



Analyse van effecten van bodemdaling op hydrologie, vegetatie en vogels in het Lauwersmeer in 2019

Romke Kleefstra,
Nico Beemster,
Wout Bijkerk,
Ronald Bakker,
René Buijs,
Peter de Boer,
Marijke Bekkema,
Christian Kampichler
& Julia Stahl

Sovon-rapport 2020/22
A&W-rapport 19-347

Buijs



Altenburg & Wymenga



ECOLOGISCH ONDERZOEK

Analyse van de effecten van bodemdaling op hydrologie, vegetatie en vogels in het Lauwersmeer in 2019

Romke Kleefstra, Nico Beemster, Wout Bijkerk, Ronald Bakker, René Buijs, Peter de Boer, Marijke Bekkema, Christian Kampichler & Julia Stahl



Sovon-rapport 2020/22
A&W rapport 19-347
Dit rapport is samengesteld
in opdracht van de
Nederlandse Aardolie Maatschappij BV



Colofon

© SOVON Vogelonderzoek Nederland 2020 Altenburg & Wymenga 2020

Dit rapport is samengesteld in opdracht van de Nederlandse Aardolie Maatschappij BV

Illustratie omslag: Snor (27 april 2019, foto: Meino Zondervan), mosvegetatie op het 'Landje van Juffrouw Alie' (3 april 2019, foto: Romke Kleefstra), onbegraasd rietland van de Schoenerbult (7 mei 2019, foto: Romke Kleefstra); *ontwerp:* John van Betteray

Wijze van citeren: Kleefstra R., Beemster N., Bijkerk W., Bakker R., Buijs, R., de Boer P., Bekkema, M., Kampichler C. & Stahl J. 2020. Analyse van effecten van bodemdaling op hydrologie, vegetatie en vogels in het Lauwersmeer in 2019. Sovon-rapport 2020/22 en A&W-rapport 19-347. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen/ Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek bv., Feanwâlden.

ISSN: 2212-5027

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

Inhoud

Inhoud.....	1
Samenvatting.....	4
Dankwoord.....	7
1. Inleiding.....	8
1.1. Aanleiding.....	8
1.2. Doel en aanpak monitoring.....	8
1.3. Algemene ecologische ontwikkeling gebied.....	8
1.4. Begrazing.....	10
Begrazing.....	10
1.5. Bodemdaling Lauwersmeergebied.....	12
1.6. Leeswijzer.....	12
2. Methode – van monitoringdata tot effectketen-benadering.....	14
2.1 Effectketenbenadering voor het Lauwersmeer.....	14
2.1.1. Broedvogels.....	15
2.1.2. Slaapplaatsen.....	16
2.1.3. Niet-broedvogels.....	17
2.2. Beoordeling van ecologische effecten van gebiedsveranderingen.....	17
2.3. Verwachte effecten van gebiedsveranderingen op geselecteerde N2000 broedvogelsoorten.....	18
2.4. Methodebeschrijvingen monitoring en analyse.....	22
2.4.1. Maaiveldhoogte en veranderingen plaatranden.....	22
2.4.2. Grond- en oppervlaktewatermetingen.....	22
2.4.3. Vegetatiemetingen in de permanente kwadraten.....	23
2.4.4. Vegetatiemetingen in de muizenraaien.....	25
2.4.5. Padennetwerk van grote grazers in rietvegetaties.....	25
2.4.6. Broedvogelmonitoring.....	26
2.4.7. Muizenbemonstering.....	28
2.4.8. Metingen aan muizenetende roofvogels.....	31
3. Veranderingen in maaiveldhoogte en afkalving en aangroei plaatranden.....	32
3.1. Maaiveldhoogteveranderingen.....	32
3.1.1. Veranderingen van maaiveldhoogte in de permanente kwadraten.....	32
3.1.2. Veranderingen van maaiveldhoogte langs plaatranden.....	33
3.1.3. Maaiveldhoogtemetingen in muizenraaien.....	33
3.2. Afslag en aangroei van plaatranden.....	34
4. Landschapsecologische effecten, hydrologie en vegetatieveranderingen.....	36
4.1. Landschapsecologische effecten van bodemdaling.....	36

4.2. Hydrologie.....	37
4.2.1. Resultaten meetperiode 23 oktober 2007 – 31 december 2019.....	37
4.2.2. Weer en grondwaterstanden in 2019.....	38
4.2.3. Grondwaterstandskarakteristieken.....	39
4.2.4. Modelleren van de grondwaterstanden.....	40
4.3. Vegetatieveranderingen.....	42
4.3.1. Grootschalige structuurveranderingen tussen 2005 en 2018.....	42
4.3.2. Veranderingen in de pq's.....	45
4.4. Ontwikkeling van het padennetwerk in rietvegetaties.....	53
5. Broedvogels in relatie tot omgevingsveranderingen.....	56
5.1.1. Broedvogels in relatie tot beheer en veranderingen vegetatiestructuur.....	56
5.1.2. Veranderingen in rietvegetaties en broedvogels.....	56
5.1.3. Veranderingen in struweelopslag en broedvogels.....	58
5.1.4. Veranderingen in grazige terreindelen en broedvogels.....	59
6. Muizen en muizenetende roofvogels.....	62
6.1. Inleiding.....	62
6.2. Wat is er al bekend?.....	62
6.2.1. Muizen.....	62
6.2.2. Muizenetende roofvogels.....	63
6.3. Opzet van de monitoring.....	63
6.3.1. Doel en hypothese.....	63
6.3.2. Analyse.....	63
6.4. Resultaten.....	64
6.4.1. Weersomstandigheden.....	64
6.4.2. Waterpeilverloop in de boezem.....	64
6.4.3. Muizenaanbod.....	66
6.4.4. Muizenbeschikbaarheid voor roofvogels.....	67
6.4.5. Muizenetende roofvogels.....	72
6.4.6. Langjarige veranderingen in de foerageerkeuzes van de Grauwe kiekendief.....	84
6.4.7. Veranderingen in het foerageergebruik in relatie tot maaiveldhoogte en prooikeuze.....	86
7. Conclusies en synthese.....	89
7.1. Conclusies vanuit de metingen en analyses in 2019.....	89
7.1.1. Maaiveldmetingen.....	89
7.1.2. Afslag en aangroei van plaatranden.....	89
7.1.3. Grondwatermonitoring.....	89
7.1.4. Grootschalige veranderingen in vegetatiestructuur.....	89
7.1.5. Veranderingen in de permanente kwadraten.....	89

7.1.6. Toepasbaarheid ITERATIO	90
7.1.7. Padennetwerk in rietvegetaties	91
7.1.8. Broedvogels	91
7.1.9. Muizen en muizenetende roofvogels	92
7.2. Integratie en synthese.....	93
Literatuur	96
Bijlagen.....	98
Bijlage 1. Maaiveldhoogte en –veranderingen bij de pq’s.	98
Bijlage 2a. Maaiveldverandering langs plaatranden: Sedimentatie- en erosiebalken	101
Bijlage 2b. Maaiveldverandering langs plaatranden: Opslibbingsplaten	102
Bijlage 3. Vegetatiestructuurkaart 2018	103
Bijlage 4. Locaties permanente kwadraten en gemodelleerde bodemdaling.....	104
Bijlage 5. Veranderingen indicaties pq’s op kaart.	105
Bijlage 5a. Pionierkarakter.....	105
Bijlage 5b. Verrieting	106
Bijlage 5c. Verruiging.....	107
Bijlage 5d. Verstruiking.....	108
Bijlage 5e. Verzilting.....	109
Bijlage 5f. Vernatting	110
Bijlage 5g. Verzuring.....	111
Bijlage 5h. GvG ITERATIO	112
Bijlage 6. Vegetatieopnamen pq’s 2019	113
Bijlage 7. Padennetwerk zuidelijke platen 2005/2012/2018.....	114
Sennerplaat - geen vegetatiebeheer	114
Blikplaat - extensieve jaarrondbeweiding -	115
Zoutkamperplaat - intensieve jaarrondbeweiding	116
Schildhoek - seizoensbeweiding -	117
Bijlage 8. Waterpeilverloop Lauwersmeer 2014-2019.....	118
Bijlage 9. Waterpeilen Lauwersmeer op teldagen voor roofvogels in 2019	119
Bijlage 10. Resultaten muizencensus 2019.....	120
Bijlage 11. Vegetatiemetingen in muizenraaien in 2019.....	121

Samenvatting

Het Lauwersmeergebied staat onder invloed van bodemdaling als gevolg van gaswinning. In het kader van de gaswinning is een monitoringprogramma opgesteld waarin verschillende abiotische en biotische parameters worden gevolgd. Monitoring van veranderingen in vegetatie, hydrologie, broedvogels, roofvogels en muizen in het Lauwersmeer maken onderdeel uit van dit monitoringprogramma. De resultaten van het langlopende onderzoek tot en met het jaar 2019 zijn samengevat in dit rapport, waarbij gestreefd wordt naar een integratie van de monitoringresultaten van hydrologie, vegetatie en vogels.

Effectketenbenadering

Sinds de rapportage over het jaar 2017 (Kleefstra et al. 2018) worden de resultaten in één rapportage weergegeven waarbij de auteurs samen streven naar een geïntegreerde analyse van abiotiek, vegetatieveranderingen en veranderingen in de stand van relevante N2000 vogelsoorten. Deze analyse wordt vorm gegeven in een zogenaamde effectketenbenadering met als doel de mogelijke effecten van bodemdaling af te zetten tegen andere veranderingen in het gebied zoals processen van natuurlijke successie en effecten van natuurbeheer door begrazing.

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 proxies 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 ontbreken dienen veranderingen in vegetatie en hydrologie als proxies voor veranderingen in de draagkracht. Vegetatieveranderingen wederom 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 wederom ook invloed op de vegetatie en op successieprocessen. De veranderingen door bodemdaling (op waterstanden en via waterstanden op vegetatiestructuur) komen daar bovenop. De lokale populatieveranderingen van een vogelsoort zijn dus het resultaat van een cumulatief effect van veranderingen in gebiedsfuncties.

Focus van de analyses over het monitoringjaar 2019

Centraal in de analyse over het jaar 2019 staan de volgende onderwerpen: veranderingen in de maaiveldhoogte over een periode van 11 jaar en aangroei en afkalving van plaatranden (hoofdstuk 3), een modellering van landschapsecologische effecten onder scenario's van bodemdaling en peilbeheer (hoofdstuk 4.1), de hydrologische veranderingen in het gebied (hoofdstuk 4.2) en de vegetatieveranderingen (hoofdstuk 4.3), gemeten als veranderingen in vegetatiestructuur en in de soortensamenstelling (metingen in permanente kwadraten). Dit jaar zijn de veranderingen in de pq's voor het eerst geanalyseerd met het programma ITERATIO. Ten opzichte van de tot nu toe gebruikte methode op basis van vooraf bepaalde indicatieve soortgroepen heeft dit als voordeel dat de totale soortensamenstelling in de analyse wordt meegenomen en dat de waarden ook daadwerkelijk een indicatie geven over de abiotische parameter. Als een belangrijk onderdeel van de rapportage over de situatie in het jaar 2019 worden de veranderingen in aantallen en verspreiding van een selectie van N2000-vogelsoorten besproken, waarvoor een effect van bodemdaling op aantallen en verspreiding niet valt uit te sluiten. Het N2000 gebied is aangewezen voor de gebiedsfuncties rust (slaapplekfunctie), voedsel (foerageerfunctie) en reproductie (broedfunctie). Terwijl in andere jaren (zie Kleefstra et al. 2019 en eerder) alle drie gebiedsfuncties werden besproken, ligt de focus in 2019 op advies van de bodemdalingscommissie op de broedvogels. In hoofdstuk 5 beschrijven we de aantallen en dichtheden van enkele broedvogels van struwelen, rietland en grazig terrein in relatie tot de beschreven veranderingen veranderingen van het gebied (hoofdstukken 3 en 4). Het gaat daarbij met name om de vegetatieveranderingen in het gebied die direct en/of indirect samenhangen met het begrazingsbeheer van Staatsbosbeheer, zoals toename van wilgenstruweel, degradatie van structuurrijk rietland, veranderingen plaatranden en uitbreiding grazig gebied. Hoofdstuk 6 geeft inzichten in de effecten van gebiedsveranderingen op de foerageerfunctie van het gebied voor roofvogels en muizen als belangrijke prooidieren.

Om een eventueel effect van bodemdaling (en daarmee vernatting) op rietbroedvogels en foeragerende muizenetende roofvogels vast te stellen, dienen ook de effecten van andere factoren in rietvegetaties in beeld gebracht te worden. Voor de geselecteerde vogelsoorten zijn dat vooral rietstructuur en de

ontwikkeling van wilgenstruweel. Beide factoren worden sterk beïnvloed door begrazing door grote grazers. In dit rapport (hoofdstuk 4.4.) wordt de ontwikkeling van het padennetwerk van grote grazers als maat voor begrazingsintensiteit en daarmee rietstructuur verkend.

Veranderingen in maaiveldhoogte en veranderingen langs plaatranden

Met behulp van AHN2 en AHN3 blijkt de maaiveldhoogte in de muizenraaien gemiddeld ca. 0,10 meter te worden overschat. Het grootst zijn de verschillen tussen eigen hoogtemetingen en de AHN in de relatief hoge en dichte rietvegetaties op het hoge deel van de Schildhoek.

De afgelopen tien jaar heeft een aanzienlijke afslag van plaatranden plaatsgevonden, een proces dat mogelijk verergerd wordt door bodemdaling onder invloed van gaswinning. Afslag blijkt met name op te treden langs beweidde plaatranden, vooral langs groot open water met een grote strijklengte.

Grondwaterstands- en vegetatieveranderingen

Het grondwaterstandsverloop wordt voornamelijk bepaald door neerslag en verdamping. Een duidelijke relatie tussen grondwaterstandsverloop en bodemdaling is, net als in voorgaande jaren, vooralsnog niet aantoonbaar aanwezig.

Op het niveau van de onderscheiden deelgebieden zijn de veranderingen in het oppervlak van de onderscheiden vegetatiestructuurtypen beperkt. Binnen de gemaaide deelgebieden (Lasten, Juffrouw Alie) verandert er qua structuurtypen vrijwel niets. In de onbeheerde deelgebieden zien we enerzijds (Sennerplaat) een tendens tot verruiging en het dichter worden van struweel. Op de Middelplaat neemt waterriet af onder invloed van begrazing door ganzen. In de begraasde deelgebieden (Bantswal, De Rug, Zuidelijke Lob, Zuidelijke Ballastplaat, Schildhoek, Zoutkamperplaat, Blikplaat, Pompsterplaat en de Ezumakeeg) wordt de vegetatiestructuur sterk beïnvloed door de effecten van begrazing. Dit leidt echter niet tot duidelijke verschuivingen in de oppervlakteaandelen van de onderscheiden structuurtypen. Wel neemt het (toch al geringe) oppervlak waterriet langs de oevers verder af door afslag die door begrazing wordt gefaciliteerd. Verschuiving in graaspatroon en daarmee graasdruk zorgt binnen deze deelgebieden ervoor dat matig verstruikte delen verder dichtgroeien terwijl de opener struwelen juist opener worden en deels over zijn gegaan in grasland met verspreid Kruiwilgstruweel. Rietvegetaties raken door begrazing verder gefragmenteerd en worden opener, maar dat zorgt (vooral nog) maar tot een beperkte afname van het structuurtype landriet.

In enkele pq's verandert de bedekking door Riet. In bijna alle gevallen betreft het daarbij een afname van de rietbedekking als gevolg van begrazing. Alleen in een pq op het onbeweidde deel van de Sennerplaat neemt riet toe. De fragmentatie van de rietvelden door toename van de lengte en dichtheid van de veewissels komt duidelijk naar voren in de analyse van luchtfotos maar is met de pq's niet vast te stellen omdat de pq's maar een zeer klein oppervlak beslaan (9 m²). De pq's laten vanuit beide benaderingen (bedekking van soortgroepen dan wel totale soortensamenstelling middels ITERATIO) vaak een afname zien van het zoutgehalte in de bodem. Een relatie met bodemdaling is hier onwaarschijnlijk, mede gezien de grote afstand van deze pq's tot het centrum van de dalingsscholte. Bodemdaling zal bij gelijkblijvend peilbeheer van het Lauwersmeer leiden tot hogere grondwaterstanden ten opzichte van het maaiveld. In de pq's zien we een dergelijke vernatting niet terug in de vegetatieontwikkeling. Doorgaans is er eerder sprake van indicatie voor verdroging. Dat komt overeen met de droge zomers in met name 2018 en 2019. Vooral die van 2018 zorgde ervoor dat over een lange periode de grondwaterstanden diep wegzakten.

De vegetatieontwikkeling die is vastgelegd middels het langlopende opnemen van de pq's laat (nog) geen ontwikkelingen zien die direct of indirect worden veroorzaakt door bodemdaling. Variatie in neerslag, verdamping en de effecten van het beheer bepalen in veel grotere mate ontwikkelingen van de vegetatie.

Broedvogels

De Natura 2000-soorten in het Lauwersmeergebied zijn voornamelijk soorten van structuurrijk, overjarig rietland. Juist dat vegetatietype staat onder grote druk door jaarrondbegrazing met Schotse Hooglanders en Konikpaarden en seizoensbeweidning met koeien en paarden van pachters. De begrazing leidt ertoe dat oeverriet verdwijnt waar vee kan komen, een dicht netwerk aan veepadten ontstaat, dicht en structuurrijk rietland degradeert tot een lage en open rietruigte of geheel verdwijnt en struwelen een grotere kans hebben te kiemen. Zodoende zijn de grote, begraasde platen in het zuidelijke deel van het Lauwersmeer, zoals Blikplaat, Zoutkamperplaat, Schildhoek en Pampusplaat, ongeschikt geworden voor N2000-soorten als Roerdomp, Grauwe Kiekendief, Bruine Kiekendief, Porseleinhoen en Snor. Voor zover deze N2000-soorten nog tot broeden komen in het Lauwersmeer, dan is dat vrijwel uitsluitend in onbegrasde terrein.

