid rietland met geen of weinig opslag van wilgen</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>➤ bij toename begrazingsdruk op beweide platen afname en terugdringing tot onbeweide platen en moerasontwikkeling</li> <li>➤ profiteert van meer vernatting zolang de platen niet verdwijnen</li> <li>➤ toename inundatie verhoogt in eerste instantie draagkracht gebied voor de soort</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>➤ op basis van lopende monitoring (pq- en grondwatermeetnet) blijkt geen toename van inundatie</li> <li>➤ lopende monitoring wijst op sterke toename effecten van beweiding. Dit heeft echter nog geen negatieve gevolgen voor de aantallen omdat de soort nog kan uitwijken naar onbeweide delen.</li> </ul>
	<p>positief</p> 	<p>positiever dan landelijk, recent duidelijke afname</p>	<p>broedvogel van halfopen, droge of vochtige moerasvegetaties, zoekt vooral op de bodem zijn voedsel</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>➤ soort profiteert van open karakter op beweide platen (paden-netwerk),</li> <li>➤ inundatie vertraagt successie en bevordert mozaïek structuur in rietvelden.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>➤ op basis van lopende monitoring (pq- en grondwatermeetnet) blijkt geen toename van inundatie</li> <li>➤ lopende monitoring wijst uit dat soort profiteert van beweiding met grote grazers.</li> </ul>

Figuur 8-2 – (deze en volgende bladzijde) Toepassing van het beslisschema uit de Hand aan de Kraan systematiek voor vogels van rietvegetaties. Van links naar rechts wordt eerst een bespiegeling gedaan van de aantallen in het Lauwersmeer en landelijke aantalsontwikkelingen, daarna worden de gebiedsfuncties in het licht van ecologische behoeftes van de soort gezet en daarna voor de factoren beweiding en toename van de inundatiefrequentie een ecologische effectbeoordeling gegeven.

Vogels van de rietvegetatie	Trend NL	Trend Lauwersmeer	Ecologische behoeftes en proxy's voor draagkracht	Effecten van gebiedsverandering door lokale ontwikkeling van vegetatie en inundatiepatroon	Gemeten verandering van voor de soort relevante factoren (met specifieke aandacht voor effect diepe bodemdaling)
	positief 	stabiel (negatiever dan landelijk)	soort van droog tot vochtig rietland; Heeft maximum-dichtheid in delen die regelmatig, maar niet jaarlijks geïnundeerd raken; Op delen die wel jaarlijks geïnundeerd raken is de dichtheid lager.	<ul style="list-style-type: none"> <li>➤ beweiding met aantasting gesloten rietvegetatie is negatief voor de aantalsontwikkeling.</li> <li>➤ toename van inundatie frequentie verkleint draagkracht van het gebied</li> <li>➤ opschuiven van soort verwacht op moment dat platen natter worden; op hogere platen echter beperking door uitbreiding struweel</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>➤ op basis van lopende monitoring (pq- en grondwatermeetnet) blijkt geen toename van inundatie</li> <li>➤ lopende monitoring duidt op aantasting van de gesloten rietvelden door de beweiding.</li> </ul>
	negatief 	negatief; broedpopulatie onder instandhoudingsdoel	kwetsbaar voor predatie door grondpredatoren; mijd daarom gefragmenteerde rietvegetaties om te broeden; foerageert later in het broedseizoen vooral op muizen; foerageert op de lagere plaatdelen in licht gefragmenteerde rietvegetaties met geen of weinig wilgenopslag	<ul style="list-style-type: none"> <li>➤ komt door toenemende versnippering van rietvegetaties op bewaide platen alleen nog tot broeden op onbewaide platen en in moerasontwikkeling;</li> <li>➤ verbossing van rietvegetaties door natuurlijke successie is negatief voor de soort</li> <li>➤ inundatie van platen zorgt voor lagere dichtheid grondpredatoren, dit is gunstig voor de broedfunctie</li> <li>➤ inundatie van de platen heeft negatief effect op het aanbod van woelmuizen; dit is negatief voor de foerageerfunctie</li> <li>➤ lichte fragmentatie rietvegetaties door beweiding positief voor bejaagbaarheid prooien</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>➤ lopende monitoring duidt op aantasting van het broedhabitat als gevolg van successie (struweel opslag) en fragmentatie van de rietvelden.</li> <li>➤ op basis van lopende monitoring (pq- en grondwatermeetnet) blijkt geen toename van inundatie</li> </ul>
	negatief	in winterhalfjaar meest algemene muizenetende roofvogel; winterpopulatie met grote fluctuaties	Gebruikt het gebied in de winter als slaappleaats, foerageert buiten broedseizoen vooral op muizen; foerageert bij voorkeur in licht gefragmenteerde rietvegetaties met geen of weinig wilgenopslag op middelhoge plaatdelen	<ul style="list-style-type: none"> <li>➤ lichte fragmentatie rietvegetaties door beweiding positief voor bejaagbaarheid prooien</li> <li>➤ toename wilgenopslag is ongunstig</li> <li>➤ negatief effect van inundatie op het aanbod van woelmuizen en daarmee op de foerageerfunctie</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>➤ op basis van lopende monitoring (pq- en grondwatermeetnet) blijkt geen toename van inundatie</li> </ul>



## 9. Literatuur

---

- Akaike, H. 1973. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. *Proceedings of the 2nd international symposium on information theory*, 267–281.
- Bakker, R., W. Bijkerk & R. Buijs 2015. Monitoring effecten bodemdaling in de Lauwersmeer. Achtste voortgangsrapportage (2014). A&W-rapport 2084. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Veenwouden.
- Bakker, R & P. de Hoop 2016. Vegetatie- en plantensoortenkartering Lauwersmeer 2015. A&W-rapport 2195. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden
- Bates D, M. Mächler, B. Bolker, S. Walker 2015. Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67 (1): 1–48. doi:10.18637/jss.v067.i01.
- Beemster, N., H.J. Drost, M.R. van Eerden 1989. Evaluatie van het beheer in het natuurgebied van het Lauwersmeer in de periode 1982-87. *Flevobericht* 303. Rijkswaterstaat, Directie Flevoland, Lelystad.
- Beemster, N. & C. Dijkstra 1991. Roofvogels in de Nederlandse wetlands: 1. Variaties in voedselaanbod: woelmuizen. Intern rapport 1991-21 lio. Rijkswaterstaat, Directie Flevoland, Lelystad.
- Beemster, N. 1994. Roofvogels in de Nederlandse wetlands: 3. Aantalsveranderingen van roofvogels en uilen in het Lauwersmeer in de periode 1969/70-1990/91. Intern Rapport 1994-2lio. Rijkswaterstaat, Directie Flevoland. Lelystad.
- Beemster, N. & S. van Rijn 1995. Roofvogels in de Nederlandse wetlands: 8. Variatie in jaagsucces van op Veldmuizen jagende roofvogels. Intern Rapport 1995-14 lio. Rijkswaterstaat, Directie IJsselmeergebied. Lelystad.
- Beemster, N. & J. Mulder 2002. De vossenproblematiek rond het Lauwersmeer, een verkenning. A&W-rapport 332, Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek bv, Veenwouden.
- Beemster N. & Bijkerk W. 2005. Natuurwaarden in het Lauwersmeergebied en mogelijke effecten van bodemdaling door gaswinning. A&W-rapport 703. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek bv, Feanwâlden.
- Beemster, N., R.M.G. van der Hut, B. Koks & C. Trierweiler. 2011. Foeragerende kiekendieven in en rondom de Oostvaardersplassen. Pilotonderzoek in 2010. A&W-rapport 1581. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek bv, Feanwâlden.
- Beemster, N. B. Koks, R. van der Hut & M. Postma. 2012. Foeragerende kiekendieven in en rondom de Oostvaardersplassen in 2011. A&W-rapport 1701. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek bv, Feanwâlden.
- Beemster, N. & J.T. Vulink 2013. The long-term influence of grazing by livestock on common vole and raptors in man-made wetlands in the Netherlands. *Lutra* 56: 5-21.
- Beemster, N. 2019. Box 2: Detailanalyse van de foerageerfunctie van het gebied voor Grauwe kiekendieven. In: Kleefstra, R., N. Beemster, W. Bijkerk, R. Bakker, M. Bekkema, R. Buijs, P. de Boer, B. Ens, C. Kampichler, J. Stahl 2019. Analyse van effecten van bodemdaling op vegetatie en vogels in het Lauwersmeer in 2018. SOVON-rapport 2019 / 24 / A&W-rapport 2552. SOVON Vogelonderzoek Nederland / Altenburg & Wymenga, Feanwâlden / Buijs Eco Consult, OudVossemeer.
- Beemster, N. & P. Wiersma 2020. Prooibesikbaarheid en broedveiligheid voor Grauwe kiekendief en Velduil in en rond Natura 2000-gebied Lauwersmeer. A&W-rapport 2521. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.
- Beemster, N. & R. Kleefstra 2022. Langjarige effecten van predatie op de ontwikkeling van de broedvogelbevolking in Natura 2000-gebied Lauwersmeer. A&W-rapport 20-479. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.
- Beemster, N. & R. Kleefstra 2022. De rol van de Vos en andere predatoren op de ontwikkeling van op de grond broedende vogels in het Lauwersmeer. A&W-rapport 20-479. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.
- Beheereenheid Lauwersmeer, Wad & Hogeland 2021. Begrazingsbeheer in het Lauwersmeer. Staatsbosbeheer, De Rug 1/A, Lauwersoog.