De veranderingen in oppervlak van de onderscheiden structuurtypen tekent zich af in de aantallen en verspreiding van algemene soorten, deels Rode Lijst-soorten, die veelal profiteren van verstruweling (b.v. Fitis), het verdwijnen van riet met toename grazig terrein als gevolg (Graspieper, Veldleeuwerik) of waarvan aantallen onder druk komen te staan als gevolg van degradatie van rietland, zoals Rietzanger.

Muizen en muizenetende roofvogels

Na vijf onderzoeksjaren komen de factoren in beeld die de variatie in jaarlijkse vangsten van woelmuizen op de seizoensbeweide platen (deels met aanvullende jaarrondbeweiding) verklaren. Voor de meeste muizenraaien is er een duidelijk verband tussen de woelmuisdichtheid en de maximum inundatie in de voorgaande winter. Vooral op de Schildhoek is er een aanvullend verband tussen riethoogte en woelmuisdichtheid, waarbij de hoogste dichtheden van woelmuizen aanwezig zijn bij een riethoogte tussen de 0,50 en 1,50 meter.

Het ruimtegebruik van muizenetende roofvogels in 2019 lijkt sterk op dat in 2015-2018. Buizerd en Torenvalk komen vooral foeragerend voor op de hoogste delen van de platen, die niet of onregelmatig geïnundeerd raken en een relatief open structuur hebben. Bruine kiekendief, Blauwe kiekendief en Ruigpootbuizerd jagen gemiddeld genomen op lagere plaatdelen, die regelmatig overstromen. Het aantal verblijvende muizenetende roofvogels in de winter 2018/2019 was relatief laag, mogelijk door het tamelijk lage woelmuisaanbod (in oktober 2018).

Integratie

Naar verwachting leidt bodemdaling tot maaiveldddaling. Bij een gelijkblijvend peilbeheer door de Cleveringsluizen zou dat leiden tot hogere grondwaterstanden t.o.v. het maaiveld. Dit zowel langs de plaatranden als in de zomer ook op de centrale delen van de platen. Waar sprake is van brak grondwater niet al te diep onder het maaiveld is de verwachting dat de zone waar dit brakke grondwater in de zomerperiode door evapotranspiratie aan het oppervlak komt, verschuift richting het centrale deel van de platen.

Uit de maaiveldhoogtemetingen kon deze verwachte maaiveldddaling tot nog toe niet worden vastgesteld. De stijghoogtemetingen in de peilbuizen laten geen verhoging van de grondwaterstand zien, ook niet als wordt gecorrigeerd voor de overheersende invloed van neerslag en verdamping op het grondwaterregime. Uit de vegetatieontwikkelingen blijkt vaker een trend tot verdroging dan tot vernatting. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door drogere zomers vanaf 2017 die leiden tot dieper wegzakkende grondwaterstanden, waarbij de periode waarin het grondwater dieper wegzakt ook langer is geworden.

Uit de vegetatie blijkt het proces van ontzilting in het Lauwersmeergebied door te gaan. Op een enkele plek lijkt de vegetatieontwikkeling te duiden op toenemende zout-invloed. Maar veelal ligt hier een andere oorzaak aan ten grondslag. Het verschuiven van een zone met zoutminnende vegetatie is niet aan de orde.

Met andere woorden: vanuit maaiveldhoogte, grondwaterregime en vegetatieontwikkelingen kan de invloed van bodemdaling (nog) niet worden vastgesteld.

De beoordeling van de ecologische effecten van gebiedsveranderingen op de aanwezigheid, de dichtheid en de verspreiding van broedvogelsoorten waarvoor (a) N2000 gebiedsdoelen zijn geformuleerd en waarvoor (b) effecten van bodemdaling niet op voorhand kunnen worden uitgesloten leunt op de ecologische effectketen zoals beschreven in hoofdstuk 2. Voor de beoordeling van de effecten op broedvogels wordt een stapsgewijze benadering gevolgd, waarbij we eerst de lokale populatieontwikkelingen spiegelen met de landelijke trends van de soort en in het geval van een negatieve afwijking van de lokale trend de rol van gebiedsveranderingen beoordelen. Negatieve afwijkingen van de soorttrends in het Lauwersmeer van het landelijke beeld zijn vaak te wijden aan veranderingen gerelateerd aan het begrazingsbeheer – rietvegetaties worden gefragmenteerd, toegankelijker voor predatoren of omgevormd tot structuurtypen die als nestlocatie minder geschikt zijn. Er zijn in de huidige situatie geen directe effecten van bodemdaling op broedvogels zichtbaar, echter kan een cumulatief effect niet volledig worden uitgesloten.

Dankwoord

Voor het mogen uitvoeren van het langlopende onderzoek in het Lauwersmeergebied en alle ondersteuning in het veld zijn we Staatsbosbeheer zeer erkentelijk. Voor de watervogeltellingen gaat maandelijks een groep vrijwilligers het veld in om de aantallen watervogels te verzamelen. Allen bedankt! Els van der Zee deed de GIS-bewerkingen van de roofvogeltellingen. Marten Sikkema, Teun Smink, Inge Kok en Ruth Koffeman voerden de muizencensus uit. John van Betteray heeft de opmaak van de rapportage verzorgd. Zij allen worden voor hun bijdrage bedankt. Onze dank gaat ook uit naar Jeroen Jansen voor zijn inhoudelijke betrokkenheid namens de opdrachtgever en de goede en kritische begeleiding.



Oeverafslag op de Zuidelijke Ballastplaat is inmiddels in dusdanig stadium dat de oever de bomen- en struweelzone op de kop van de plaat heeft bereikt, waardoor het de bomen ontwortelt, en die vervolgens omvallen (4 april 2019, foto: Romke Kleefstra).

1. Inleiding

Julia Stahl & Romke Kleefstra

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 2000-gebied. De aanwijzing als Natura 2000-gebied heeft betrekking op 29 soorten niet-broedvogels en 10 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 Natura 2000.

Onder het Lauwersmeergebied wordt echter ook 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, 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.

1.2. Doel en aanpak monitoring

De huidige monitoring is gericht op de mogelijke ecologische effecten van bodemdaling als gevolg van gaswinning. 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 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 tevens door bodemdaling beïnvloed kunnen worden. De effectketenbenadering heeft daarbij een sturende rol in 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. Algemene ecologische ontwikkeling gebied

Een uitgebreide beschrijving van de algemene ecologische veranderingen in het Lauwersmeergebied sinds de afsluiting in 1969 staat beschreven in Beemster & Bijkerk (2006). Hier volgt een verkorte weergave daarvan.

Het Lauwersmeer is in 1969 ontstaan, toen de Lauwerszee door het gereedkomen van de Lauwerszeedijk op 23 mei gescheiden werd van de Waddenzee. Met de afsluiting trad een verandering op van een systeem met getijdenwerking naar een systeem met een vast (streef)peil, dat bovendien gemiddeld lager ligt dan voorheen. Hierdoor is het geïnundeerde oppervlak sterk afgenomen en

kwamen grote oppervlakten zand- en slikplaten droog te liggen. Als gevolg van de afsluiting en het droogvallen kwam ontzilting van het water en de platen op gang.

In het ingepolderde gebied (9.100 ha) werd een streefpeil ingesteld van 88 cm –NAP in de zomer en 93 cm –NAP in de winter, ongeveer het laagwaterniveau van voor de inpoldering. Sinds 1988 is het streefpeil het gehele jaar 93 cm –NAP. Bij dit waterpeil is er in de polder 6.700 ha land en 2.400 ha water. Het Lauwersmeergebied kreeg een boezemfunctie voor Noord-Nederland.

In het voormalige estuarium zijn mariene sedimenten goed te karakteriseren door het lutumgehalte. Op basis van verschillen in turbulentie uit de tijd als estuarium, komen in het gebied twee gradiënten in lutumgehalte en zandgrofheid voor. Deze lopen van noord naar zuid en van het centrale deel naar de randen van de polder. Op de noordelijke platen komt overwegend lutumarm zand voor, op de zuidelijke platen vooral lutumhoudend zand en lichte zavel. De zandgronden zijn kalkhoudend (2 á 3%), maar de toplaag is plaatselijk ontkalkt. In het centrale natuurgebied hebben de lagere plaatdelen gemiddeld een hoger lutumgehalte dan de hogere plaatdelen.

De waterbeweging tussen de Waddenzee en de voormalige Lauwerszee vond vrijwel geheel plaats via de Zoutkamperlaag. De diepte van deze hoofdgeul bedraagt maximaal meer dan tien meter. In het Lauwersmeer vertakt de Zoutkamperlaag zich in de Slenk en het Nieuwe en Oude Robbengat. De Slenk vertakt zich vervolgens in een reeks steeds smaller en ondieper wordende geulen.

In het zuiden van het Lauwersmeergebied zijn de oevers van de geulen soms vrij steil, meer noordelijk komen ook veel flauwe hellingen voor. Met de afstand tot de geulen neemt de hoogte op de platen toe. In het algemeen is het droge deel van het Lauwersmeergebied tamelijk vlak. In het centrale natuurgebied liggen de hoogste delen van de platen net boven NAP. De Zuidelijke lob, de Pampusplaat en de Bochtjesplaat liggen relatief laag. Bij de meeste platen ligt de kop hoger dan het begin van de plaat. De hoogste delen worden gevormd door de voormalige kwelders.

Na de inpoldering is het water in het Lauwersmeer binnen enkele maanden van zout (ca. 17 g Chloride/l) vrijwel zoet (<1 g Chloride/l) geworden. In de huidige situatie vindt toevoer van zout met name plaats via zout kwelwater vanuit de Waddenzee en via zout grondwater. Het meerwater in het noordelijk deel nabij de sluizen is in de zomer doorgaans te karakteriseren als licht brak en soms brak. Het water van het Lauwersmeer is, gezien de hoge gehalten aan N en P, te karakteriseren als zeer voedselrijk.

De ontzilting van de bodem verloopt veel trager dan de ontzilting van het meerwater. Voor de inpoldering was het grondwater ongeveer even zout als het zeewater, na de inpoldering begon de bodem langzaam maar zeker te ontzilten. Hierbij dringt zoet regenwater in de bodem door en wordt zout grondwater verdrongen. De ontzilting verloopt sneller naarmate er meer regenwater in de bodem indringt en via de bodem wordt afgevoerd (Groen 1991). Op goed doorlatende (zand)gronden dringt een groot deel van de neerslag in de bodem, op slecht doorlatende gronden is dat niet het geval en wordt de neerslag gewoonlijk via het oppervlak afgevoerd.

Voor de afsluiting werden de veelal onbegroeide platen in de toenmalige Lauwerszee bij hoog water frequent overspoeld. Toen deze overstromingen na de afsluiting ophielden en de platen droogvielen, kwam de vegetatiesuccessie op gang. De grote lijn van de ontwikkeling, die ook voor de fauna van belang is, is de reeks met als structuurtypen: pioniervegetaties – grasland (zilt en later ontzilt) – rietvegetaties – struweel en bos. Deze structuurtypen volgden elkaar op in de tijd, waarbij de hogere delen van de platen voorliepen op de lagere delen. Gaandeweg de successie vestigden nieuwe structuurtypen zich voornamelijk op de hogere delen en trokken voorgaande typen zich steeds verder terug naar de lagere delen. Hierbij traden verschillen op tussen de zandiger, voedselarmere en minder productieve platen in het noorden en de kleiiger, voedselrijkere en meer productieve platen in het zuiden.

In 1975 bestond een groot deel van het terrein echter nog steeds uit zilte pioniervegetaties. Vanuit deze situatie zijn enige restanten zilte pioniervegetatie overgebleven op de thans begraaide delen. Op de hogere delen van de noordelijke, meer zandige platen ontstonden laagproductieve graslanden met allerlei plantensoorten van duinvallen. Zonder beheer verruigden deze vegetaties tamelijk snel. In de ontziltende overstromingsgraslanden vestigde zich Riet, dat zich na 1980 snel uitbreidde. Sinds het midden van de jaren tachtig zijn rietlanden het dominerende vegetatietype op de niet beheerde terreinen. In het begin van de jaren tachtig was de successie van de vegetatie in het Lauwersmeergebied in een stadium gekomen dat een keuze moest worden gemaakt: of de natuurlijke successie van de vegetatie haar gang laten gaan of de openheid door middel van beheer (proberen) te handhaven.

1.4. Begrazing

Begrazing

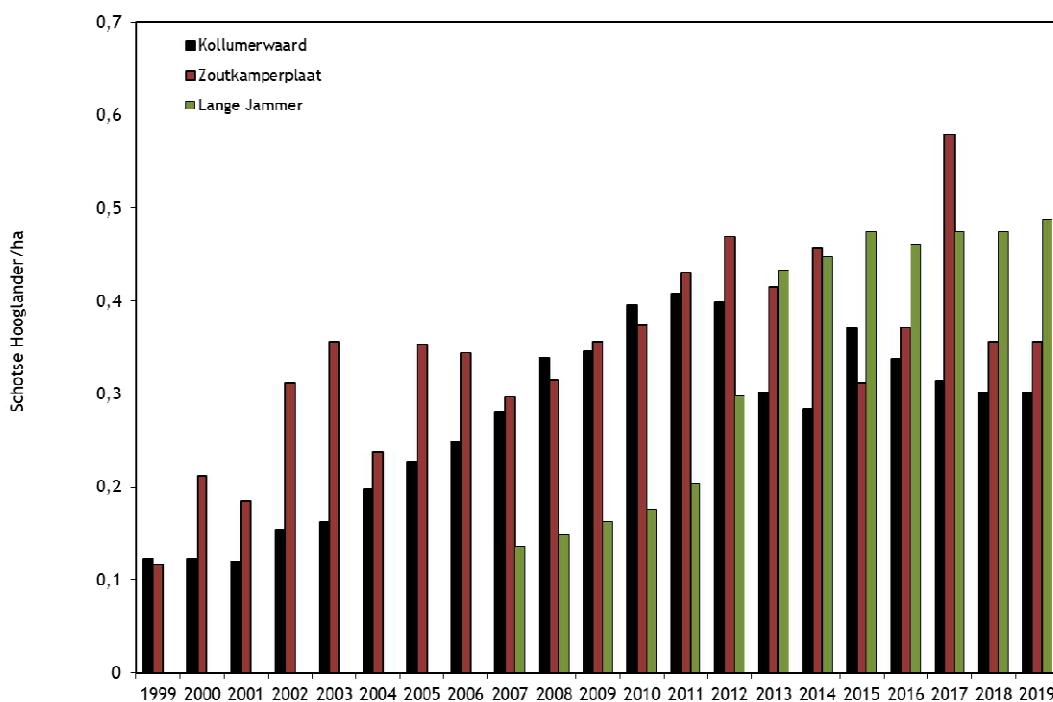
In de zomer van 1989 startte jaarrondbegrazing met 25 Schotse Hooglanders en 25 Konikpaarden op de Zoutkamperplaat (van Deursen *et al.* 1993). Sindsdien is de begrazing uitgebreid en dat heeft een grote invloed op de broedvogelbevolking. Door de inzet van grote grazers worden platen in het gebied open gehouden en/of wordt vegetatiesuccessie teruggedrongen (met name rietontwikkeling, struwelen blijven zich ontwikkelen).

In § 2.3 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 veranderingen in de rietlandvegetaties zijn op Blik- en Zoutkamperplaat nagenoeg vergelijkbaar, met een sterke uitbreiding van grazig gebied, een degradatie van het structuurrijke rietland in open, lage rietruigte en uitbreiding van struweel, hoewel dat laatste veel minder sterk is dan op de Zoutkamperplaat.

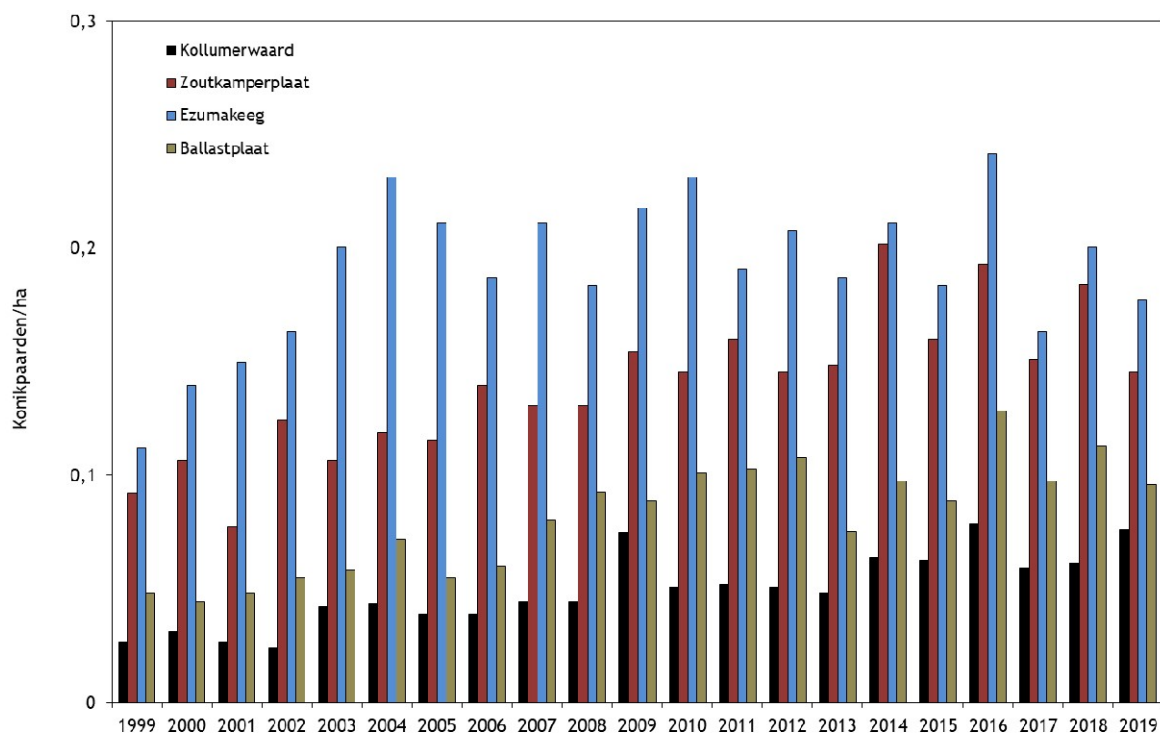
De veebezetting in 2019 wordt weergegeven in tabel 1.1. Periodieke begrazing met boerenvee (paarden en koeien van particulieren) is ieder jaar hetzelfde. De inzet van grote grazers van Staatsbosbeheer wisselt van jaar op jaar (figuren 1.1. en 1.2.). Dichtheden van Schotse Hooglanders bleven vrijwel gelijk ten opzichte van 2018, terwijl het aantal Konikpaarden iets lager lag.

Tabel 1.1. Aantallen stuks vee per begrazingseenheid in het Lauwersmeer in 2019.

	Schotse Hooglander	Konikpaard	Koe	Paard
Ezumakeeg	0	52	0	0
Bandsterwal*	17	0	0	25
Kollumerwaard/Blikplaat e.o.	250	63	0	0
Lange Jammer (Zoutkamperril)	36	0	0	0
Schildhoek*	0	0	60	60
tussen de wegen*	14	0	0	0
Zomerhuisplaat	36	0	0	0
Zoutkamperplaat	120	49	0	0
Zuidelijke Ballastplaat e.o.	0	56	220	0
totaal	473	220	280	85



Figuur 1.1. Aantalsverloop van Schotse Hooglanders in het Lauwersmeer (aantal runderen per hectare) in de verschillende begrazingseenheden in de periode 1999-2019.



Figuur 1.2. Aantalsverloop van Konikpaarden in het Lauwersmeer (aantal paarden per hectare) in de verschillende begrazingseenheden in de periode 1999-2019.

1.5. Bodemdaling 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 bodemdaling bedraagt ca. 10 centimeter op het diepste punt. 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. De sinds 2006 opgetreden bodemdaling in het gebied bedraagt ca. 3 cm bij Anjum en nul tot 2 cm onder de rest van het gebied. In de voorspelde eindsituatie (2050) is er maximaal 8 cm bij Anjum bijgekomen, een totaal van 18 cm (NAM 2014).

Op de platen en lobben van het Lauwersmeergebied treedt geen sedimentatie op die het effect van bodemdaling tegen kan werken. Bodemdaling door gaswinning is hierdoor meetbaar aan het maaiveld. Dit kan er lokaal toe leiden dat de grondwaterstand dicht bij 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 de bodem leven, maar ook voor vogels doordat ondiepten dieper worden, laaggelegen nesten kunnen inunderen, vegetatiestructuren in areaal veranderen e.d.

1.6. Leeswijzer

Tot voor kort verschenen over het onderzoek naar vegetatie en vogels in het Lauwersmeergebied verschillende rapporten (o.a. Bijkerk *et al.* 2017, Kleefstra *et al.* 2016). Sinds de rapportage over het jaar 2017 (Kleefstra *et al.* 2018) worden de resultaten in één rapportage weergegeven waarbij de auteurs samen streven naar een geïntegreerde analyse van abiotiek, vegetatieveranderingen en veranderingen in de stand van relevante N2000 vogelsoorten. Deze analyse wordt vorm gegeven in een zogenaamde effectketenbenadering met als doel de mogelijke effecten van bodemdaling af te zetten tegen andere veranderingen in het gebied zoals processen van natuurlijke successie en effecten van natuurbeheer door begrazing. In Kleefstra *et al.* 2019 is deze integratie verder uitgewerkt en de rapportage over het monitoringjaar 2019 (het hier voorliggende rapport Kleefstra *et al.* 2020) doet hierin een verder verdiepende stap. *Hoofdstuk 2* schetst deze aanpak via een effectketenbenadering, evenals de onderbouwing van de selectie voor bepaalde vogelsoorten die in het centrum van de analyse staan (soortselectie). Ook wordt voor deze soorten in hoofdstuk 2 reeds een uitwerking van de te verwachten reactie op veranderingen in het gebied gegeven, gebaseerd op de ecologische habitatbehoeftes van de soorten.

Centraal in de analyse over het jaar 2019 staan de volgende onderwerpen: veranderingen in de maaiveldhoogte over een periode van 11 jaar en aangroei en afkalving van plaatranden (*hoofdstuk 3*), een modellering van landschapsecologische effecten onder scenario's van bodemdaling en peilbeheer (*hoofdstuk 4.1*), de hydrologische veranderingen in het gebied (*hoofdstuk 4.2*) en de vegetatieveranderingen (*hoofdstuk 4.3*), gemeten als veranderingen in vegetatiestructuur en in de soortensamenstelling (metingen in permanente kwadraten). Dit jaar zijn de veranderingen in de pq's voor het eerst geanalyseerd met het programma ITERATIO. Ten opzichte van de tot nu toe gebruikte methode op basis van vooraf bepaalde indicatieve soortgroepen heeft dit als voordeel dat de totale soortensamenstelling in de analyse wordt meegenomen en dat de waarden ook daadwerkelijk een indicatie geven over de abiotische parameter. Als een belangrijk onderdeel van de rapportage over de situatie in het jaar 2019 worden de veranderingen in aantallen en verspreiding van een selectie van N2000-vogelsoorten besproken, waarvoor een effect van bodemdaling op aantallen en verspreiding niet valt uit te sluiten. Het N2000 gebied is aangewezen voor de gebiedsfuncties rust (slaapplaatsfunctie), voedsel (foerageerfunctie) en reproductie (broedfunctie). Terwijl in andere jaren (zie Kleefstra *et al.* 2019 en eerder) alle drie gebiedsfuncties werden besproken, ligt de focus in 2019 op advies van de bodemdalingscommissie op de broedvogels. In *hoofdstuk 5* beschrijven we de aantallen en dichtheden van enkele broedvogels van struwelen, rietland en grazig terrein in relatie tot de beschreven veranderingen veranderingen van het gebied (*hoofdstukken 3 en 4*). *Hoofdstuk 6* geeft inzichten in de effecten van gebiedsveranderingen op de foerageerfunctie van het gebied voor roofvogels en muizen als belangrijke prooidieren.

Om een eventueel effect van bodemdaling (en daarmee vernatting) op rietbroedvogels en foeragerende muizenetende roofvogels vast te stellen, dienen ook de effecten van andere factoren in rietvegetaties in beeld gebracht te worden. Voor de geselecteerde vogelsoorten zijn dat vooral rietstructuur en de ontwikkeling van wilgenstruweel. Beide factoren worden sterk beïnvloed door begrazing door grote grazers. In dit rapport (*hoofdstuk 4.4.*) wordt de ontwikkeling van het padennetwerk van grote grazers als maat voor begrazingsintensiteit en daarmee rietstructuur verkend. De conclusies t.o.v. de effecten van bodemdaling worden in *hoofdstuk 7* samengevat per analyseonderdeel, voorzien van enkele aanbevelingen voor toekomstige metingen en analyses en gevolgd door een algehele synthese.



Het verdwijnen van oeverriet wordt vaak op het conto van een te stabiel waterpeil geschreven, maar daar waar geen begrazing is, is toch knap oeverriet te vinden, zoals hier langs de Schoenerbult (7 mei 2019, foto: Romke Kleefstra).

2. Methode - van monitoringdata tot effectketenbenadering

2.1 Effectketenbenadering voor het Lauwersmeer

Julia Stahl

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

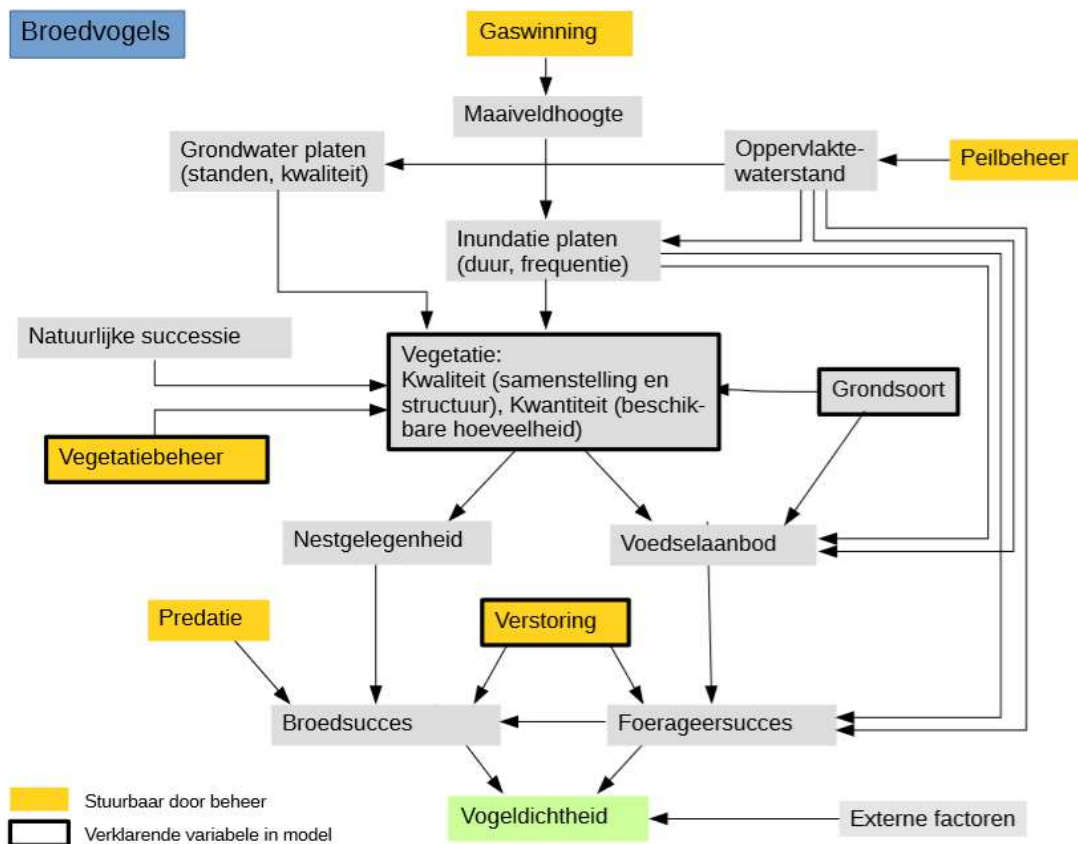
Er bestaat veel kennis over de ecologische processen die een rol zullen spelen in de effectketen in algemene zin, maar over de effectgroottes en precieze vorm van de relaties in het specifieke geval van de Lauwersmeer is veel minder bekend. Op basis van bestaande kennis zijn de belangrijkste variabelen die een rol zullen spelen geïdentificeerd en is nagegaan hoe zij elkaar zullen beïnvloeden. 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 schematische 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 tijdsperiode variëren, zoals de waterstand van het oppervlakte-water, terwijl andere processen vele decennia duren, zoals successie.

In eerdere rapportages is reeds een bespiegeling gegeven over de effectketenbenadering (Kleefstra *et al.* 2016 en 2017). 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 over het monitoringjaar 2019 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

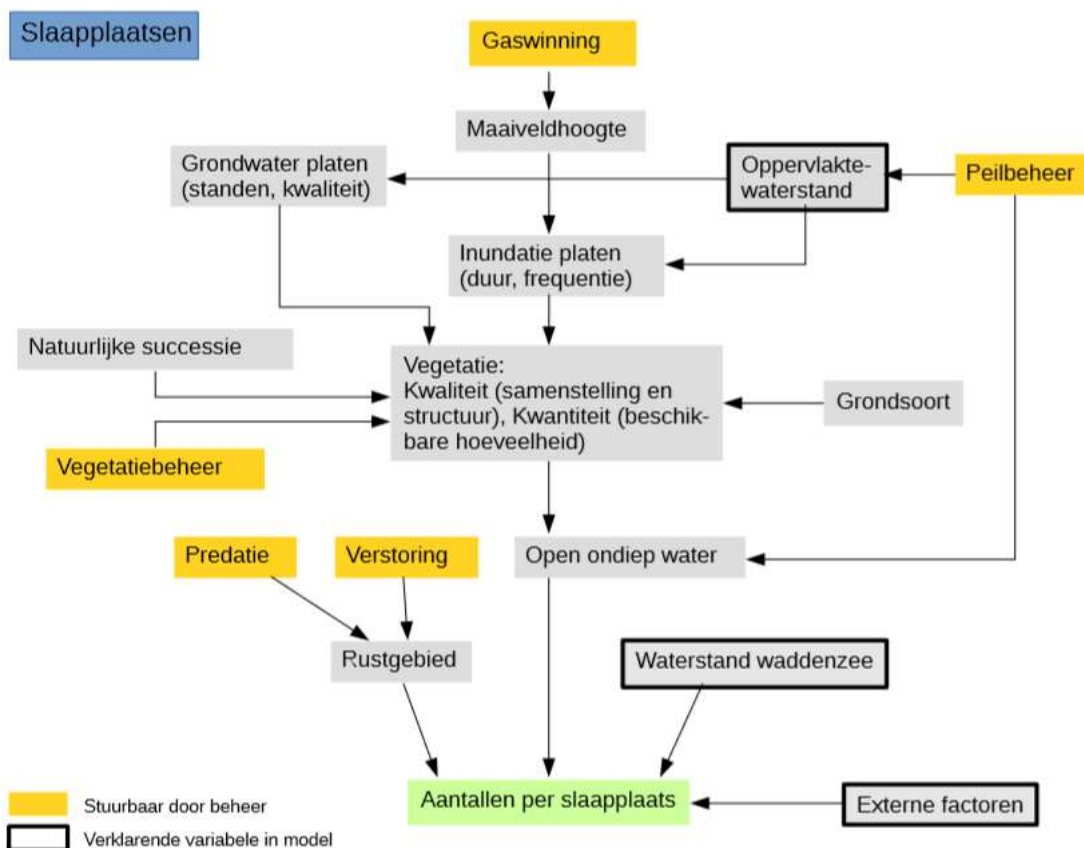
De effectketen voor de broedvogels is weergegeven in Figuur 2.1. Gaswinning zal leiden tot een verlaging van het maaiveld en dit heeft weer effect op de duur en frequentie van de inundatie van de betreffende plaat. Die inundatie hangt ook af van de oppervlakte-waterstand, die weer onder invloed staat van het peilbeheer. 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). 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 de Lauwersmeer 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.

2.1.2. Slaapplaatsen

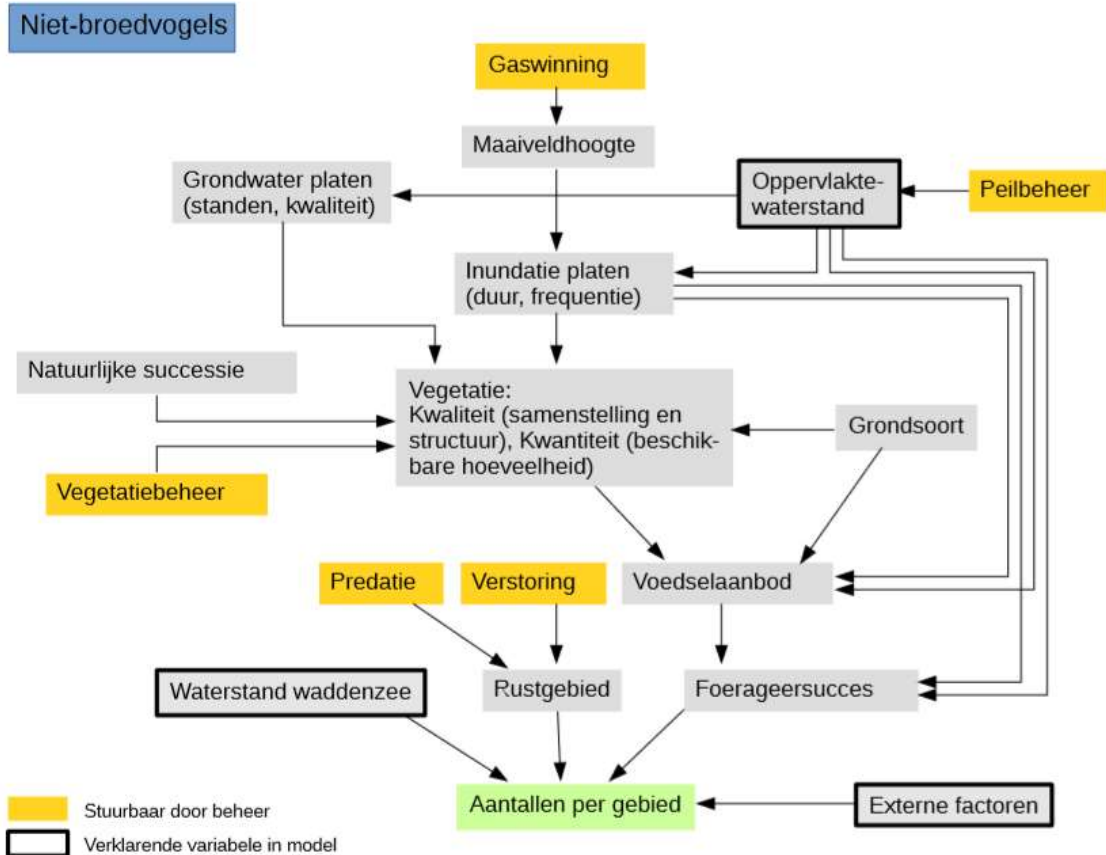
Voor slaapplaatsen is de effectketen, weergegeven in Figuur 2.2, gelijk aan de effectketen voor de broedvogels (Figuur 2.1) tot en met de effecten op de vegetatie. Daarna is de effectketen totaal anders. Slapende vogels zijn niet op zoek naar goede broedgelegenheid, maar ondiep open water, waar ze rustig 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.



Figuur 2.2. Effectketen voor het effect van bodemdaling door gaswinning op vogels die het Lauwersmeergebied gebruiken om er te slapen.

2.1.3. Niet-broedvogels

Voor niet-broedvogels is de effectketen, weergegeven in Figuur 2.3, net als bij de effectketen voor slaapplaatsen, gelijk aan de effectketen voor de broedvogels (Figuur 2.1) tot en met de effecten op de vegetatie. Daarna bevat de effectketen elementen van beide eerdere effectketens. De niet-broedvogels zijn in de Lauwersmeer om te overleven. Daarvoor is voldoende voedsel en voldoende rust belangrijk. De effectketen voor het eerste komt overeen met de effectketen voor de broedvogels en de effectketen voor het tweede komt overeen met de effectketen voor de slaapplaatsen.