- Bijkerk, W., R. Bakker & R. Buijs 2008. Monitoring effecten bodemdaling in de Lauwersmeer. Eerste voortgangsrapportage (2007/2008). A&W-rapport 1123. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Veenwouden.
- Bijkerk, W., R. Bakker & R. Buijs 2013. Monitoring effecten bodemdaling in de Lauwersmeer. Verslag monitoringsperiode 2007 t/m 2012. A&W-rapport 1885. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Veenwouden.
- Bijlsma, R.G. 2024. Trends, broedresultaten en voedsel van roofvogels in Nederland in 2023. De Takkeling 31 (1): 5-49.
- Boele A., Vergeer J.W., van Bruggen J., Goffin B., Kavelaars M., Louwe Kooijmans J., Koffijberg K., & van Kleunen A., Schoppers J., van Turnhout C. & Jansen D. 2023. Broedvogels in Nederland in 2022. Sovon-rapport 2023/40. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.
- Brongers, M., W. Bijkerk & N. Minnema 2023. Analyse en projectplan Gelte Herne. A&W-rapport 22093. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.
- Coops, H. & W. Bijkerk 2021. Evaluatie oevervegetatie Lauwersmeer. Rapportnr.: Scirpus210201. Scirpus Ecologisch advies, Weesp.
- Dijkstra, C., N. Beemster, M. Zijlstra, S. Daan & M. van Eerden 1995. Roofvogels in de Nederlandse wetlands. Flevobericht 303, Rijkswaterstaat Directie IJsselmeergebied, Lelystad.
- Dijkstra, C. & M. Zijlstra 1997. Reproduction of the Marsh harrier *Circus aeruginosus* in recent land reclamations in the Netherlands. *Ardea* 85: 37-50.
- Holtland J. & Hennekens S. 2020. Handleiding Iteratio 2, 2020. BIJ12, Utrecht.
- Hörnfeldt, B. 1978. Synchronous population fluctuations in voles, small game, owls and *Tularemia* in northern Sweden. *Oecologia* 32, 141-152.
- Jacob, J. 2003. The response of small mammal populations to flooding. *Mammalian Biology* 68: 102111.
- Kleefstra R., de Boer P. & Kampichler C. 2016. Broedvogelmonitoring in het Lauwersmeer in 2016. Sovon-rapport 2016/44. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.
- Kleefstra, R., R. Bakker, N. Beemster, W. Bijkerk, P. de Boer, B. Ens, C. Kampichler, J. Stahl 2018. Monitoring van effecten van bodemdaling op vegetatie, vogels en muizen in het Lauwersmeer in 2017. SOVON-rapport 2018 / 15 / A&W-rapport 2466. SOVON Vogelonderzoek Nederland / Altenburg & Wymenga, Feanwâlden / Buijs Eco Consult, Oud-Vossemeer.
- Kleefstra, R., N. Beemster, W. Bijkerk, R. Bakker, M. Bekkema, R. Buijs, P. de Boer, B. Ens, C. Kampichler, J. Stahl 2019. Analyse van effecten van bodemdaling op vegetatie en vogels in het Lauwersmeer in 2018. SOVON-rapport 2019 / 24 / A&W-rapport 2552. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen / Altenburg & Wymenga, Feanwâlden.
- Kleefstra, R., N. Beemster, W. Bijkerk, R. Bakker, R. Buijs, P. de Boer, M. Bekkema, C. Kampichler, I. Kok, E. van de Zee & J. Stahl 2021. Analyse van de effecten van bodemdaling door gaswinning op hydrologie, vegetatie en vogels in het Lauwersmeer in 2020. SOVON-rapport 2020 / 27 / A&W-rapport 20-261. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen / Altenburg & Wymenga, Feanwâlden.
- Kleefstra R., Beemster N., Bijkerk W., Terpstra M., Buijs R., de Boer P., Bekkema M., Kok I., Kampichler C. & Stahl J. 2022. Analyse van de effecten van bodemdaling op hydrologie, vegetatie, muizen en vogels in het Lauwersmeer in 2021. Sovon-rapport 2022/34 / A&W-rapport 21-180, Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen/ Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek bv., Feanwâlden.
- Kleefstra R., Beemster N., Bijkerk W., Terpstra M., Buijs R., de Boer P., Bekkema M., Kappers, E., Van Manen, W. & Stahl J. 2023. Analyse van de effecten van bodemdaling op hydrologie, vegetatie, muizen en vogels in het Lauwersmeer in 2022. Sovon-rapport 2023/26. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen en A&W-rapport 22-198. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen/ Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek bv., Feanwâlden.
- Lehsten, D., J.R. von Asmuth & M. Kleyer 2011. Simulation of Water Level Fluctuations in Kettle Holes Using a Time Series Model. *Wetlands* 31(3):511-520.
- NAM 2007. Winning Waddengas vanaf de locaties Moddergat, Lauwersoog en Vierhuizen. Monitoringsprogramma 2007 – 2012. NAM documentnr. EP20070101533. NAM, Assen.

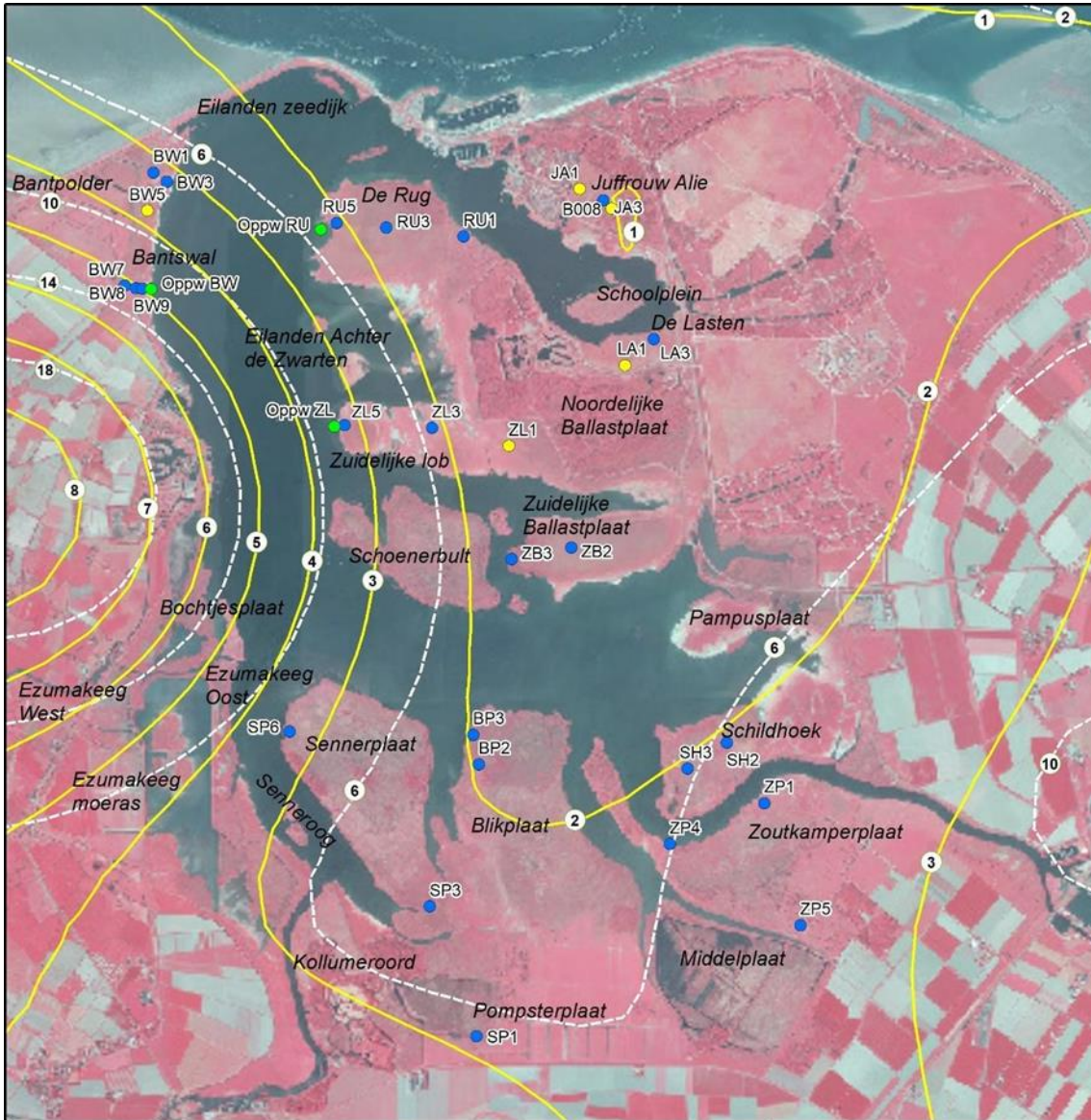
- NAM 2020a. Gaswinning vanaf de locaties Moddergat, Lauwersoog en Vierhuizen. Resultaten uitvoering meet- en regelcyclus 2019. Nederlandse Aardolie Maatschappij, Assen.
- NAM 2020b. Bodemdaling door aardgaswinning in Groningen, Friesland en het noorden van Drenthe. Status rapport 2020 en Prognose tot het jaar 2080. Nederlandse Aardolie Maatschappij, Assen.
- NAM 2023. Gaswinning vanaf de locaties Moddergat, Lauwersoog en Vierhuizen. Resultaten uitvoering Meet- en regelcyclus 2022. NAM documentnr. EP202303212588. NAM, Assen.
- R Core Team 2023. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Sovon & CBS 2005. Trends van vogels in het Nederlandse Natura 2000 netwerk. Sovoninformatierapport 2005/09. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- Van Boekel, W. & M. Jansen 2022. Aantallen en dieet van overwinterende Blauwe kiekendieven op een slaapplaats in De Onlanden. *Limosa* 95 (3): 134-153.
- Van Deursen M., Cornelissen P. Vulink T. & Esselink P. 1993. Jaarrondbegrazing in de Lauwersmeer: zelfredzaamheid van grote grazers en effecten op de vegetatie. *De Levende Natuur* 94: 196-204.
- Van de Pol M, L. Bailey, N. McLean, L. Rijdsdijk, C. Lawson, L. Brouwer 2016. Identifying the best climatic predictors in ecology and evolution. *Methods in Ecology and Evolution*, 7, 1246–1257. doi:10.1111/2041-210X.12590.
- Veen K. van der, W. Bijkerk & M. Brongers 2005. De Vegetatie van de Lauwersmeer in 2004. A&W-rapport 572. Altenburg & Wymenga, ecologisch onderzoek bv, Veenwouden.
- Vergeer J.W., Boele A., van Bruggen J. & van Turnhout C. 2023. Handleiding Sovon Broedvogelmonitoring: Broedvogel Monitoring Project en kolonievogels. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.
- Von Asmuth, J.R., K. Maas en M. Knotters 2005. Handleiding Menyanthes versie 1.6. Kiwa projectnr. 305547050, KIWA water research, Nieuwegein.
- Wijnhoven, S. van, G. van der Velde, R.S.E.W. Leuven & A.J.M. Smits 2005. Flooding ecology of voles, mice and shrews: importance of geomorphological and vegetational heterogeneity in river floodplains. *Acta Theriologica* 50 (4): 453-472.
- Wijnhoven, S. van, G. van der Velde, R.S.E.W. Leuven & A.J.M. Smits 2006. Modelling recolonisation of heterogeneous river floodplains by small mammals. *Hydrobiologica* 565: 135-152.
- Wymenga, E., J. Latour, N. Beemster, D. Bos, N. Bosma, J. Haverkamp, R. Hendriks, G.J. Roerink, G.J. Kasper, J. Roelsma, S. Scholten, P. Wiersma & E. van der Zee 2016. Terugkerende muizenplagen in Nederland. Inventarisatie, sturende factoren en beheersing. A&W-rapport 2123. Altenburg & Wymenga bv, Alterra Wageningen UR, Livestock Research Wageningen, Wetterskip Fryslân, Stichting Werkgroep Grauwe Kiekendief. Feanwâlden.
- Wymenga, E., N. Beemster, D. Bos, M. Bekkema, E. van der Zee 2022. Recurring outbreaks of common vole (*Microtus arvalis*) in grasslands in the low-lying parts of the Netherlands. *Lutra* 64 (2): 81-102.

## Bijlage 1 Maaiveldhoogte bij permanent kwadraten

Per meetjaar is de gemiddelde maaiveldhoogte bij de pq' s weergegeven (in m NAP). De vetgedrukte pq-nummers hebben een significante verandering van maaiveldhoogte.

	pqnr	2008	2012	2019	2020	2021	2022	2023
Bantswal	BW1N	0,35	0,34					
	BW1Z	0,30	0,31					
	<b>BW2N</b>	0,16	0,14	0,17	0,12	0,07	0,11	0,12
	BW2Z	0,17	0,15	0,16	0,14	0,10	0,12	0,14
	BW3N	-0,43	-0,44					
	BW3Z	-0,44	-0,44					
	BW4N	-0,03	-0,02	-0,05	-0,06	-0,08	-0,08	-0,01
	<b>BW4Z</b>	-0,04	-0,04	-0,06	-0,09	-0,11	-0,10	-0,06
	<b>BW5N</b>	-0,20	-0,21	-0,22	-0,22	-0,26	-0,27	-0,22
	BW5Z	-0,27	-0,28	-0,26	-0,29	-0,30	-0,30	-0,27
	BW6N		-0,52	-0,41	-0,58			
	BW6Z		-0,52	-0,45	-0,56	-0,58		-0,74
	BW7N	1,66	1,63					
	BW7Z	1,72	1,69					
	BW8N	-0,14	-0,13					
	BW8Z	-0,15	-0,15					
	BW9N	-0,56	-0,56					
	BW9Z	-0,54	-0,53					
	BW10N		-0,72	-0,79	-0,77	-0,74		
	BW10Z		-0,71	-0,79	-0,76	-0,74		
<b>BW11N</b>	0,06	0,03	0,05	0,03	0,02	0,04	0,04	
<b>BW11Z</b>	0,04	0,01	0,03	0,00	-0,01	0,02	0,02	
<b>BW12N</b>	0,21	0,18	0,20	0,17	0,17	0,17	0,17	
<b>BW12Z</b>	0,22	0,16	0,21	0,17	0,16	0,14	0,14	
BW13N	-0,11	-0,09	-0,10	-0,15	-0,15	-0,12		
<b>BW13Z</b>	-0,11	-0,11	-0,12	-0,16	-0,17	-0,15		
BW14N	-0,46	-0,42	-0,47	-0,45	-0,46	-0,43		
BW14Z	-0,43	-0,41	-0,45	-0,48	-0,48	-0,45		
<b>BW15N</b>	-0,08	-0,13	-0,15	-0,20	-0,19	-0,16		
<b>BW15Z</b>	-0,14	-0,16	-0,19	-0,23	-0,22	-0,20		
<b>BW16N</b>	-0,53	-0,55	-0,60	-0,64	-0,61	-0,62		
<b>BW16Z</b>	-0,56	-0,55	-0,60	-0,63	-0,62	-0,60		
<b>BW17N</b>	0,39	0,34	0,37	0,37	0,34	0,36		
BW17Z	0,24	0,17	0,20	0,19	0,18	0,19		
BW18N	0,08	0,11	0,08	0,08	0,07	0,08		
BW18Z	0,11	0,13	0,10	0,10	0,09	0,08		
<b>BW19N</b>		1,70	1,68	1,64	1,63	1,65		
<b>BW19Z</b>		1,81	1,79	1,75	1,74	1,76		
<b>BW20N</b>			-0,42	-0,49	-0,50	-0,50	-0,47	
BW20Z			-0,43	-0,49	-0,48	-0,49	-0,43	
Juf. Alle	JA1O	-0,46	-0,48	-0,48	-0,44	-0,48	-0,48	-0,47
	JA1W	-0,45	-0,48	-0,46	-0,43	-0,44	-0,48	-0,46
	JA2O	-0,41	-0,44	-0,43	-0,37	-0,41	-0,42	-0,41
	JA2W	-0,42	-0,46	-0,44	-0,37	-0,44	-0,42	-0,42
	JA3N	-0,43	-0,43	-0,42	-0,42	-0,43	-0,46	-0,43
	JA3Z	-0,42	-0,43	-0,41	-0,41	-0,41	-0,43	-0,43
De Lasten	<b>LA1O</b>	-0,33	-0,34	-0,40	-0,34	-0,39	-0,38	-0,34
	<b>LA1W</b>	-0,33	-0,33	-0,40	-0,35	-0,35	-0,37	-0,38
	LA2O	-0,39	-0,39	-0,45	-0,39	-0,38	-0,43	-0,39
	<b>LA2W</b>	-0,38	-0,39	-0,46	-0,41	-0,38	-0,42	-0,39
	LA3O	-0,68	-0,71	-0,72	-0,66	-0,68	-0,68	-0,67
	LA3W	-0,66	-0,64	-0,70	-0,67	-0,66	-0,66	-0,67
	<b>LA4O</b>	-0,35	-0,36	-0,40	-0,35	-0,38	-0,40	-0,37
	<b>LA4W</b>	-0,35	-0,35	-0,40	-0,35	-0,39	-0,40	-0,36
	LA5O		-0,41	-0,43	-0,39	-0,41	-0,39	-0,37
	LA5W		-0,41	-0,42	-0,38	-0,42	-0,42	-0,39
	LA6O		-0,39	-0,44	-0,40	-0,42	-0,40	-0,39
	LA6W		-0,39	-0,44	-0,37	-0,43	-0,43	-0,39
	De Rug	RU1N	-0,38	-0,34	-0,38	-0,37	-0,38	-0,37
RU1Z		-0,39	-0,37	-0,38	-0,41	-0,40	-0,45	
<b>RU2O</b>		0,14	0,19	0,17	0,18		0,17	
RU2W		0,16	0,19	0,19	0,16		0,15	
RU3N		0,12	0,15	0,16	0,13	0,10	0,12	0,14
RU3Z		0,12	0,16	0,16	0,13	0,12	0,12	0,13
RU4N		0,06	0,09	0,08	0,08	0,00	0,02	0,06
<b>RU4Z</b>		0,05	0,10	0,08	0,06	0,00	0,01	0,06
<b>RU5N</b>		-0,26	-0,25	-0,29	-0,27	-0,29	-0,28	-0,31
<b>RU5Z</b>		-0,27	-0,24	-0,28	-0,27	-0,30	-0,25	-0,33
<b>RU6N</b>	-0,38	-0,32	-0,32	-0,34	-0,35	-0,30	-0,31	
<b>RU6Z</b>		-0,31	-0,27	-0,27	-0,32	-0,29	-0,28	
RU7N		0,22	0,20	0,17	0,18	0,22	0,20	
<b>RU7Z</b>		0,22	0,19	0,16	0,16	0,21	0,20	
<b>RU8N</b>		-0,11	-0,15	-0,14	-0,17	-0,17	-0,15	
<b>RU8Z</b>		-0,11	-0,16	-0,14	-0,18	-0,15	-0,15	
RU9O		-0,36	-0,32	-0,35	-0,38	-0,37	-0,37	
RU9W		-0,35	-0,32	-0,36	-0,37	-0,39	-0,36	
RU10N		-0,36	-0,40	-0,44	-0,43	-0,31	-0,41	
RU10Z		-0,33	-0,38	-0,41	-0,44	-0,34	-0,40	
Zuidelijke lbb	ZL1N	-0,42	-0,46	-0,42	-0,46	-0,51	-0,46	-0,43
	<b>ZL1Z</b>	-0,42	-0,47	-0,44	-0,48	-0,52	-0,49	-0,42
	ZL2N	-0,72	-0,69	-0,72	-0,73	-0,75	-0,70	-0,69
	ZL2Z	-0,66	-0,66	-0,65	-0,65	-0,54	-0,70	-0,66
	ZL3N	-0,66	-0,70					
	ZL3Z	-0,64	-0,70					
	<b>ZL4N</b>	-0,76	-0,78	-0,72	-0,75	-0,75	-0,66	-0,70
	<b>ZL4Z</b>	-0,76	-0,77	-0,69	-0,75	-0,74	-0,70	-0,69
	ZL5N	-0,44	-0,45					
	ZL5Z	-0,45	-0,46					
	ZL6N		-0,72	-0,70	-0,71	-0,73	-0,71	-0,69
	ZL6Z		-0,67	-0,65	-0,65	-0,68	-0,66	-0,65
	<b>ZL7N</b>	-0,44	-0,47	-0,49	-0,56	-0,51	-0,49	
<b>ZL7Z</b>	-0,43	-0,43	-0,46	-0,54	-0,49	-0,45		
<b>ZL8N</b>	-0,44	-0,43	-0,49	-0,53	-0,47	-0,46		
<b>ZL8Z</b>	-0,44	-0,43	-0,48	-0,51	-0,49	-0,48		
ZL9N	-0,45	-0,43	-0,45	-0,53	-0,46	-0,41		
ZL9Z	-0,42	-0,43	-0,44	-0,53	-0,46	-0,42		
Zuid. Ballast-pleat	<b>ZB1</b>			-0,08		-0,06	-0,10	-0,12
	ZB2			-0,17		-0,18	-0,17	-0,16
	ZB3			-0,10		-0,18	-0,12	-0,14
Schild-hoek	<b>SH1</b>			-0,42	-0,44	-0,48	-0,48	-0,44
	<b>SH2</b>			-0,12	-0,16	-0,19	-0,18	-0,18
	SH3			-0,31	-0,23	-0,33	-0,34	-0,30
Zoutkamper-pleat	ZP1			-0,49	-0,49	-0,54	-0,53	-0,51
	ZP2			-0,02	-0,04	-0,08	-0,04	-0,07
	ZP3			0,20	0,19	0,22	0,19	0,19
	ZP4			-0,56	-0,54	-0,57	-0,61	-0,55
	ZP5			-0,04	-0,05	-0,05	-0,07	-0,08
Blik-pleat	<b>BP1</b>			-0,36	-0,36	-0,39	-0,45	-0,40
	<b>BP2</b>			-0,48	-0,50	-0,55	-0,52	-0,52
	BP3			-0,71	-0,70	-0,77	-0,74	-0,69
Semmerpleat	SP1			0,00		-0,04	-0,06	-0,05
	SP2			-0,38	-0,41	-0,43	-0,40	-0,39
	SP3			-0,76	-0,75	-0,73	-0,74	-0,74
	SP4			-0,55	-0,51	-0,53	-0,55	
	SP5			-0,15	-0,15	-0,16	-0,16	-0,16
	SP6			-0,64	-0,67	-0,65	-0,66	-0,61