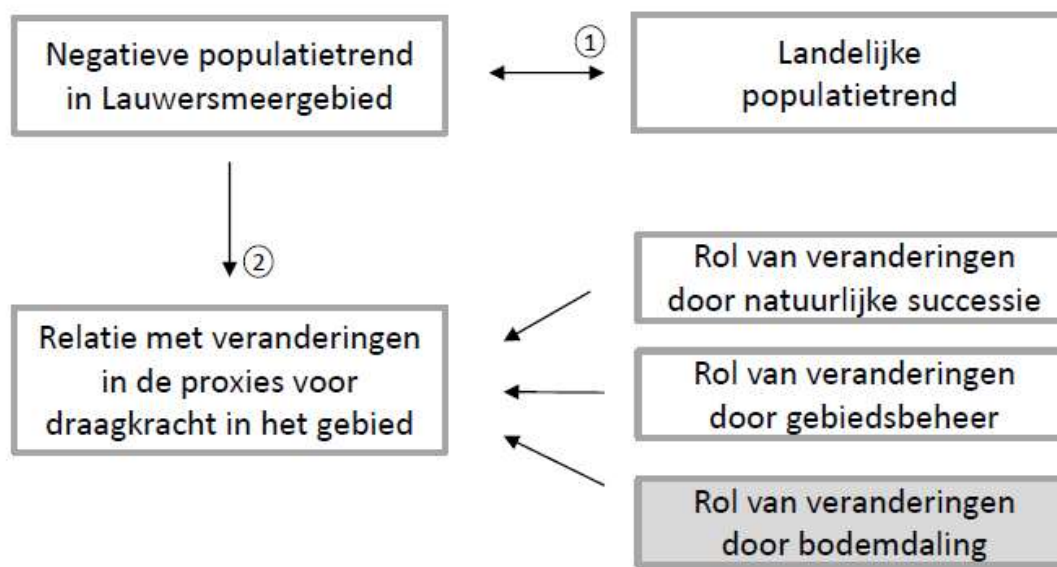
Figuur 2.3. Effectketen voor het effect van bodemdaling door gaswinning op vogels die het Lauwersmeergebied gebruiken om er buiten de broedtijd te overleven.

2.2. Beoordeling van ecologische effecten van gebiedsveranderingen

Julia Stahl

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. 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 proxies 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, slaapplaats) 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 proxies voor veranderingen in de draagkracht. Vegetatiestructuurveranderingen wederom 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 wederom ook invloed op de vegetatie en op successieprocessen. De veranderingen door bodemdaling (op waterstanden en via waterstanden op vegetatiestructuur) komen daar 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 natuurlijk 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).

2.3. Verwachte effecten van gebiedsveranderingen op geselecteerde N2000 broedvogelsoorten

Romke Kleefstra

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.

Van de 13 soorten N2000-broedvogels zijn er vijf waarvoor een negatief effect van bodemdaling door gaswinning op voorhand kan worden uitgesloten (tabel 2.1). Het betreft soorten waarvan de aantallen door natuurlijke successie van de vegetatie, vaak in combinatie met predatie, sterk zijn afgenomen of zelfs zijn verdwenen. Voor acht andere soorten kan een effect van bodemdaling door gaswinning niet op voorhand worden uitgesloten.

Tabel 2.1. Belang van de deelgebieden in en rond het N2000-gebied Lauwersmeer als broedgebied of foerageergebied voor N2000-broedvogels:

Niet of zeer gering	Enigzins belangrijk	Belangrijk
---------------------	---------------------	------------

Voor broedvogels met een beige arcering kan een effect van bodemdaling door gaswinning niet worden uitgesloten. Enkele soorten met een vraagteken in één of meerdere kolommen betreffen soorten die in het betreffende deelgebied nog slechts zeer onregelmatig als broedvogel worden vastgesteld.

Soort	Gedrag	Platen		Moerasontwikkeling		Open water			Buiten N2000-gebied Akker, grasland, Marnewrd Wad
		Geen beheer	Beweidings / maaien in zomer	Geen beheer	Beweidings	Zeer ondiep (0-20 cm)	Ondiep (20-150 cm)	Dieper (> 150 cm)	
Roerdomp	B								
	F								
Bruine Kiekendief	B								
	F								
Grauwe Kiekendief	B								
	F								
Porseleinhoen	B								
	F								
Kluut	B		?						
	F								
Bontbekplevier	B								
	F								
Kemphaan	B								
	F								
Noordse Stern	B								
	F								
Velduil	B	?	?						
	F								
Blauwborst	B								
	F								
Paapje	B								
	F								
Snor	B								
	F								
Rietzanger	B								
	F								

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 invloed van bodemdaling zullen de platen vernatten en zal de inundatiekans toenemen. Als gevolg hiervan zullen de foerageeromstandigheden voor *Bruine Kiekendieven* waarschijnlijk licht verslechteren, vanwege het te verwachten negatieve effect op muizenpopulaties (zie ook hoofdstuk 6).

Grauwe Kiekendief

Grauwe Kiekendieven komen de laatste jaren 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 zullen de platen vernatten en zal de inundatiekans toenemen. 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 6).

Porseleinhoen

Het *Porseleinhoen* kwam in de periode 2006-2019 in kleine aantallen als broedvogel voor (1-8 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*), 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 zijn als gevolg van een hoge predatiedruk (Vossen).

Blauwborst

Blauwborsten komen 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 (beperkt 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 bodemdaling afnemen.



Op de zuidoostkant van de Blikplaat heeft Staatsbosbeheer een stuk overjarig rietland weggemaaid, waarin een dik pakket strooisel lag. Zolang de plek niet uitgerasterd wordt tegen de grote grazers zal het rietland niet herstellen 1 mei 2019, foto: Romke Kleefstra).

2.4. Methodebeschrijvingen monitoring en analyse

A&W, Buijs en Sovon

2.4.1. Maaiveldhoogte en veranderingen plaatranden

Gebruik AHN

Met betrekking tot maaiveldhoogte is tot nu toe gebruik gemaakt van AHN2. Recent is AHN3 voor het Lauwersmeer beschikbaar gekomen. Daarmee kan naar verwachting de hoogteverdeling van het platengebied, en dus de kans op inundatie, beter in beeld worden gebracht dan met AHN2. Bij AHN3 worden meer pulsen per oppervlakte-eenheid gebruikt, waardoor de maaiveldhoogte in principe beter bepaald kan worden dan met AHN2.

De AHN3-metingen in het Lauwersmeer zijn uitgevoerd op 11-13 december 2018. Op 11 december was er in het Lauwersmeer sprake van een verhoogd waterpeil in de boezem, waardoor de lagere plaatdelen in het gebied geïnundeerd waren. Hierdoor zijn van de lagere plaatdelen in het noordwestelijk deel van het gebied (Hoek van de Bant, noordelijk deel van de Bochtjesplaat, De Rug en het westelijk deel van de Zuidelijke lob) geen maaiveldhoogtemetingen beschikbaar. Met betrekking tot de verspreiding van roofvogels is gebruik gemaakt van AHN3 en waar die niet beschikbaar was AHN2.

Eigen maaiveldhoogtemetingen

In 2008 en in 2012 zijn door de NAM maaiveldhoogtemetingen met behulp van RTK-DGPS uitgevoerd bij de grondwaterpeilbuizen (in 2008) en bij de permanente kwadraten (2012). In 2008 zijn vanaf de grondwaterbuizen middels waterpassing ook de maaiveldhoogtes van de permanente kwadraten bepaald (zie Bijkerk *et al.* 2008, Bijkerk *et al.* 2013). In 2019 zijn door A&W opnieuw maaiveldhoogtemetingen uitgevoerd bij de pq's en in de muizenraaien. 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 3 cm verticaal (Trimble Catalyst Precission). De metingen zijn met behulp van een GNSS-ontvanger en een tablet uitgevoerd. Via twee verschillende apps zijn de data opgeslagen: Geomeet (van Geometius) en ESRI-Collector App.

Sedimentatie en erosiemetingen

In 2014 zijn op De Rug, Zuidelijke Lob, Zuidelijke Ballastplaat, Schildhoek en Sennerplaat sedimentatie-erosie balken (SEB) geplaatst. De balken bevinden zich op de westelijke uiteinden van de vegetatietransecten. Per balk zijn in 2014, 2015, 2017 en 2019 tien metingen verricht. Wat gemeten wordt is een relatieve maaiveldhoogte, namelijk ten opzichte van de balk dan wel het opslibbingsplaatje, zie Bakker *et al.* (2015) voor verdere details over de locaties en methoden. In 2017 bleken de palen waarop de SEB-balk rust in De Rug en de Zuidelijke Lob ernstig beschadigd te zijn door vee, waardoor zij niet meer gebruikt konden worden. In 2019 bleken de palen waarop de SEB-balk rust in de Sennerplaat ernstig beschadigd te zijn door langdurig hoog water, waardoor zij niet meer gebruikt konden worden.

Naast SEB-balken zijn op de locaties met een hoge veedruk (De Rug, Zuidelijke Lob en Zuidelijke Ballastplaat) in 2014 ook opslibbingsplaten geplaatst. In 2019 zijn voor de derde keer metingen gedaan aan deze opslibbingsplaten. De methode van de opslibbingsplaten is beschreven door Bakker *et al.* (2015) en gaat in beginsel uit van het aanprikken van de platen in een vast rasterpatroon. Omdat de precieze randen van de ingegraven platen moeilijk vast te stellen zijn, is ervoor gekozen om de platen random negen keer aan te prikken

Afslag en aangroei van plaatranden

Afslag en aangroei van plaatranden is in beeld gebracht door de oevers van platen op luchtfoto's van 2008 en 2018 in GIS met elkaar te vergelijken.

2.4.2. 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/dataset/9f4ea5636245b547d829cec8c1d60e03>.

Daarnaast worden in het onderzoek ook de meetgegevens betrokken van een aantal bestaande peilbuizen van Staatsbosbeheer (SBB), die sinds november 2000 worden waargenomen. 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 ook meetgegevens gebruikt van twee oppervlaktewatermeetpunten van waterschap Noorderzijlvest, bij de sluisen van Lauwersoog en in de Zoutkamperril bij de Brug van Zoutkamp. In tabel 2.2 is het aantal meetpunten per deelgebied weergegeven.

Tabel 2.2. 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
Sluisen Lauwersoog				1
Totaal	23	6	3	2

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, waar 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. Voor het peilverloop van het grond- en oppervlaktewater per meetlocatie verwijzen we naar het reeds eerder genoemde Waterweb-portaal:

<https://www.verbelco.nl/waterweb/dataset/9f4ea5636245b547d829cec8c1d60e03>. In dit, voor dit project opengestelde, portaal worden de hydrologische data op een inzichtelijke wijze gepresenteerd.

2.4.3. Vegetatiemetingen in de permanente kwadraten

Het hele meetnet van permanente kwadraten (pq's) 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 is weergegeven in bijlage 4. Meer gedetailleerde kaarten met deze locaties zijn weergegeven in Bakker *et al.* (2015).

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

1. Een analyse op basis van enkele vaste groepen plantensoorten. Dit is de wijze waarop ook de afgelopen jaren de pq's zijn geanalyseerd. Voor indicaties over structuurveranderingen is dit tevens de enige methode die bij de pq's is gebruikt.
2. 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.

Analyse op basis van vooraf gedefinieerde soortgroepen

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

- **Verrieting:** Indicator is de bedekking door 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.

Daarnaast zijn groepen plantensoorten gebruikt als **indicator voor abiotische indices** c.q. vernatting, verzuring, verzilting en eutrofiëring. Evengoed betreft dit natuurlijk ook de tegenhangers: verdroging, toename basenrijkdom, ontzilting en verschraling.

De betreffende soortgroepen zijn:

- **Vernatting/verdroging:** Toename van soorten van de overstromingsgraslanden (*Lolio-Potentillion*) en rietvegetaties (*Phragmitetea*) als indicator voor vernatting. Toename van soorten van de graslanden van vochtige bodems (*Molinio-Arrhenatheretea*) - met uitzondering van de natte *Molinietalia*-soorten - als indicator voor verdroging. Zie bijlage 5 voor de indeling van deze en hieronder genoemde soortgroepen.
- **Veranderingen in zuurgraad:** Soorten van het Knobbies-verbond (*Caricion davallianae*) als indicator voor neutrale tot basenrijke omstandigheden. De overige zure kleine zeggensoorten van de *Parvocaricetea* (zoals Zwarte zegge, Moerasstruisgras, Veenpluis, Egelboterbloem en Gewone waternavel) als indicatoren voor zure omstandigheden.
- **Veranderingen in zoutgehalte:** De totale bedekking van sterk zoutminnende soorten van de Zeekraal-klasse (*Thero-Salicornietea*) en het verbond van Gewoon kweldergras (*Puccinellion*). De totale bedekking van soorten van brakke tot zilte omstandigheden van het Verbond van Engels gras (*Armerion*).
- **Voedselrijkdom:** De bedekking van zowel natte ruigtkruiden (*Convolvulo-Filipenduletea*) en de bedekking van drogere ruigtesoorten (zoals Akkerdistel, Speerdistel, braamsorten, Dauwbraam etc.).

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

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 hebben wij 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-H₂O), 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 waarde. ITERATIO biedt de mogelijkheid om deze initiële waarden en hun weging eventueel aan te passen, maar daar is geen gebruik van gemaakt.

2.4.4. Vegetatiemetingen in de muizenraaien

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

- Rietstengellengte (5 maal 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 maal per station x 10 stations = totaal 50 metingen).
- Bedekkingspercentage van belangrijkste plantensoorten / typen (Riet, Duinriet, grassen spec. en houtigen).
- Bedekkingspercentage van de vegetatie (en dus de zichtbaarheid van muizen voor roofvogels). De zichtbaarheid van vijftien rode tapjes op een stok (2 maal 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 (bijlage 3) die in het kader van het vegetatieonderzoek in 2018 is gemaakt (Kleefstra *et al.* 2019). Sindsdien kan de actuele situatie iets veranderd zijn.

2.4.5. Padennetwerk van grote grazers in rietvegetaties

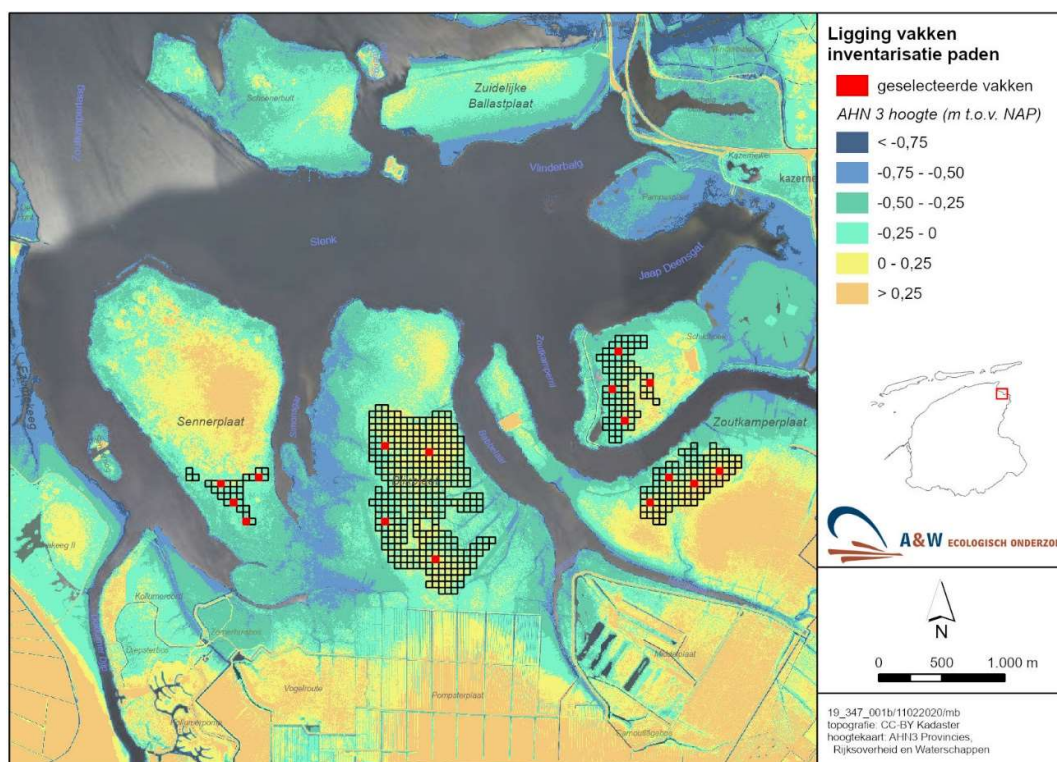
Om een eventueel effect van bodemdaling (en daarmee vernatting) op rietbroedvogels en foeragerende muizenetende roofvogels vast te stellen, dienen ook de effecten van andere factoren in rietvegetaties in beeld gebracht te worden. Voor de geselecteerde vogelsoorten zijn dat vooral rietstructuur en de ontwikkeling van wilgenstruweel. Rietstructuur (hoogte, dichtheid) en mogelijk ook ontwikkeling van wilgenstruweel zijn factoren die sterk beïnvloed worden door begrazing door grote grazers. Naar verwachting is riethoogte en -dichtheid negatief gecorreleerd met padendichtheid. Om deze reden wordt in dit rapport de ontwikkeling van het padennetwerk van grote grazers als maat voor begrazingsintensiteit en daarmee rietstructuur verkend. Tegelijkertijd gebeurt dat voor de ontwikkeling van wilgenstruweel in rietvegetaties.

Als eerste aanzet voor een analyse van het effect van grote grazers op de verspreiding van rietbroedvogels en muizenetende roofvogels wordt de ontwikkeling van het padennetwerk in rietvegetaties in de loop der jaren in verkend in vier typen gebieden in het zuidelijk deel van het Lauwersmeer, die verschillen in beheer(intensiteit). In dit deel van het Lauwersmeer is de bodem gemiddeld wat lutumrijker dan op de noordelijke, zandige platen en is riet de overheersende plantensoort.