## Bijlage 2 Locaties grond- en oppervlaktewatermeetpunten en gemodelleerde bodemdaling



### Locaties grondwaterbuizen Lauwersmeer en gemodelleerde bodemdaling

#### grondwaterbuizen

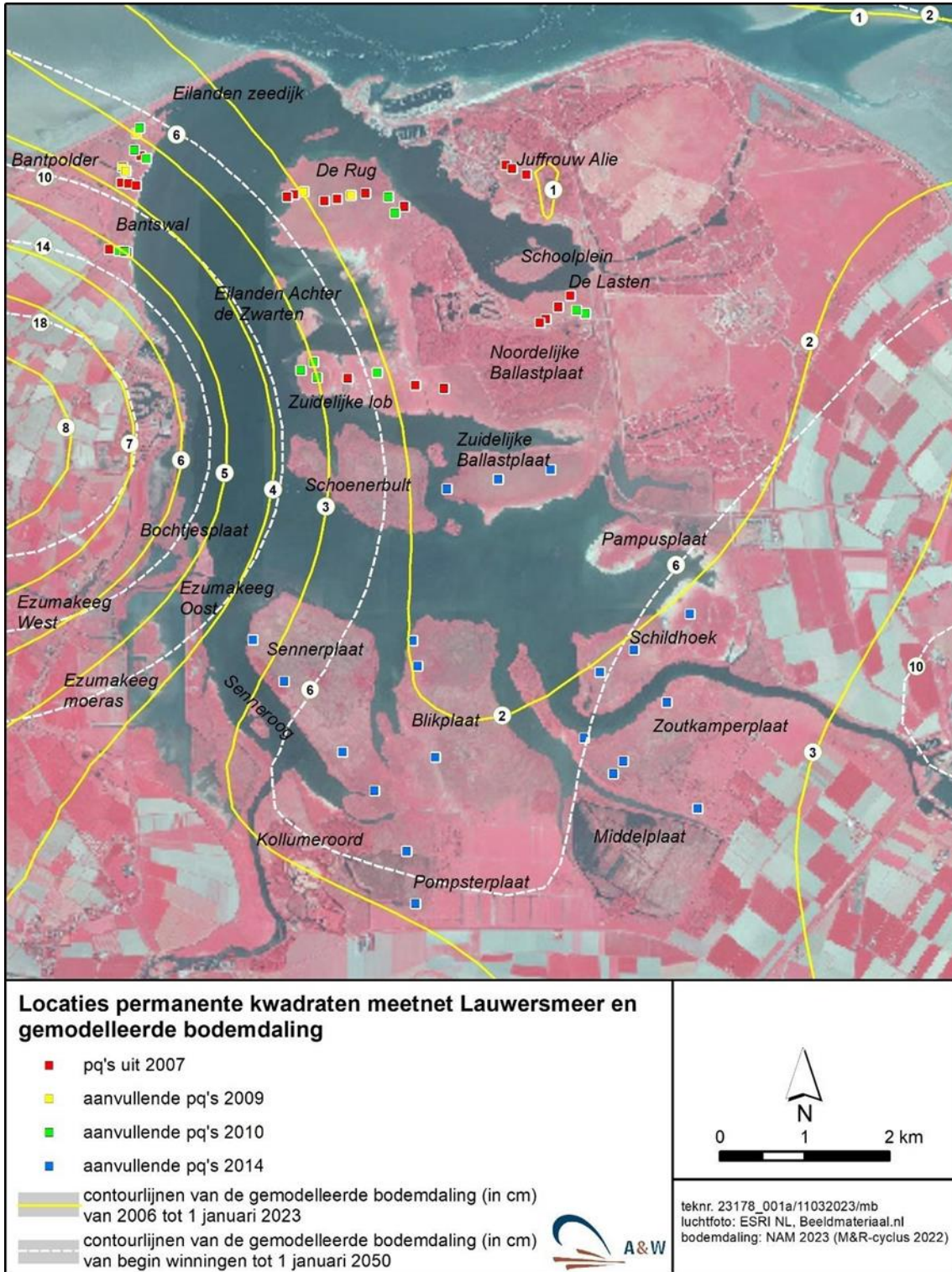
- peilbuis Altenburg en
- peilbuis Staatsbosbeheer
- peilschaal Altenburg en
- contourlijnen van de gemodelleerde bodemdaling (in cm) van 2006 tot 1 januari 2023
- contourlijnen van de gemodelleerde bodemdaling (in cm) van begin winningen tot 1 januari 2050



teknr. 23178\_002a/11032023/mb  
 luchtfoto: ESRI NL, Beeldmateriaal.nl  
 bodemdaling: NAM 2023 (M&R-cyclus 2022)



## Bijlage 3 Locaties permanente kwadraten (PQ's) en gemodelleerde bodemdaling



## **Bijlage 4 Vegetatieopnamen 2023**

---

*Digitale bijlage 'Bijlage 4\_Vegetatieopnamen2022.pdf'*

## Bijlage 5 Waterpeilen Lauwersmeer op de teldagen voor roofvogels

---

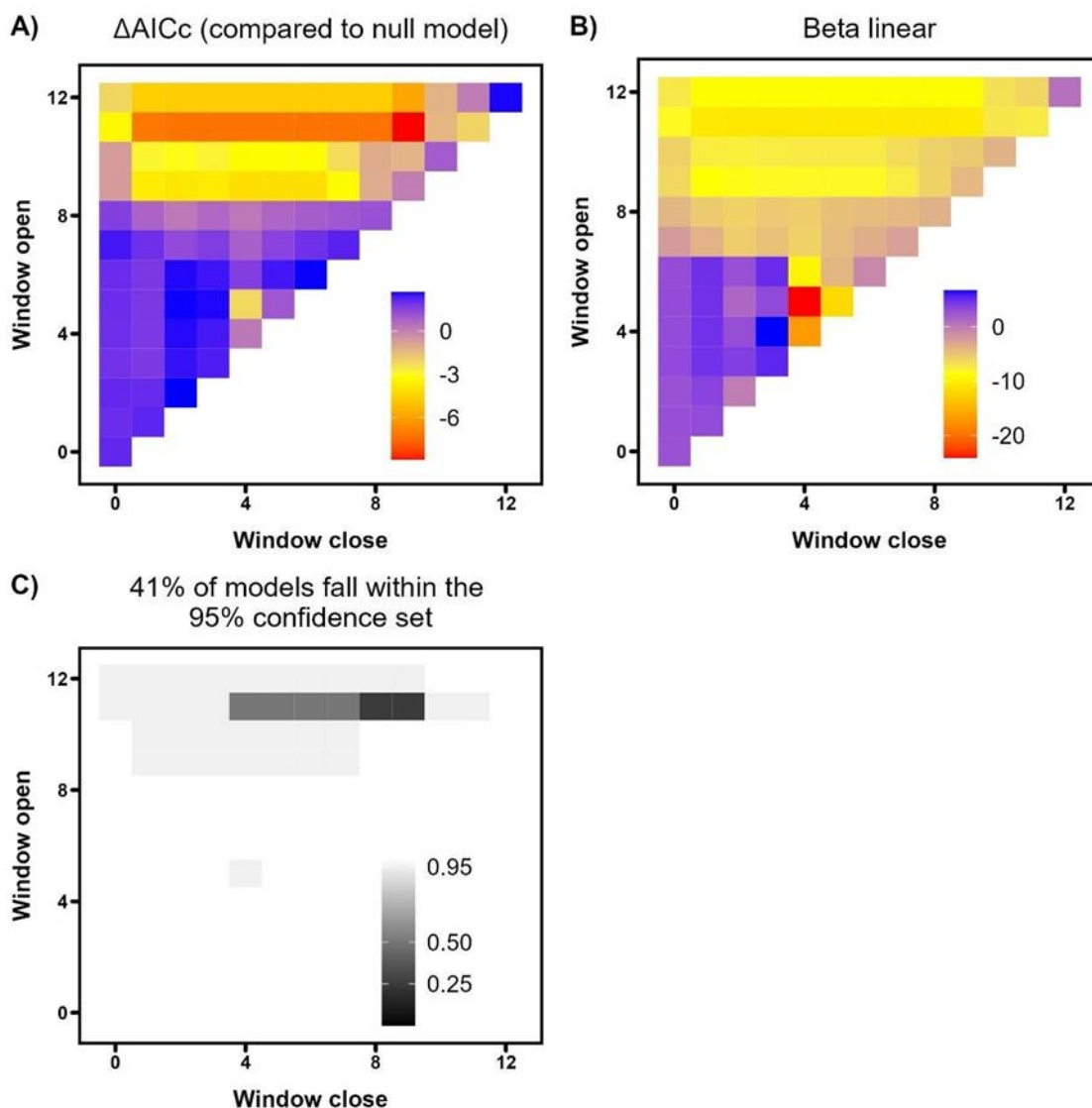
Weergegeven is het waterpeil in het Lauwersmeer op de teldag zelf en het maximum waterpeil in de periode vanaf 1 juli tot aan de teldag. Locatie R.J. Cleveringsluizen, Lauwersoog. Op 16-1-2023 vond het hoogste waterpeil in de winter 2022/2023 dus op een teldag plaats.

Teldag	Waterpeil op teldag (in m NAP)	Maximum waterpeil in periode vanaf 1 juli tot aan teldag (in m NAP)
16-1-2023	-0,09	-0,09
13-2-2023	-0,94	-0,09
13-3-2023	-0,69	-0,09
24-4-2023	-0,83	-0,09
22-5-2023	-0,89	-0,09
19-6-2023	-0,84	-0,09
24-7-2023	-0,86	-0,79
21-8-2023	-0,83	-0,66
18-9-2023	-0,92	-0,66
16-10-2023	-0,50	-0,50
20-11-2023	-0,38	-0,14
18-12-2023	-0,63	-0,14



## Bijlage 6 Climwin waterpeil 1983-2001 Schildhoek

A) Relatieve prestatie van modellen waarmee het aantal gevangen Veldmuizen wordt geschat op basis van het maximale dagelijkse waterpeil gedurende verschillende periodes in het jaar. De x-as geeft het begin, en de y-as het einde van de periode waarbinnen het maximale waterpeil is berekend, uitgedrukt als het aantal maanden voorafgaande aan de muizenmonitoring (ca. 20 oktober). Kleuren geven de relatieve AICc waarden ten opzichte van het nulmodel zonder waterpeilgegevens, waarbij lage waarden een betere modelprestatie indiceren. B) effect van het gemiddelde dagelijkse waterpeil gedurende de verschillende periodes in het jaar op het aantal gevangen Veldmuizen in oktober, C) relatieve prestatie van de modellen op basis van model weight.



## Bijlage 7 Modelselectie vangsten Veldmuis en Aardmuis 20152023

Modelselectie op basis van AICc waarden voor verschillende modellen voor het aantal vangsten van Veldmuis en Aardmuis in relatie tot het maximum waterpeil ten opzichte van de maaiveldhoogte in de voorgaande winter en zichtbaarheid van de bodem (lineair en kwadratisch effect), op basis van vangsten uit 10 muizenraaien in het hoogwatergebied in de periode 2015-2023. Modellen zijn gerangschikt op basis van AICc waarden. De modellen binnen 2 AICc van het best presterende model (vetgedrukt) worden als even waarschijnlijk beschouwd.

### Veldmuis

	K	AICc	Delta_AICc	AICcWt	Cum.Wt	LL
<b>Waterpeil + Zichtbaarheid</b>	7	253.18	0.00	0.28	0.28	-118.81
<b>Null model</b>	5	253.33	0.15	0.26	0.54	-121.26
<b>Zichtbaarheid</b>	6	254.25	1.07	0.17	0.71	-120.55
<b>Waterpeil</b>	6	254.76	1.58	0.13	0.84	-120.81
Waterpeil + Zichtbaarheid (squared)	8	255.27	2.08	0.10	0.94	-118.62
Zichtbaarheid (squared)	7	256.23	3.05	0.06	1.00	-120.34

### Aardmuis

	K	AICc	Delta_AICc	AICcWt	Cum.Wt	LL
<b>Waterpeil + Zichtbaarheid</b>	7	270.49	0.00	0.47	0.47	-127.47
<b>Waterpeil</b>	6	271.71	1.22	0.25	0.72	-129.28
Waterpeil + Zichtbaarheid (squared)	8	272.91	2.41	0.14	0.86	-127.44
Null model	5	273.70	3.21	0.09	0.96	-131.45
Zichtbaarheid	6	276.02	5.52	0.03	0.99	-131.43
Zichtbaarheid (squared)	7	277.67	7.18	0.01	1.00	-131.06

## Bijlage 8 Resultaten muizencensus 2023

Overzicht van het totaal aantal gevangen muizen per soort per muizenraai in het Lauwersmeer in oktober 2023. Voor de ligging van de muizenraaien zie figuur 7.10.

Muizenraai	Vangsten totaal 2023							totaal
	Veldmuis	Aardmuis	Bospits	Waterspits	Dwergspits	Bosmuis	Dwergmuis	
Pampusplaat 1	0	0	0	0	0	0	0	0
Pampusplaat 2	0	0	0	0	0	0	0	0
Schildhoek 1	0	3	8	0	3	0	15	29
Schildhoek 2	0	1	0	0	0	0	7	8
Z. Ballastplaat 1	3	9	1	0	1	0	6	20
Z. Ballastplaat 2	0	20	7	0	7	0	1	35
Zuidelijke Lob 1	1	2	3	0	0	0	9	15
Zuidelijke Lob 2	0	3	1	0	3	0	5	12
Rug 1	0							29
Rug 2	0	15	5	0	8	0	1	29
Totaal	4	80	26	0	23	0	44	177

Overzicht van het aantal individuele vangsten van woelmuizen (Veldmuis, Aardmuis, totaal) en de muizenindex (Veldmuis, Aardmuis, totaal) per muizenraai in het Lauwersmeer in oktober 2023. Voor de ligging van de muizenraaien zie figuur 7.10.