Deze gebieden zijn:

- Sennerplaat (geen beheer)
- Blikplaat (extensieve jaarrondbeweiding)
- Zoutkamperplaat (intensieve jaarrondbeweiding)
- Schildhoek (seizoensbeweiding)

Voor de vergelijkbaarheid zijn in elk van deze gebieden dichte, grootschalige rietvegetaties geselecteerd met een maaiveldhoogte boven -0,25 meter NAP. Met behulp van een raster (met 50 X 50 m-hokken) zijn vervolgens in elk gebied aselectief vier vakken geselecteerd die volledig binnen het vegetatiestructuurtype dichte rietvegetatie vallen (figuur 2.5). In elk vak is het aantal paden (van vee en soms van mensen) geteld door van links naar rechts of van boven naar onder het vakje te doorkruisen. Tevens is het aantal wilgen per vakje geteld. Dit is gedaan voor 2005 (zomerbeeld Google Earth), 2008 en 2009 (voorjaarsbeeld), en 2012 en 2018 (winterbeeld). In de loop van deze periode is de kwaliteit van de luchtfoto's steeds beter geworden, waardoor paden scherper afsteken. Vergelijking van beelden uit verschillende perioden van het jaar laat zien dat paden in het zomerhalfjaar door nieuwe groei van het riet minder goed afsteken. Ondanks verschillen tussen jaren en perioden van het jaar, gaan we er van uit dat paden in alle jaren van de periode 2005-2018 goed herkenbaar waren.



Figuur 2.5. Aselectief geselecteerde rietvakken van 50 X 50 meter in dichte, grootschalige rietvegetaties met een maaiveldhoogte van meer dan -0,25 meter NAP op de Sennerplaat (geen vegetatiebeheer), de Blikplaatplaat (extensieve jaarrondbeweiding), Zoutkamperplaat (intensieve jaarrondbeweiding) en Schildhoek (seizoensbeweiding). Selectie vond plaats op basis van de vegetatiestructuurkaart van 2018. De getoonde vakken liggen geheel binnen het genoemde vegetatietype.

2.4.6. 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 monitoring-programma 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, 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 2.6, tabel 2.3). 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.* (2016).

Tabel 2.3. 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.

Vaste proefvlakken	opp.	inventarisatiejaren
01. Bandsterwal	65	1998, 2002, 2007, 2008-2012, 2014-2019
01. Ezumakeeg-west	64,4	1999 t/m 2012, 2014-2019
03. Ezumakeeg-oost	69,9	1999 t/m 2012, 2014-2019
04. Pompsterplaat	58,3	1999 t/m 2012, 2014-2019
05. Sennerplaat-midden	70,0	2002, 2007, 2012, 2014-2019
06. Blikplaat-west	109,1	2014-2019
07. Kollumerwaard	61,2	2004-2019
08. Zoutkamperplaat-west	142	2000, 2006, 2008-2012, 2014-2019
09. Zoutkamperplaat landaanwinning	47,5	2014-2019
10. Schildhoek	172,6	1984 t/m 1997, 1999, 2005, 2008-2012, 2014-2019
11. Zuidelijke Ballastplaat-grazig	153,5	2003, 2008, 2011, 2014-2019
12. Zuidelijke Lob	145,1	2014-2019
13. De Rug	135,3	2014-2019
totaal	1293,9	

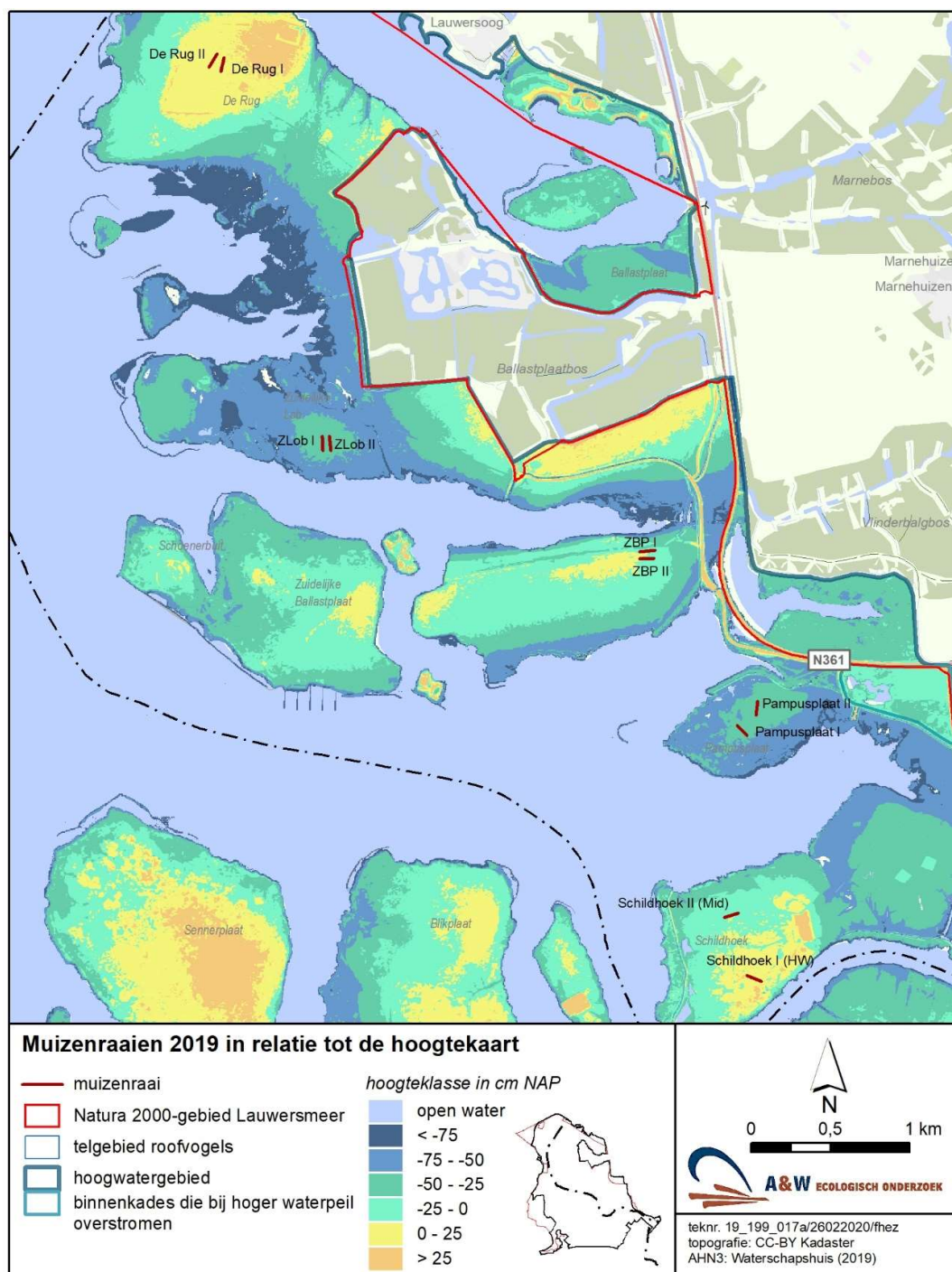


Figuur 2.6. Ligging van BMP plots voor broedvogelmonitoring en plots voor vegetatiemetingen.

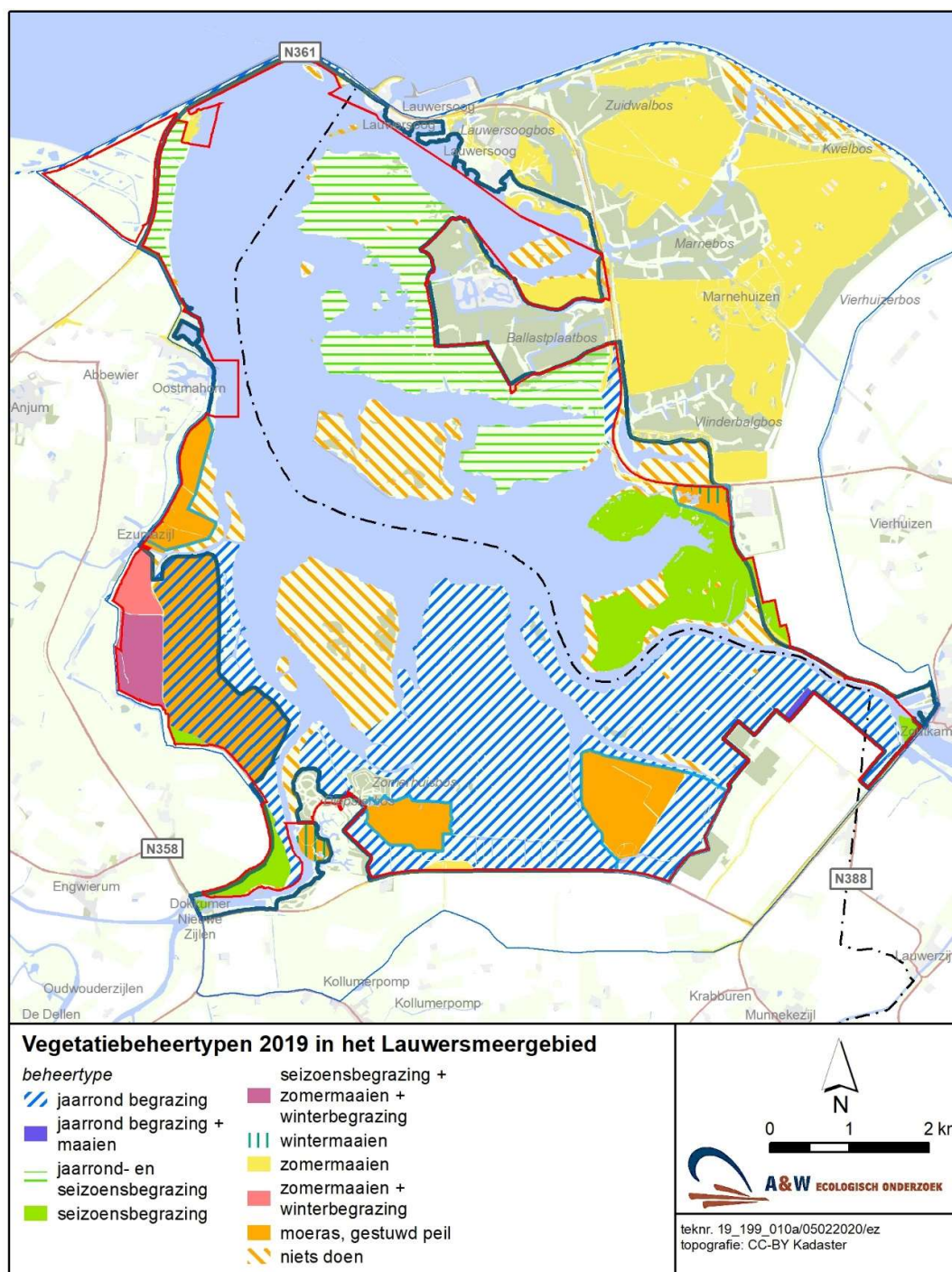
2.4.7. Muizenbemonstering

De muizenpopulatie wordt jaarlijks op een aantal locaties op de platen van het Lauwersmeer bemonsterd (figuur 2.7). De locaties van de muizenraaien verschillen onderling in maaiveldhoogte (en daarmee de kans op inundatie) en vegetatiebeheer (seizoensbeweidings, seizoensbeweidings in combinatie met jaarrondbeweidings). 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 ligt is gelegen op een lagere maaiveldhoogte dan muizenraai Schildhoek 1. Beide muizenraaien zijn gehandhaafd op locaties die ook in de periode 1983-2001 zijn bemonsterd.

De muizencensus in 2019 is uitgevoerd in de periode 10-17 oktober, een week later dan in voorgaande jaren, om er zeker van te zijn dat seizoensmatig gehouden vee de platen had verlaten. Bij de muizencensus is gebruik gemaakt van life traps en zijn dezelfde locaties bemonsterd als in 2015-2018. Er is gekozen voor vangraaien en niet voor grids, omdat de resultaten daarmee beter vergelijkbaar zijn met eerdere bemonsteringen in de periode 1983-2001, die overigens plaatsvonden met klapvallen (Beemster & Vulink 2013, Beemster ongepubl.). Alle locaties 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 seizoensbeweidings, die op de Zuidelijke Ballastplaat, Zuidelijke lob en Rug in een gebied met een combinatie van seizoensbeweidings en jaarrondbeweidings (figuur 2.8). Tot nu toe is afgezien van het bemonsteren van platen zonder vegetatiebeheer of met jaarrondbeweidings vanwege de moeilijke bereikbaarheid. Op jaarrondbeweide platen is verder van belang dat muizen vallen op de een of andere manier beschermd moeten worden tegen vertrapping door vee.



Figuur 2.7 Overzicht van de bemonsterde muizenraaien in het Lauwersmeer in oktober 2019 met als achtergrond de hoogtekaart.



Figuur 2.8 Vegetatiebeheertypen in het Lauwersmeer in 2019.

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. Verder sluit de timing van de muizencensus aan bij in het verleden uitgevoerde muizenbemonsteringen in de periode 1983-2001 (Beemster & Vulink 2013, Beemster ongepubl.). In totaal zijn 200 vallen geplaatst in twee parallelle series van 5 vangraaien, met per vangraai 20 gepaarde vallen (figuur 2.7).

De muizenvallen hebben gedurende ruim een week in het veld gestaan. De eerste dagen (van 10 t/m 13 oktober) stonden de vallen, met lokvoer, niet op scherp; de bedoeling van dit zogenoemde ‘pre-baiten’

is om de muizen te laten wennen aan de beschutting en het aangeboden voedsel, en om zodoende de vangkans te vergroten. Op 14 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 17 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. Het plaatsen van lifetraps in de twee muizenraaien op de Rug ging op 10 oktober niet door vanwege een grandioos onweer. De vallen zijn pas op 14 oktober geplaatst en meteen op scherp gezet (er vond dus geen prebaiting plaats). In deze muizenraaien was dus sprake van twee in plaats van drie valnachten. Deze afwijking van de normale procedure kan het resultaat beïnvloeden hebben. Met betrekking tot de muizenraaien op de Rug is gerekend met twee valnachten.

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 kan worden vergeleken met de resultaten van andere muizeninventarisaties. Van de muizencensus in oktober 2019 is deze index bekend voor alle muizensoorten.

De individuele muizenindex is het aantal individuele muizen (dus de gevangen aantallen zonder de reeds gemerkte exemplaren) 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).

2.4.8. Metingen aan muizenetende 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/vrouwtjes, jonge/oudere vogels). De toekenning van het gedrag van de roofvogels is van belang omdat vooral jagende roofvogels aangeven waar prooien worden gevangen. Tot nu toe zijn deze data vooral gebruikt om effecten van terreinbeheer op muizenetende 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. Ook in het verleden verzamelde gegevens kunnen daarvoor gebruikt worden.

De verspreiding van muizenetende roofvogels in de periode november 2018 - oktober 2019 is gedigitaliseerd (in GIS). Hierbij zijn de soorten geselecteerd waarvan bekend is dat Veldmuizen een belangrijke bron van voedsel zijn (Bruine kiekendief, Blauwe kiekendief, Grauwe kiekendief, Buizerd, Ruigpootbuizerd, Torenvalk 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 vogels vooral vroeg in het jaar belangrijk kunnen zijn als voedselbron (Dijkstra & Zijlstra 1997, Beemster *et al.* 2011, 2012, Beemster & Wiersma 2020).

Door de verspreiding van muizenetende 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 vegetatieheertype, vegetatiestructuurtype en hoogte op de plaat (en dus kans inundatie).

Voor de Grauwe kiekendief, een relatief zeldzame soort, zijn de foerageerlocaties in het hoogwatergebied in de periode 1986-2019 gedigitaliseerd, nadat vorig jaar al de foerageerlocaties per gebiedsdeel en beheersvorm in beeld waren gebracht. Met behulp van de exacte foerageerlocaties in het hoogwatergebied kunnen de foerageerkeuzes in meer detail worden geanalyseerd.

De vrijwillige vogeltellers worden regelmatig ingelicht over de resultaten van het onderzoek. Nieuwe tellers worden aanvullend begeleid bij de uitvoering van hun werkzaamheden.

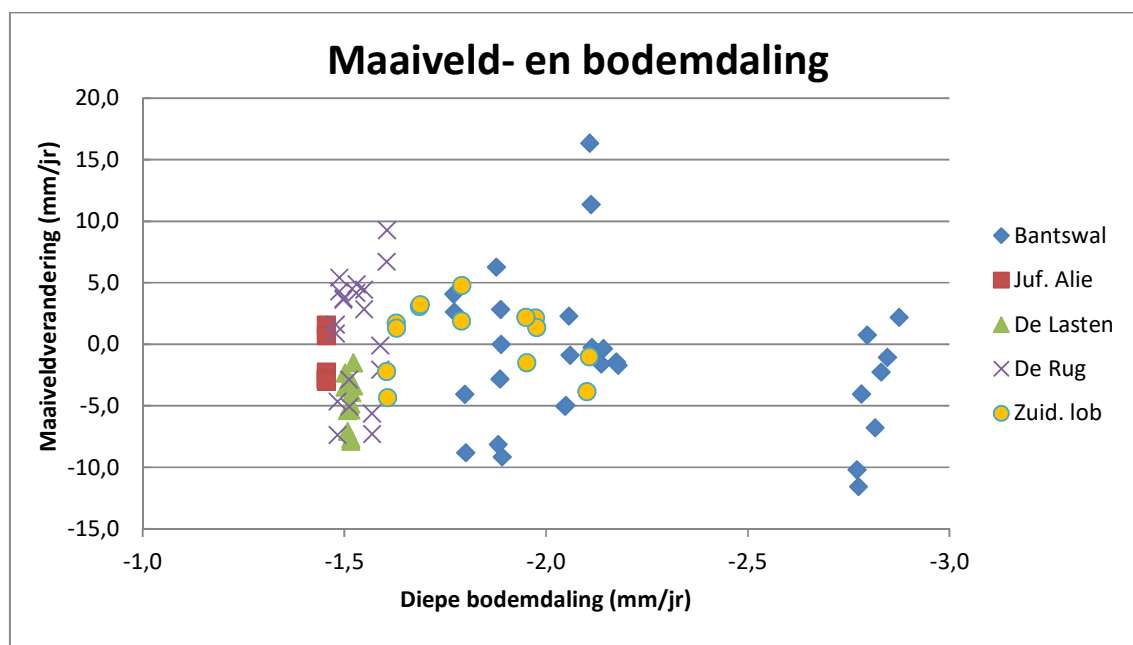
3. Veranderingen in maaiveldhoogte en afkalving en aangroei plaatranden

(A&W)

3.1. Maaiveldhoogteveranderingen

3.1.1. Veranderingen van maaiveldhoogte in de permanente kwadraten

De resultaten van de maaiveldhoogtemetingen in de pq's in 2008, 2012 en 2019 zijn vermeld in bijlage 1, evenals de verschillen tussen de drie jaren, de verandering in maaiveldhoogte in mm per jaar, de diepe bodemdaling tussen 2008 en 2019 en de diepe bodemdaling in mm per jaar. De jaarlijkse verandering in maaiveldhoogte is gebaseerd op de gemiddelde maaiveldhoogteverandering per pq per jaar. Als er 3 hoogtemetingen zijn verricht dan zijn ook drie verschillen bepaald die gemiddeld zijn. Bij slechts 2 hoogtemetingen is het verschil tussen beide jaren als basis genomen. De maaiveldhoogte per pq in een meetjaar is bepaald op basis van het gemiddelde van de hoogte bij de vier hoekpunten. In figuur 3.1 is de maaiveldverandering in mm per jaar afgezet tegen de gemiddelde diepe bodemdaling, eveneens in mm per jaar. Als de diepe bodemdaling zich rechtstreeks zou vertalen in daling van het maaiveld, dan wordt een verband tussen beiden verwacht. Uit de figuur blijkt dat er (nog) geen verband tussen beiden kan worden gevonden, ook omdat de spreiding in maaiveldverandering erg groot is. Wel valt op dat de pq's waar de diepe bodemdaling het sterkst is bijna alleen een negatieve (= dalende) maaiveldverandering kennen. Dat zijn de pq's van de Bantswal die het dichtst bij het centrum van de dalingssschotel liggen. Daarnaast valt op dat in veel pq's (bijna de helft) sprake is van een maaiveldstijging in plaats van de verwachte maaivelddaling. Dit feit doet zich op alle platen voor, uitgezonderd De Lasten, waar in alle pq's een maaiveldaling te zien is.



Figuur 3.1. Maaiveldverandering in de pq's tussen 2008 en 2019 ten opzichte van de berekende diepe bodemdaling 2008 - 2019.

De grote spreiding in maaiveldverandering wordt veroorzaakt door verschillende factoren, die elk afzonderlijk of in combinatie een grotere invloed (kunnen) hebben op maaiveldverandering dan diepe bodemdaling door gaswinning. Het gaat dan om zaken zoals beheer (maaien, begrazing, veedichtheid), klimaat (droge of natte seizoenen, waterstanden) en microreliëf in de pq's (strooiselophoping, graspollen, molshopen). Belangrijk is ook de beperkte nauwkeurigheid van de hoogtemetingen (maximaal 2 centimeter). Om deze factoren uit te middelen, zullen vanaf 2019 jaarlijks hoogtemetingen in de pq's uitgevoerd worden. De verwachting is dat na een aantal jaren een beter

beeld verkregen kan worden van de maaiveldverandering als gevolg van diepe bodemdaling omdat de meetfout dan wat meer uit middelt .

3.1.2. Veranderingen van maaiveldhoogte langs plaatranden

Naast maaivelddaling door bodemdaling als gevolg van gaswinning bepalen erosie en klink van de bodem de maaiveldhoogte. De verwachting was dat sedimentatie, in ieder geval langs de plaatranden, waarschijnlijk nergens aan de orde zou zijn, maar dat er wel sprake zou kunnen zijn van erosie als het water met hoge snelheid van geïnundeerde plaatranden af stroomt bij spuien na een periode met hoge oppervlaktewaterstanden.

Bijlage 2a geeft de resultaten van de metingen aan de SEB-balken weer. Daar zijn ook de verschillen tussen de gemiddelden van de metingen van 2014, 2015, 2017 en 2019 aangegeven. In bijlage 2b zijn de meetresultaten van 2015, 2017 en 2019 aan de opslibbingsplaten weergegeven. In 2014 zijn geen metingen verricht omdat de bodem toen verstoord was door het plaatsen van de meetplaten. Door bijvoorbeeld hoefafdrukken van het vee kunnen de negen metingen per opslibbingsplaat onderling sterk in hoogte? variëren. De resultaten zijn samengevat in tabel 3.1, waarbij de waarden voor de SEB-metingen met -1 zijn vermenigvuldigd om opslibbing als positief getal weer te kunnen geven.

Tabel 3.1. Gemiddelde mate van opslibbing (positief getal, bij beide typen metingen) en erosie (negatief getal) in cm ten opzichte van het startjaar van de metingen (aangegeven met *). -: Geen metingen door beschadiging van de SEB-constructie.

Locatie	Jaar			
	2014	2015	2017	2019
De Rug - SEB balk	*	-0,1	-	-
De Rug - opslibbingsplaat		*	0,5	1,0?
Zuidelijke Lob - SEB balk	*	0,5	-	-
Zuidelijke Lob - opslibbingsplaat		*	0,1	0,6
Zuidelijke Ballastplaat - SEB balk	*	0,3	0,6	0
Zuidelijke Ballastplaat - opslibbingsplaat		*	0,4	1,0?
Schildhoek - SEB balk	*	0,2	0,4	0,1
Sennerplaat - SEB balk	*	1,5	1,5	-

In tegenstelling tot de verwachting blijkt de relatieve maaiveldhoogte in 2019 t.o.v. 2014 in de Zuidelijke Ballastplaat en de Schildhoek gelijk gebleven resp. zeer licht toegenomen te zijn. De toename in de Schildhoek zou veroorzaakt kunnen zijn door zich ophopend rietstrooisel, aangezien de palen hier te midden van vrij dichte rietvegetaties gelegen zijn. Dat laatste geldt ook voor de inmiddels niet meer bruikbare constructie op de Sennerplaat.

Ook de metingen van 2019 aan de opslibbingsplaten duiden in De Rug, Zuidelijke Lob en de Zuidelijke Ballastplaat op een toename van de relatieve maaiveldhoogte sinds 2015, variërend tussen 6 en 10 millimeter (bijlage 2b). De toename van de maaiveldhoogte bedraagt 1,5 tot 2,5 millimeter per jaar en lijkt vrij gelijkmatig te verlopen. Deze gelijkmatige toename van de maaiveldhoogte zou kunnen wijzen op opslibbing bij hoge waterstanden. Opslibbing lijkt in het Lauwersmeergebied in eerste instantie onwaarschijnlijk: als er geen of onvoldoende mogelijkheid is tot spuien loopt de oppervlaktewaterstand geleidelijk op en kan tot inundaties leiden waarbij slib wordt afgezet. Maar zodra er weer gespuid kan worden, gaan de standen snel omlaag en stroomt het water met hoge snelheid de platen af. De verwachting was dat dit eerder tot netto erosie dan tot netto sedimentatie zou leiden.

3.1.3. Maaiveldhoogtemetingen in muizenraaien

In november 2019 is de maaiveldhoogte van de muizenraaien bepaald. In tabel 3.2 wordt deze vergeleken met de maaiveldhoogte zoals deze kan worden afgeleid uit AHN2 en AHN3. De maaiveldhoogte blijkt op basis van eigen metingen gemiddeld 0,11 meter lager te liggen dan volgens AHN2 (minimaal 0,06 meter, maximaal 0,18 meter) en gemiddeld 0,10 meter lager dan volgens AHN3 (minimaal 0,01 meter en maximaal 0,29 meter). Tussen AHN2 en AHN3 bestaat een klein maar variabel verschil in maaiveldhoogte (gemiddeld 0,01 meter, minimaal -0,10 meter, maximaal 0,05 meter).

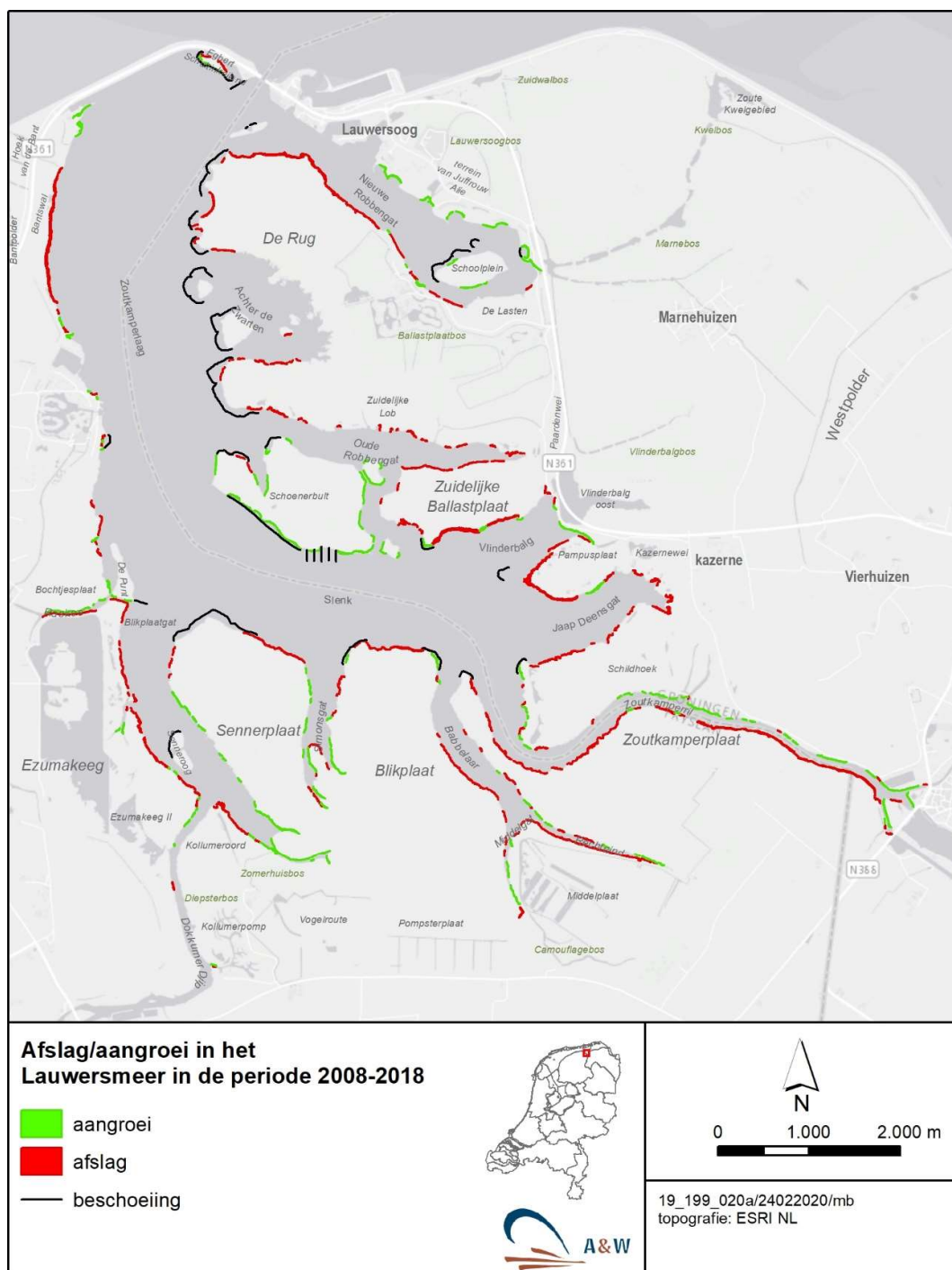
Van AHN2 was al bekend dat de bodemhoogte wordt overschat in hogere en dichte vegetaties. Nu blijkt dit ook het geval te zijn voor AHN3. Met betrekking tot de muizenraaien is daarom gekozen voor het gebruik van de eigen maaiveldhoogtemetingen.

Tabel 3.2 Maaiveldhoogte (in meter t.o.v. NAP) van de muizenraaien op basis van AHN2, AHN3 en eigen metingen in november 2019, en het verschil in maaiveldhoogte tussen AHN2, AHN3 en eigen metingen. Per muizenraai is een gemiddelde maaiveldhoogte bepaald van het begin, het midden en het eind van de muizenraai. Voor AHN2 en AHN3 is gerekend met vlakjes met een oppervlakte van 5*5 vierkante meter. De gemiddelde waarden van AHN2 wijken af van eerdere metingen, omdat toen slechts een gemiddelde van het begin en het eind van de muizenraai is bepaald.

Locatie	Maaiveldhoogte (in m t.o.v. NAP)			Verschil in maaiveldhoogte (in m)		
	AHN2	AHN3	Eigen meting	AHN2-AHN3	AHN2-eigen meting	AHN3-eigen meting
PPL I	-0,42	-0,45	-0,57	0,02	0,15	0,12
PPL II	-0,39	-0,43	-0,47	0,04	0,08	0,04
SH I	0,08	0,18	-0,10	-0,10	0,18	0,29
SH II	-0,10	-0,07	-0,28	-0,03	0,18	0,21
ZBP I	0,00	-0,05	-0,09	0,05	0,10	0,05
ZBP II	-0,03	-0,04	-0,10	0,01	0,07	0,06
ZLob I	-0,36	-0,38	-0,46	0,01	0,10	0,08
ZLob II	-0,37	-0,37	-0,48	0,00	0,10	0,11
Rug I	0,23	0,18	0,17	0,05	0,06	0,01
Rug II	0,27	0,22	0,15	0,05	0,12	0,07
Gemiddeld	-0,11	-0,12	-0,22	0,01	0,11	0,10

3.2. Afslag en aangroei van plaatranden

Afslag en aangroei van plaatranden is in beeld gebracht door luchtfoto's uit 2008 en 2018 in GIS met elkaar te vergelijken (figuur 3.2). Afslag blijkt met name op te treden langs beweide plaatranden (vergelijk figuur 3.2 met figuur 2.8) en vooral langs groot open water (met een grote strijklengte) zoals op de Bantswal (maximaal 25 meter afslag), de zuidwestoever en punt van de Pampusplaat (maximaal 67 meter afslag) de zuidoever van de Zuidelijke Ballastplaat (maximaal 34 meter afslag) en de west- en noordzijde van de Rug. In totaal gaat het in de periode 2008-2018 om naar schatting 18,1 hectare plaatoppervlak dat is afgeslagen. Langs plaatranden zonder beweiding, waar de rietkraag intact blijft, is de afslag beperkt gebleven. Langs zeer beschutte plaatranden, langs inhammen en achter stortstenen oeverbescherming vindt in meer of mindere mate aangroei plaats door uitbreiding van rietvegetaties (vooral langs de oevers van de Schoenerbult en de Sennerplaat en langs de zuidoever van Schildhoek). De aangroei is geschat op in totaal 6,2 hectare. Daarmee bedraagt het geschatte netto verlies aan plaatgronden 11,9 hectare.

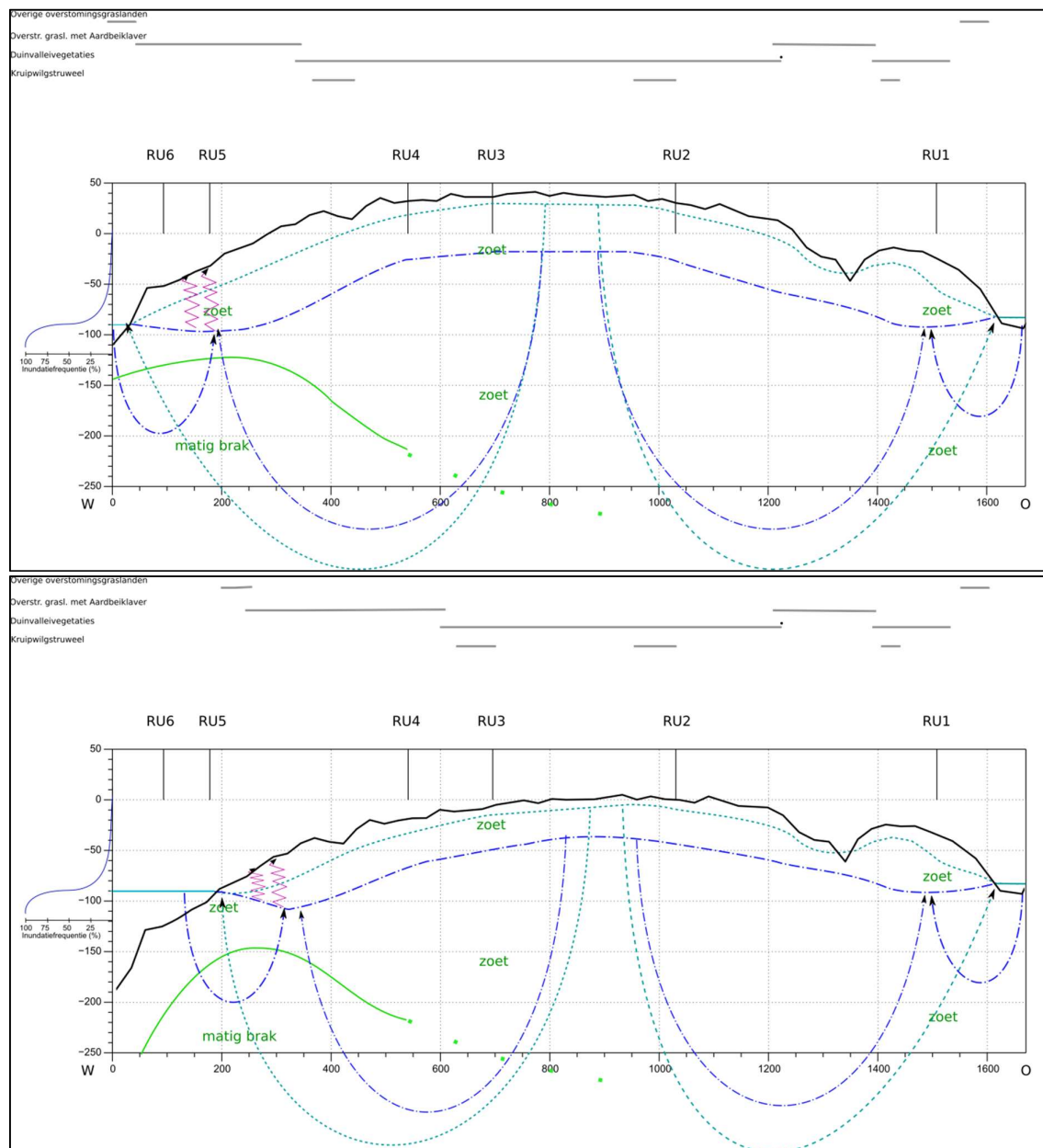


Figuur 3.2. Afslag en aangroei van plaatranden in het Lauwersmeer in de periode 2008-2018.