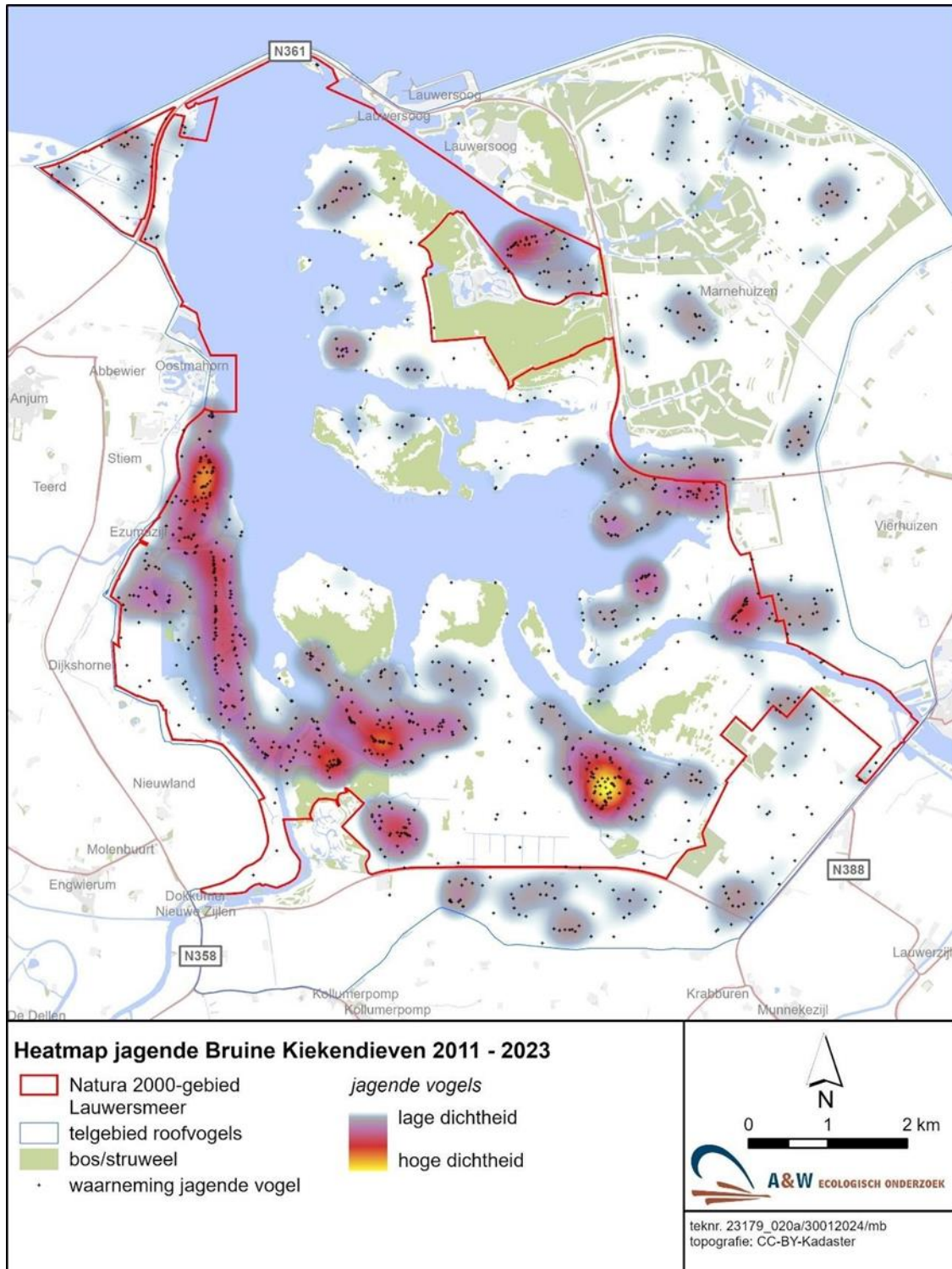
Muizenraai	Individuele vangsten 2023			Individuele muizenindex 2023		
	Veldmuis	Aardmuis	Eindtotaal	Veldmuis	Aardmuis	Eindtotaal
Pampusplaat 1	0	0	0	0,0	0,0	0,0
Pampusplaat 2	0	0	0	0,0	0,0	0,0
Schildhoek 1	0	2	2	0,0	3,3	3,3
Schildhoek 2	0	1	1	0,0	1,7	1,7
Z. Ballastplaat 1	2	4	6	3,3	6,7	10,0
Z. Ballastplaat 2	0	10	10	0,0	16,7	16,7
Zuidelijke Lob 1	1	1	2	1,7	1,7	3,3
Zuidelijke Lob 2	0	2	2	0,0	3,3	3,3
Rug 1	0	13	13	0,0	21,7	21,7
Rug 2	0	10	10	0,0	16,7	16,7
Eindtotaal	3	43	46	0,5	7,2	7,7

## Bijlage 9 Vegetatiemetingen in muizenraaien in 2023

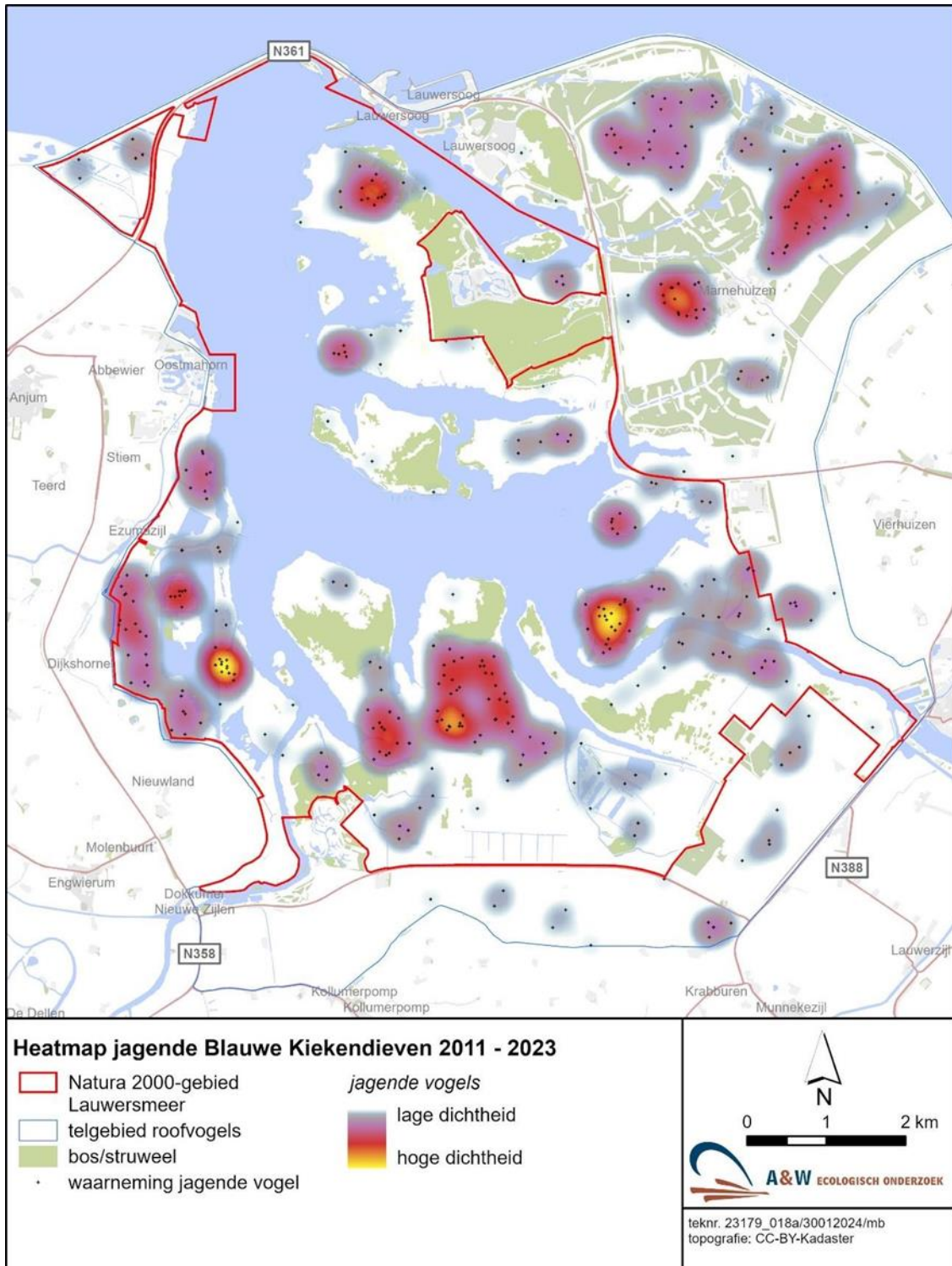
Samenvatting van vegetatiemetingen (gemiddeldes) in muizenraaien in oktober 2023.

Locatie	vegetatiehoogte (cm)	vegetatiebedekking (%)	bedekking houtigen (%)	rietstengellengte (cm)
Ppl. 1	27	89	0	58
Ppl. 2	19	90	0	51
SH 1	54	89	6	116
SH 2	73	90	6	130
ZBP 1	70	91	79	64
ZBP 2	61	87	80	70
Zlob 1	43	88	47	42
Zlob 2	33	88	44	49
Rug 1	39	76	21	52
Rug 2	38	88	34	56

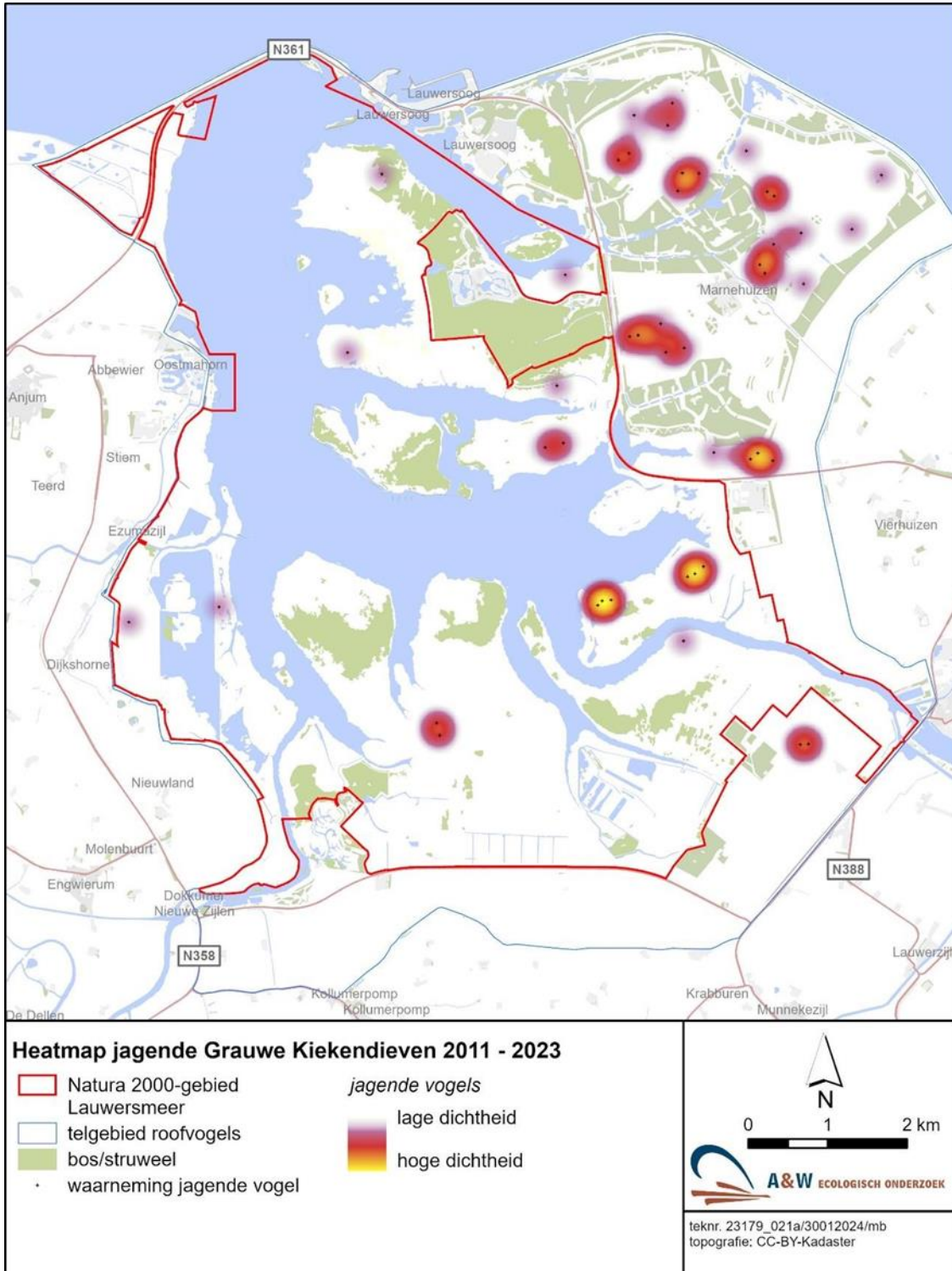
## Bijlage 10 Heatmap jagende Bruine kiekendieven in de periode juli 2011 - december 2023.