4. Landschapsecologische effecten, hydrologie en vegetatieveranderingen

4.1. Landschapsecologische effecten van bodemdaling

Wout Bijkerk



Figuur 4.1. Veranderingen in grondwaterstanden en -stromingspatronen op De Rug als gevolg van (sterke) bodemdaling aan westzijde.

In figuur 4.1 zijn twee profielen getekend van De Rug. De bovenste figuur geeft de huidige situatie op De Rug weer met dwarsdoorsnede op de plaat van west naar oost. In de onderste figuur is een hypothetische situatie met extreme bodemdaling weergegeven, variërend van 80 cm bij RU6 tot 20 cm bij RU1. De zwarte lijn geeft de hoogte van het maaiveld weer. Maaiveldhoogte is op de y-as weergegeven (in cm NAP). Links van de doorsnede is een grafiekje opgenomen met de inundatiekansen bij de betreffende maaiveldhoogtes.

De donkerblauwe (punt-streep) gestippelde lijnen geven de zomergrondwaterstand c.q. grondwaterstromingen in de zomer weer. In de zomer is de grondwaterstand bij RU5 en RU1 iets lager

dan het streefpeil van het meer. Daar vindt waarschijnlijk ook aanvulling van het grondwater vanuit het oppervlaktewater plaats. De lichtblauwe gestippelde lijnen geven de wintergrondwaterstanden / grondwaterstromingen weer.

In figuur 4.1 is ervoor gekozen om de bodemdaling in de onderste figuur extreem weer te geven om zo de verschuivingen in maaiveld, grondwaterstromingen, zoutgradiënt van het grondwater en vegetatiepatronen inzichtelijk te maken. Als de huidige bodemdaling of de totale verwachte bodemdaling was gebruikt, dan zou dit in de figuur tot nauwelijks zichtbare verschuivingen leiden. Bij een dergelijke extreme daling aan de westkant zal de grondwaterstand t.o.v. maaiveld iets hoger komen te liggen, m.n. in westelijk deel. Dat betreft vooral de zomergrondwaterstanden. Voor de winter en voorjaarsgrondwaterstanden geldt nu al dat deze net rond maaiveld liggen bij RU3 en RU4 en ze niet verder kunnen stijgen. Een deel (bij RU5 en RU6) verdwijnt hier permanent onder water en het aanliggende deel inundeert vaker. Ook zal de zone met brakke invloed (a.g.v. capillaire opstijging vanuit de zoutwaterbel in zomerperiode) opschuiven naar het oosten. Als gevolg daarvan zullen de patronen van en grenzen tussen vegetatietypen verschuiven.

De grondwaterstanden en plaats van de brakke zone in de huidige situatie zijn gebaseerd op de hydrologische monitoring en de chemische bepalingen van het grondwater uit 2012 (Bijkerk *et al.* 2013).

Op grond van bovenstaande analyse zou je verwachten dat bodemdaling leidt tot:

- Hogere zomergrondwaterstanden;
- Iets hogere voorjaarsgrondwaterstanden;
- Grotere kans op inundatie van de lager gelegen delen van de plaat en langere inundatieduur;
- Een verschuiving van brakke invloed (voor zover aanwezig) richting de nu hogere plaatdelen
- Zilte overstromingsgraslanden met Zilte rus of Aardbeiklaver verschuiven daardoor ook iets richting het centrale deel;
- Langs de randen van de plaat zullen zilte vegetaties verzoeten door toename van de invloed van zoet meerwater;
- Het areaal van de duinvalleivegetaties, die op De Rug nu vooral op het centrale hoge gedeelte aanwezig zijn, wordt wat in elkaar gedrukt waardoor hun oppervlak afneemt;
- Het totale begraaibare areaal zal door bodemdaling iets krimpen. Bij een gelijkblijvende veebezetting zal dit tot een iets hogere graasdruk leiden en mogelijk een wat minder snel dichtgroeien met struweel.

4.2. Hydrologie

René Buijs

Bodemdaling als gevolg van de gaswinning rond het Lauwersmeer kan er toe leiden dat de gemiddelde grondwaterstand dicht bij 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.

4.2.1. Resultaten meetperiode 23 oktober 2007 - 31 december 2019

Na een meetperiode van tien jaar blijkt het jaarlijkse fluctuatiepatroon 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 en de tijdsduur waarin de standen diep wegzakken verschilt tussen de jaren en vooral de locaties.

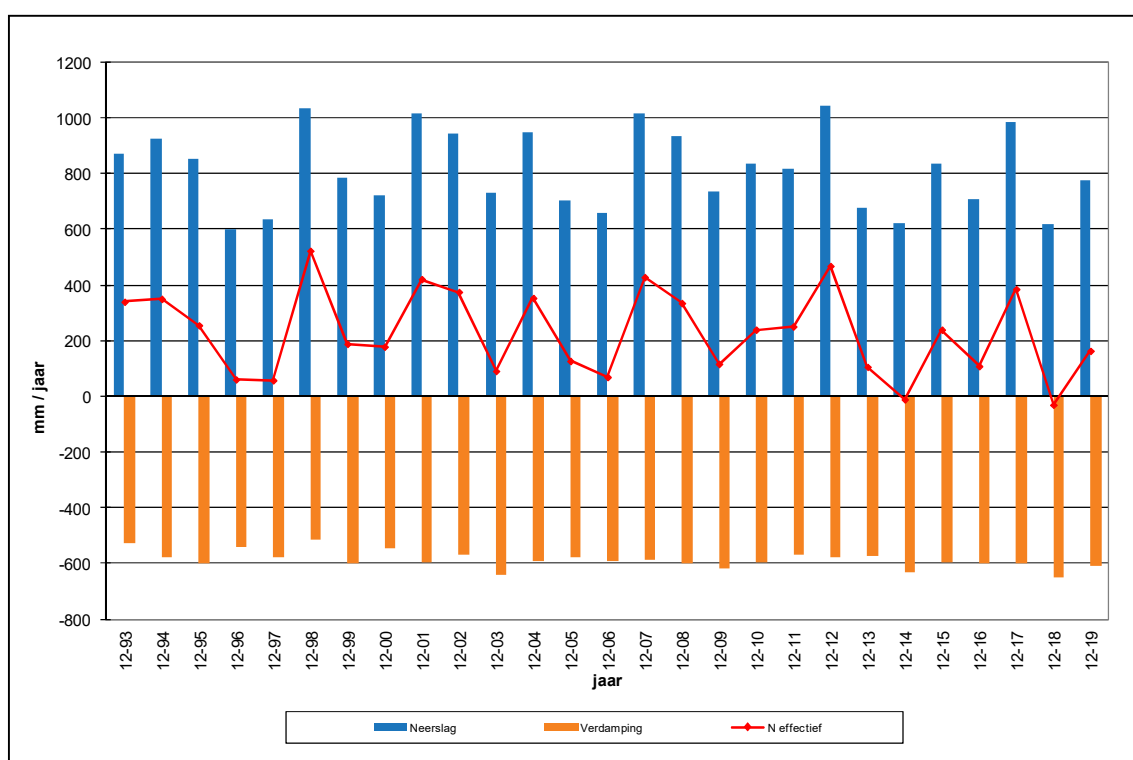
Tot nu toe laat het jaar 2012 de minst grote uitzakking van de grondwaterstanden in de zomerperiode zien. Het relatief droge jaar 2014 kende een sterke uitzakking van de grondwaterstand in de zomer, net als in 2017. Het jaar 2018 heeft met zijn extreem droge weer tot de grootste uitzakking van de grondwaterstand 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. 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 2019

Het jaar 2019 is een vrij droog jaar geweest (landelijk gemiddeld 783 mm neerslag tegenover 847 mm normaal), maar ook zeer warm (het zesde zeer warme jaar op rij) en zeer zonnig (bron: KNMI). In de zomerperiode viel minder neerslag, na een hittegolf in juli viel er in het noorden veel neerslag in korte tijd als gevolg van onweersbuien. In september en oktober viel er weer de normale hoeveelheid neerslag. Het KNMI-station Lauwersoog bleef met 775 mm neerslag net iets onder het landelijk jaargemiddelde.

Er was in het Lauwersmeergebied over 2019 sprake van een effectief neerslagoverschot van 163 mm (figuur 4.2) waardoor de grondwaterstanden een geringere uitzakking vertonen dan in het voorgaande jaar, toen er op sprake was van een extreem droog jaar met een neerslagtekort.



Figuur 4.2. Verloop neerslag en verdamping van december 1993 t/m december 2019, gebaseerd op het KNMI-station Lauwersoog. De rode lijn (N-effectief) geeft het verloop weer van het neerslagoverschot sinds december 1993.

De grondwaterstand daalt in 2019 gestaag vanaf april/mei bij de meeste meetpunten tot ruim onder maaiveldniveau, met het laagste niveau rond eind juli en begin augustus. In september doet zich de eerste echte peilstijging voor. In de loop van oktober stijgt de grondwaterstand gestaag tot aan of boven maaiveld, zoals het grafisch verloop voor het merendeel van de meetpunten laat zien. In figuur 4.3 is als voorbeeld het stijghoogteverloop voor de diepere buis bij RU3 weergegeven. Voor de overige buizen en totale meetperiode verwijzen we naar het hierboven vermelde Lauwersmeerportaal binnen Waterweb.



Figuur 4.3. Verloop stijghoogte diepere buis bij RU3 (cq. RU3b) voor de periode januari 2017 t/m december 2019 (groene lijn). De maaiveldhoogte is met een blauwe 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.

4.2.3. Grondwaterstandskarakteristieken

Om het grondwaterregime te 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. Deze berekende GXG-waarden zijn per buis voor de verschillende meetjaren in het Waterweb-portaal weergegeven (indien hierbij wordt aangevinkt om de standen t.o.v. maaiveld weer te geven). Enkele kengetallen van de tot nu toe verzamelde meetgegevens van de peilbuizen gebruikt voor monitoring staan in tabel 4.1. Hierin is ook (voor het jaar 2019) 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. De periode is afgestemd op de periode van het wegzakken van grondwaterstanden in het onderzoeksgebied.

Tabel 4.1. Overzicht kengetallen meetreeksen monitoring peilbuizen Lauwersmeer. De waarden hebben grotendeels betrekking op de gehele monitoringsperiode t/m eind december 2019. Alleen bij het aantal dagen inundatie (Inundatie) en diepere uitzakking (Uitzakking) betreft het resp. de inundatie van maaiveld in de periode 15 maart tm 30 april 2019 (*) en uitzakking groter dan 80 cm beneden maaiveld in de periode 1 mei tm 30 september 2019 (**). 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).

Peilbuis	MV	GG_NAP	GG_MV	HG_NAP	LG_NAP	Fluctuatie	Inundatie*	Uitzakking**
BW1B	31	-25	56	32	-135	167		145,2
BW3B	-41	-61	20	23	-160	183	24,4	69,2
BW8B	-12	-43	31	30	-207	237		129,3
BW9B	-50	-81	31	26	-206	232	4,3	84,0
JA3B	-41	-75	34	-34	-157	123	4,2	53,3
LA3B	-66	-84	18	23	-188	211	7,5	40,8
RU1B	-39	-75	36	24	-143	167		42,0
RU3B	14	-8	22	23	-101	124		55,3
RU5B	-4	-45	41	21	-126	147		110,3

ZL3B	-64	-97	33	24	-201	225		91,2
ZL5B	-44	-76	32	25	-177	202	4,5	109,6
ZB2	-14	-42	28	-7	-140	133	8,1	100,7
ZB3	-12	-54	42	-6	-142	136	9,7	117,0
SH2	-14	-53	39	-7	-175	168	8,4	122,8
SH3	-29	-62	33	-12	-209	197	6,4	96,2
ZP1	-45	-93	48	-16	-208	192	4,3	138,9
ZP4	-58	-82	24	-11	-180	169	6,4	40,5
ZP5	-2	-71	69	-9	-180	171		141,4
BP2	-50	-84	34	-14	-211	197	24,5	125,9
BP3	-74	-91	17	-21	-218	197	26,8	61,3
SP1	-4	-23	19	10	-163	173	39,3	84,2
SP3	-66	-91	25	-13	-237	224	4,5	78,4
SP6	-65	-88	23	-16	-222	206	8,0	83,1

Door 's zomers optredende droogval bij een waterstand beneden 60 cm –mv, ontbreken de waarden voor de ondiepe filters (A), die daarom uit het overzicht zijn weggelaten.

Bovenstaande tabel laat zien dat langdurige inundaties (van bijna een maand) van het maaiveld in de voorjaarsperiode van 2019 zich voordoen bij de meetpunten Bantswal BW3, Blikplaat BP2 en BP3 en op de Sennerplaat bij het hogere deel, bij SP1. Bij de meeste overige meetpunten is het aantal dagen inundatie kleiner (ongeveer een week). Langdurige uitzakking van de grondwaterstand in de zomerperiode (>60 dagen) treedt op bij alle meetpunten op de Bantswal (BW1, BW3, BW8 en BW9) en de Rug RU5. Ook bijna alle meetpunten op de zuidelijk gelegen platen laten dit zien (ZL3, ZL5, ZB2, ZB3, ZP1, ZP5, BP2, BP3, SP1, SP3 en SP6). Door het zeer droge jaar is de periode van uitzakking, net als vorig jaar, langer dan in de voorgaande jaren. Wel is de periode van uitzakking in 2019 voor de meeste meetpunten korter dan in 2018.

4.2.4. Modellerings 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 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 er van uitgegaan dat bij een verklaarde variantie van meer dan 70% er 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.

Tabel 4.2. 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	80,3 0,023	81,8 0,017	75,3 0,028	78,6 0,023	74,0 0,014	67,0 0,021
Prec + Evap + Niet Lineariteit	88,7 0,018	85,7 0,010	87,2 0,015	90,4 0,013	77,7 0,012	89,9 0,009
Prec + Evap + Opp.waterpeil	80,4 0,021	82,8 0,018	76,4 0,030	80,0 0,025	77,1 0,016	67,1 0,025
Prec + Evap + Opp.wp + Lin.trend	81,4 0,021	83,7 0,018	78,5 0,030	81,5 0,025	77,4 0,016	66,3 0,025

Meetreeks	RU1B	RU3B	RU5B	ZL3B	ZL5B
Prec + Evap	80,6 0,015	68,8 0,015	69,3 0,014	80,3 0,026	79,7 0,022
Prec + Evap + Niet Lineariteit	79,1 0,015	79,1 0,009	84,8 0,008	88,0 0,018	84,9 0,016
Prec + Evap + Opp.waterpeil	83,4 0,015	68,5 0,021	72,7 0,018	80,9 0,028	79,8 0,025
Prec + Evap + Opp.wp + Lin.trend	83,6 0,015	72,7 0,020	73,8 0,018	81,0 0,028	80,8 0,025

Meetreeks	ZB2	ZB3	SH2	SH3	ZP1	ZP4
Prec + Evap	71,5 0,029	87,1 0,015	75,5 0,031	68,2 0,031	81,3 0,024	79,8 0,022
Prec + Evap + Niet Lineariteit	86,1 0,018	89,9 0,012	81,8 0,022	84,7 0,019	90,8 0,016	88,3 0,014
Prec + Evap + Opp.waterpeil	70,9 0,030	88,1 0,015	76,0 0,031	68,8 0,029	81,6 0,024	79,2 0,022
Prec + Evap + Opp.wp + Lin.trend	73,4 0,030	88,1 0,015	76,3 0,032	69,2 0,029	81,8 0,025	79,2 0,023

Meetreeks	ZP5	BP2	BP3	SP1	SP3	SP6
Prec + Evap	82,0 0,016	75,1 0,027	65,0 0,021	31,0 0,014	65,6 0,028	67,7 0,014
Prec + Evap + Niet Lineariteit	92,5 0,012	91,3 0,017	88,8 0,013	62,2 0,008	78,7 0,017	87,1 0,009
Prec + Evap + Opp.waterpeil	83,5 0,016	75,3 0,028	64,9 0,022	31,5 0,016	64,4 0,029	67,6 0,015
Prec + Evap + Opp.wp + Lin.trend	83,5 0,016	78,2 0,028	68,6 0,022	32,1 0,016	65,9 0,029	69,6 0,015

In tabel 4.2 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 verklaart. Het grootste deel van de in 2014 geplaatste peilbuizen laat inmiddels een voldoende modelresultaat zien omdat de meetreeksen langer zijn geworden. Uitzondering hierop is de meer geïsoleerd gelegen peilbuis SP1 in het zuidelijk deel van 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, 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 Index Criterium (AIC). Hoe lager de waarde van de FPE, hoe beter de voorspellende kwaliteit van het model. In vergelijking met de voorgaande rapportage is het percentage verklaarde variantie voor de meeste meetpunten weinig toegenomen. 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 lineaire trend (in combinatie met meerpeil) levert alleen bij de meetpunten BW1b, RU1b en SH3 een iets beter model op met een hogere verklaarde variantie én lagere of gelijkblijvende FPE. Op deze locaties lijkt sprake te zijn van trendmatige verandering van de grondwaterstand gedurende de meetperiode. Voor SH3 geldt dat de totaal verklaarde variantie net onder de 70% ligt

zodat het als onvoldoende betrouwbaar wordt beschouwd. Bij ZB3 en ZP5 hebben de complexere modellen een hogere verklaarde variantie en een lagere FPE dan het simpeler model, maar is er geen verschil tussen wel of geen lineaire trend toegevoegd als verklarende factor naast de oppervlaktewaterstand. De verwachting was dat meer bodemdaling zou leiden tot een sterkere trend in stijging van de grondwaterstand, dus ook dat de lineaire trend het sterkst zou zijn dichtbij het centrum van de dalingschotel. De drie meetpunten waarbij sprake is van een lineaire trend liggen niet dicht bij dit centrum. Bovendien laat een nadere analyse van de trendmatige veranderingen bij de meetpunten BW1b, RU1b overigens zien dat deze een geringe verlaging van de stijghoogtes betreffen (5 cm in 12 jaar, gecorrigeerd voor neerslag, verdamping en fluctuaties in oppervlaktewaterstanden) en niet de bij bodemdaling en gelijkblijvend streefpeil verwachte verhoging.