## Bijlage 11 Heatmap jagende Blauwe kiekendieven in de periode juli 2011 - december 2023

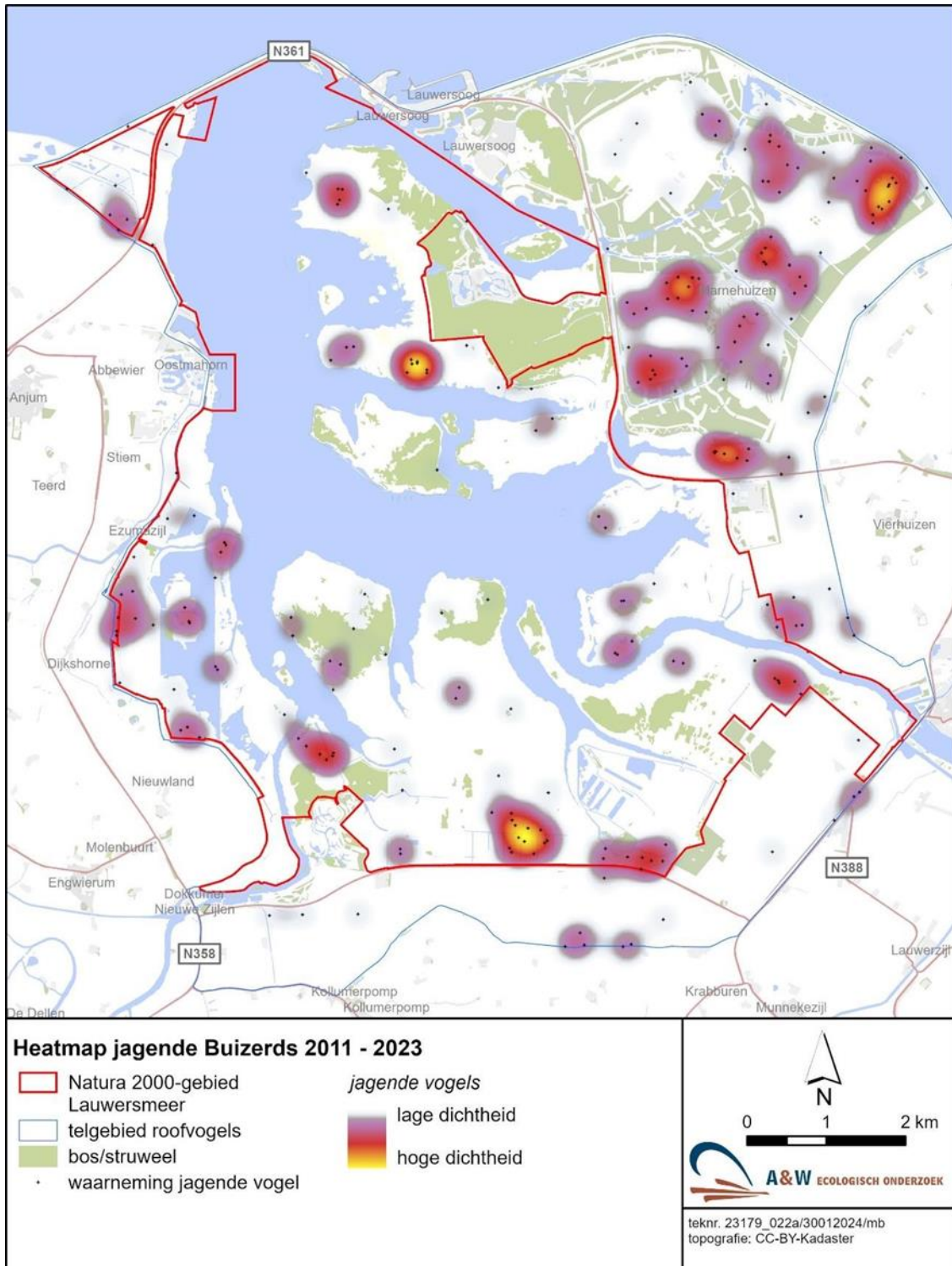


## Bijlage 12 Heatmap jagende Grauwe kiekendieven in de periode juli 2011 - december 2023

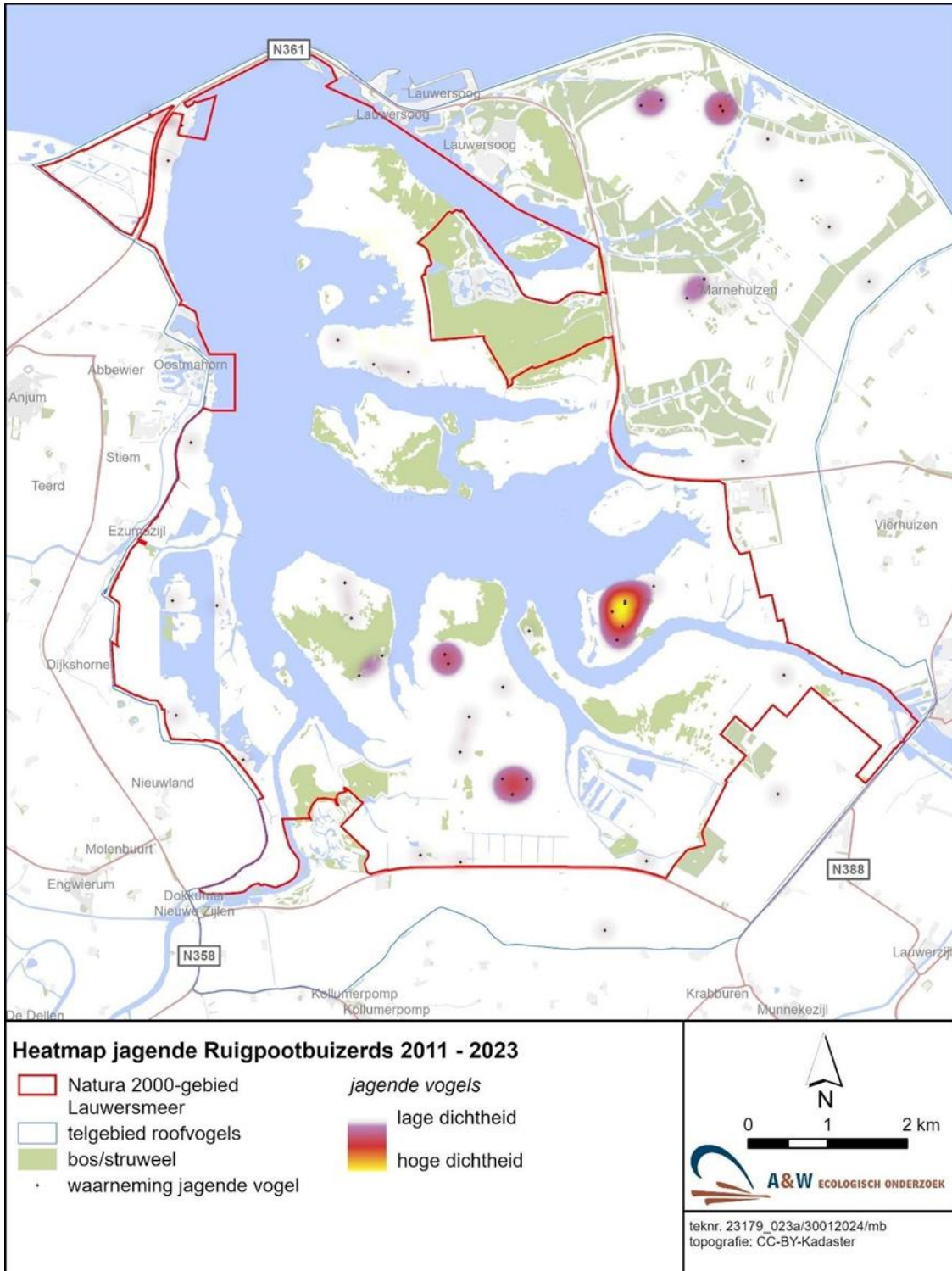




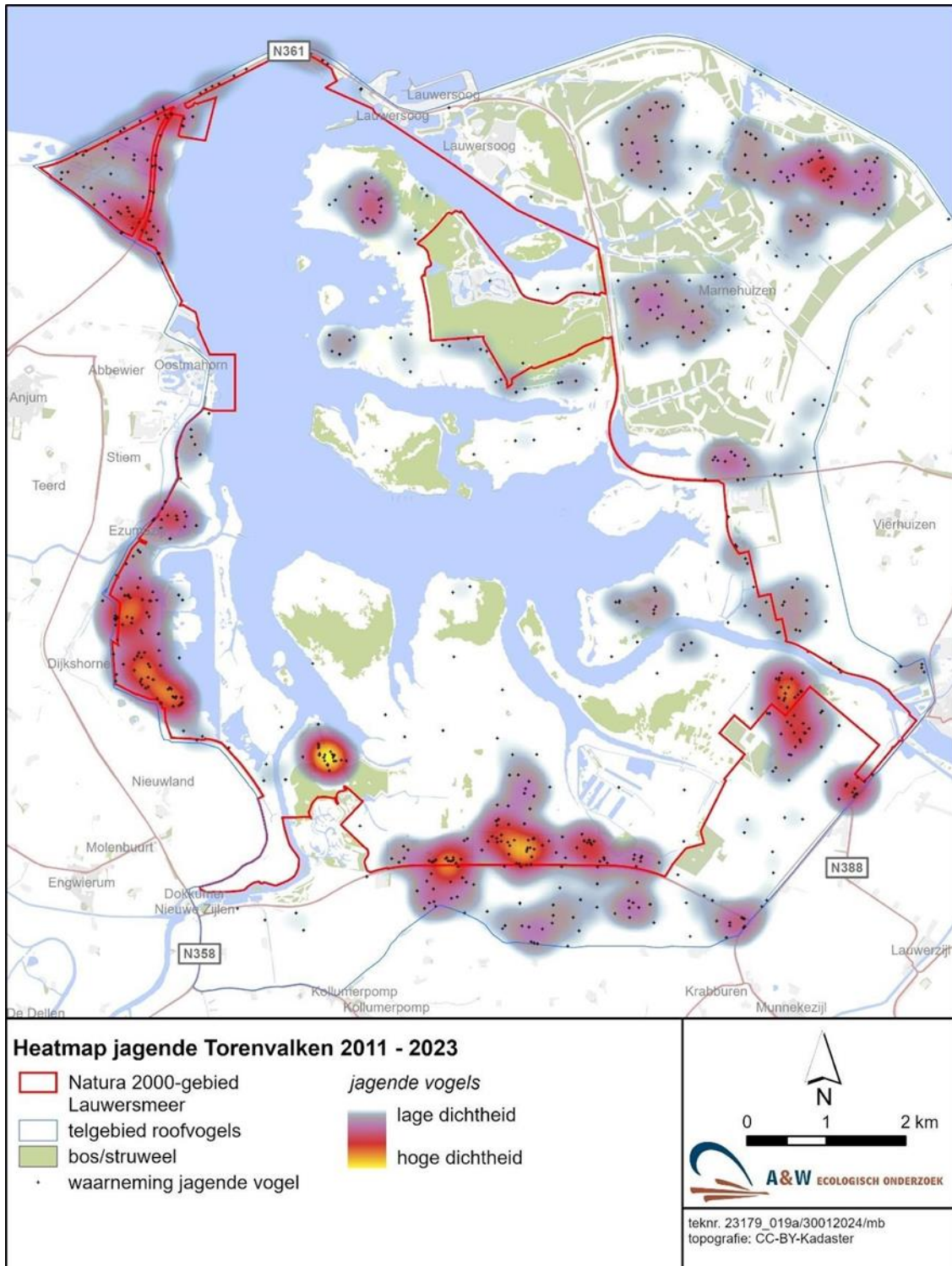
## Bijlage 13 Heatmap jagende Buizerds in de periode juli 2011 - december 2023



## Bijlage 14 Heatmap jagende Ruigpootbuizerds in de periode juli 2011 - december 2023




## Bijlage 15 Heatmap jagende Torenvalken in de periode juli 2011 - december 2023



## Bijlage 16 GLMM maximum waterpeil in voorgaande winter en aantal foeragerende roofvogels in broedseizoen

Modeluitkomsten voor de GLMM van het aantal waarnemingen van foeragerende Grauwe kiekendieven, Bruine kiekendieven en Torenavalken in het hoogwatergebied in het broedseizoen (maanden april-augustus) in relatie tot het maximum waterpeil in de boezem in de voorgaande winter (locatie Lauwersoog). Voor de Torenavalk zijn locaties boven 0,25 m NAP, die nooit geïnundeerd raken, buiten beschouwing gelaten. De incidence rate ratio en bijbehorende betrouwbaarheidsinterval en significantie zijn weergegeven ten opzichte van de geschatte parameters voor Bruine kiekendief.

<i>Predictors</i>	<b>Aantal individuen</b>		<i>p</i>
	<i>Incidence Ratios</i>	<i>Rate CI</i>	
(Intercept)	6.11	4.98 – 7.50	<b>&lt;0.001</b>
max peil	0.41	0.20 – 0.84	<b>0.015</b>
soort [Grauwe kiekendief]	0.01	0.00 – 0.04	<b>&lt;0.001</b>
soort [Torenavalk]	0.05	0.03 – 0.10	<b>&lt;0.001</b>
max peil × soort [Grauwe kiekendief]	0.00	0.00 – 0.28	<b>0.013</b>
max peil × soort [Torenavalk]	0.04	0.00 – 0.59	<b>0.019</b>
<b>Random Effects</b>			
$\sigma^2$	0.32		
T00 maand:jaar	0.00		
T00 jaar	0.00		
T00 maand	0.02		
N maand	5		
N jaar	12		
Observations	180		
Marginal R <sup>2</sup>	0.896		



**Adres Feanwâlden**

Suderwei 2  
9269 TZ Feanwâlden  
Telefoan 0511 47 47 64  
info@altwym.nl

**Adres Amsterdam**

Gebouw Matrix II  
Science Park 400/K1.05 t/m 1.07  
1098 XH Amsterdam

[www.altwym.nl](http://www.altwym.nl)