De vegetatieontwikkelingen in de permanente kwadraten (zie par. 4.3) laten eveneens in de meeste gevallen geen trend zien in mate van vochtigheid. In de gevallen dat wel een trend zichtbaar is, duidt deze meestal op een geringe verdroging. Daarbij moet worden bedacht dat hierbij niet gecorrigeerd kan worden voor variatie in neerslag en verdamping maar dat de vegetatieverandering een reflectie is van de daadwerkelijke weersinvloeden en met name de droge zomers van afgelopen jaren. Door het te geringe percentage verklaarde variantie (minder dan 70%) bij de meetpunten in de Lasten (LA3b), 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.

Conclusie

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 en wijst daarbij juist op geringe daling van de grondwaterstand. Er is geen (ruimtelijk) verband tussen de mate van bodemdaling en verbetering van de modellering als een lineaire trend wordt toegevoegd. Een duidelijke relatie tussen grondwaterstandsverloop en bodemdaling is, net als in voorgaande jaren, vooralsnog niet aantoonbaar aanwezig.

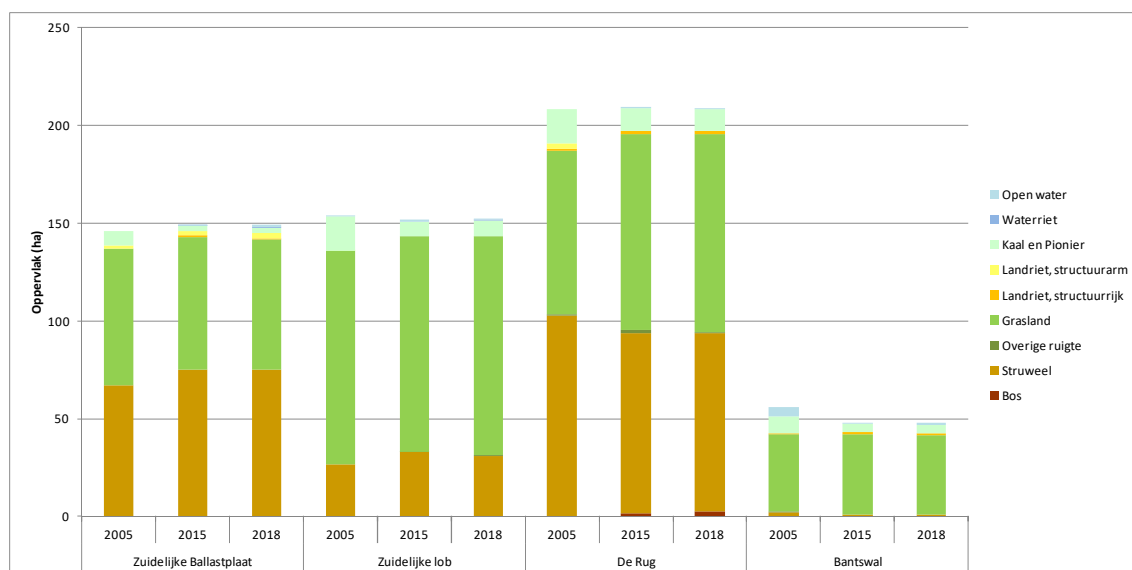
4.3. Vegetatieveranderingen

Wout Bijkerk

4.3.1. Grootschalige structuurveranderingen tussen 2005 en 2018

In de rapportage over de bodemdalingseffecten op het Lauwersmeergebied tot 2018 (Kleefstra *et al.* 2019) is in hoofdstuk 3 uitgebreid ingegaan op de veranderingen in de vegetatiestructuur. Hierbij is gebruik gemaakt van drie grote vlakdekkende structuurkarteringen (uit 2005, 2015 en 2018), van transectkarteringen (uit 2008, 2012, 2014 en 2018) en van de pq's (jaarlijks opgenomen vanaf 2007). In 2019 zijn geen structuurkartering en transectkarteringen uitgevoerd vandaar dat we, voor die onderdelen, de conclusies uit de vorige rapportage grotendeels overnemen in deze paragraaf. Met structuurveranderingen bedoelen we hierbij de veranderingen in oppervlakten van de onderscheiden structuurtypen en niet zozeer de verandering in variatie aan structuurtypen binnen een deelgebied. Voor een meer gedetailleerde beschrijving van structuurveranderingen in de onderscheiden deelgebieden verwijzen we naar Kleefstra *et al.* (2019). De resultaten uit de pq-monitoring worden in paragraaf 4.3.2 beschreven.

Globaal blijken de veranderingen in oppervlak van de onderscheiden structuurtypen gering binnen de meeste deelgebieden. In figuren 4.4 en 4.5 is voor 2005, 2015 en 2018 het oppervlak van de (geaggregeerde) structuurtypen weergegeven van de deelgebieden waarbinnen een BMP-plot ligt. In bijlage 3 is de vegetatiestructuurkaart uit 2018 opgenomen.

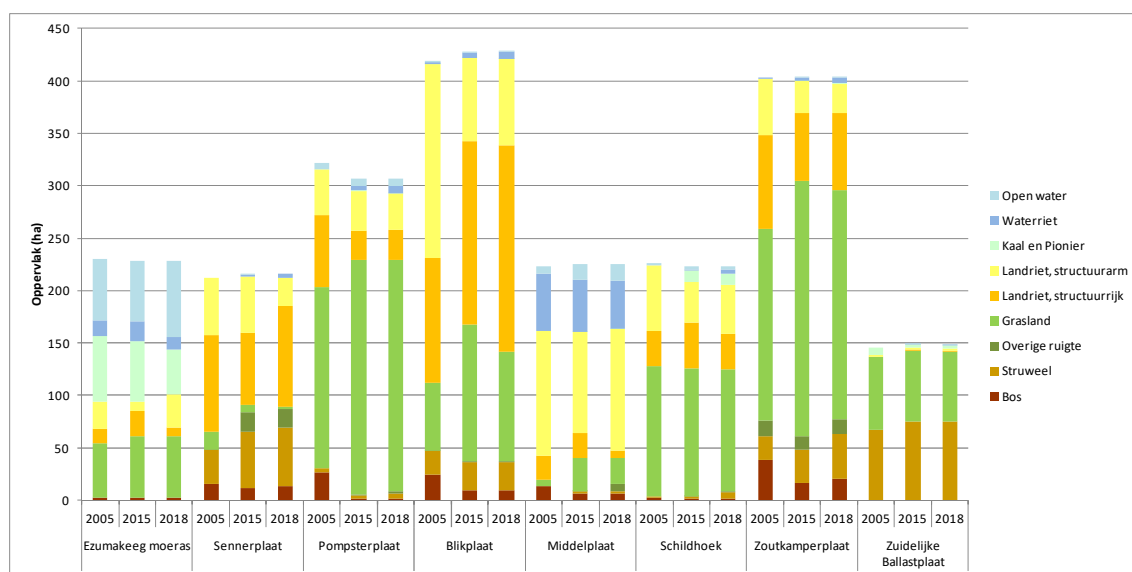


Figuur 4.4 Bedekking van structuurtypen in noordelijke deelgebieden met BMP-plots in 2005, 2015 en 2018. Uitgangspunt is hier de oppervlakte van het totale deelgebied, deze kan groter zijn dan het oppervlak van het BMP-plot binnen het gebied. Kleine verschillen in het totale oppervlak tussen de jaren binnen één deelgebied worden veroorzaakt door verschillen in de karteergrenzen.

Op een wat fijnere schaal (transecten en delen binnen de onderscheiden deelgebieden) treden echter wel veranderingen op, waarbij beheer en graasdruk naast de autonome successie een rol spelen.

Gemaaide deelgebieden

Het terreintje van Juffrouw Alie en De Lasten worden jaarlijks gemaaid. In beiden liggen geen BMP-plots vandaar dat ze niet zijn opgenomen in figuur 4.4. Hier blijkt de oppervlakteverhoudingen tussen de structuurtypen weinig te veranderen. Dit volgt zowel uit de vlakdekkende als de transectkarteringen. De bedekking van houtige soorten (bijgehouden als toevoeging in de transectkartering) is wel toegenomen, ondanks het maaibeheer. Vooral de bedekking van Kruiplwilg is in het Terreintje van Juffrouw Alie sinds 2007 duidelijk gestegen. Maar omdat jaarlijks wordt gemaaid blijft de Kruiplwilg laag en vormt zich geen struweel.

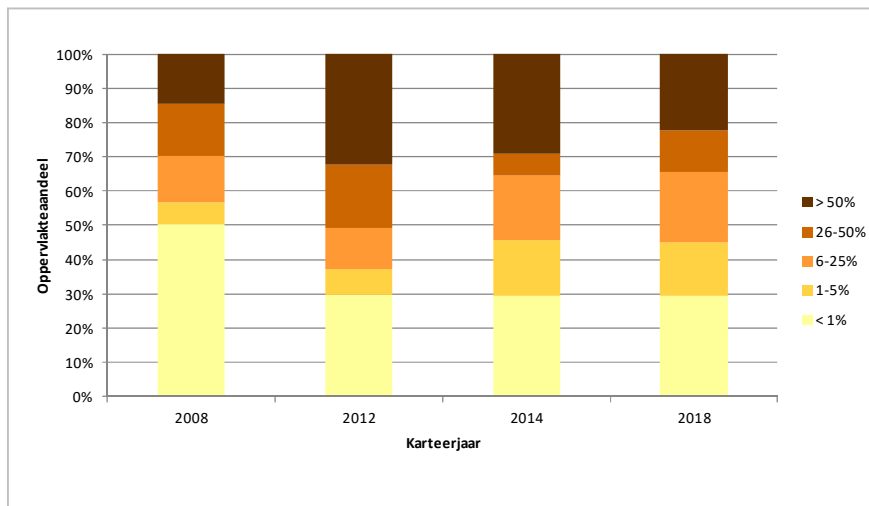


Figuur 4.5. Bedekking van structuurtypen in zuidelijke deelgebieden met BMP-plots in 2005, 2015 en 2018. Uitgangspunt is hier de oppervlakte van het totale deelgebied, deze kan groter zijn dan het oppervlak van het BMP-plot binnen het gebied. Kleine verschillen in het totale oppervlak tussen de jaren binnen één deelgebied worden veroorzaakt door verschillen in de karteergrenzen.

Begraasde deelgebieden

In de begraasde deelgebieden (Bantswal, De Rug, Zuidelijke Lob, Zuidelijke Ballastplaat, Schildhoek, Zoutkamperplaat, Blikplaat, Pompsterplaat en de Ezumakeeg) wordt de vegetatiestructuur sterk beïnvloed door de effecten van begrazing. Dit leidt echter niet tot duidelijke verschuivingen in de oppervlakteaandelen van de onderscheiden structuurtypen. Over het gehele deelgebied genomen zijn de veranderingen gering, maar binnen een deelgebied treden op kleinere schaal wel veranderingen op.

Een hogere veebezetting leidt doorgaans tot het minder snel dichtgroeien en soms het opener worden van de vegetatie. Maar hier doorheen speelt dat begrazingspatronen veranderen, zoals ook blijkt uit de analyse van de veepadten binnen door riet gedomineerde vegetaties (par. 4.3.3). Op de structuurkaarten en in de transecten en pq's zijn deze effecten op meerdere schaalniveaus zichtbaar. Een belangrijk gemeten effect is dat matig verstruikte delen verder dichtgroeien (op De Rug vooral met Duindoorn) en dat open delen van grasland met verspreide struiken (vooral kruipwilstruweeltjes) steeds opener worden. Vooral op De Rug is dit proces duidelijk zichtbaar, maar het vindt ook plaats op de Schildhoek en de Zoutkamperplaat. Dit lijkt veroorzaakt doordat vee zich terugtrekt uit de sterk verstruikte (en steeds moeilijker toegankelijke) delen en zich steeds meer gaat ophouden in de open grazige delen. Als we specifiek naar Kruipwilg kijken, dan blijkt dat in deelgebieden met een hoge graasdruk (Bantswal en in mindere mate de begrazingseenheid van Rug-Ballastplaat-Zuidelijke Lob) de door deze soort gedomineerde struwelen opener zijn geworden, vooral na 2015. Daarnaast blijkt in veel noordelijke deelgebieden dat houtige soorten zich hebben uitgebreid terwijl juist de dichtere delen in oppervlak zijn afgenomen sinds 2012 (zie figuur 4.6). Dit laatste is waarschijnlijk een gevolg van een ziekte van de struiken in 2013. Het struweel werd daardoor opener en beter begaanbaar zodat begrazing daar toenam. De laatste jaren is op het centrale deel van de Zoutkamperplaat sprake van de uitbreiding van bos en struweel. Hier lijkt de invloed van vee (lokaal) weer kleiner te zijn geworden.



Figuur 4.6. Oppervlakteaandeel van de bedekking door houtigen (5 bedekkingsklassen, zie legenda) in de transecten van de Bantswal, De Rug, Zuidelijke lob en Zuidelijke Ballastplaat.

De bedekking van Riet en van Duinriet vertoont tot 2015 op veel locaties een afname, duidend op de invloed van begrazing. Op de Schildhoek verruigde een deel van het structuurarme rietland tot structuurrijk rietland met ruigtkruiden en daarnaast is een deel van het rietland overgegaan in grasland. Dat laatste zien we ook elders. Op de Zoutkamperplaat is het riet door begrazing opener geworden en is rietland deels overgegaan in grasland. Ditzelfde fenomeen doet zich voor op het noordelijk en westelijk deel van de Blikplaat.

Tot slot zijn in begraasde deelgebieden nog twee effecten gemeten die niet direct zijn veroorzaakt door begrazing: afslag en de afname van kale grond. Uit de transectkarteringen blijkt dat de oever in de vier begraasde deelgebieden (Bantswal, De Rug-Zuidelijke Lob-Zuidelijke Ballastplaat) afslaat. Dit komt overeen met de analyse in par. 3.1.2. Daaruit blijkt dat op verschillende beweide platen afslag optreedt waarbij begrazing door vee waarschijnlijk ook een rol speelt (naast de factor strijklengte).

Op De Rug, Bantswal en Zuidelijke Lob is daarnaast op kleine schaal een afname zichtbaar van de bedekking van kale grond en pioniervegetatie, dat wordt vervangen door het structuurtype laag grasland. Dit is het gevolg van natuurlijke successie en (vooral op de Bantswal) ook van de voortschrijdende ontzilting.

Onbeheerde deelgebieden

In de onbeheerde deelgebieden met een gestuwd peil - de Middelplaat en het westelijke deel van de Pompsterplaat - zijn weinig structuurveranderingen opgetreden. Wel lijkt op de Middelplaat waterriet iets in oppervlak achteruit te zijn gegaan. Voor een deel lijkt dit te zijn overgegaan in landriet, maar dit is waarschijnlijk een schijneffect als gevolg van peilverlagingen ten behoeve van maaiactiviteiten. Daarnaast is het areaal waterriet kleiner geworden door ganzenvraat (waarnemingen SOVON) en is het in open water overgegaan. In het noordelijke, onbeheerde deel van de Sennerplaat zijn als gevolg van natuurlijke successie delen van structuurarme rietvegetaties verruigd tot structuurrijke rietvegetaties (c.q. natte rietruigten). Ook zijn struwelen er dichter en hoger geworden.

4.3.2. Veranderingen in de pq's

Structuurveranderingen kunnen ook blijken uit analyse van de data uit het meetnet van pq's. Dit kunnen veranderingen zijn die ter plekke van de pq leiden tot een ander structuurtype, maar ook kleinere trends in soortensamenstelling die wijzen op een mogelijke ontwikkeling richting een ander structuurtype. Daarnaast kunnen vegetatieveranderingen duiden op veranderingen in de abiotische condities van de standplaats. Met de analyse van de pq-gegevens gaan we in op beide aspecten.

Analyse op basis van vooraf gedefinieerde soortgroepen

Per pq-locatie zijn de indicatoren voor verrieting, verstruiking, pionierkarakter, zoutgehalte, vochtgehalte en zuurgraad 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^2 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 Kruipwilg binnen jaarlijks gemaaide terreinen geen indicator is voor verstruiking. Kruipwilg 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.

Indien trendmatige effecten wel aanwezig zijn, zijn deze als volgt geclassificeerd 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 4.3. Hieruit blijkt dat:

- het pionierkarakter in de meeste pq's niet verandert. In een aantal pq's 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 enkele pq's zien we een toename van het pionierkarakter als gevolg van het opener worden van de vegetatie. Dat speelt vooral bij ZB2 op de Zuidelijke Ballastplaat. Mogelijk speelt vertrapping door vee hierbij een rol (want opnamen bij grondwaterbuis), hoewel er geen sinds 2015 geen toename van de mate van vertrapping is geconstateerd;
- de rietbedekking in de meeste pq's niet verandert. Waar wel een trend is vastgesteld, betreft het bijna altijd een geringe afname. Een wat grotere afname doet zich voor bij ZL7 op de kop van de Zuidelijke Lob, waar het rietaspect binnen het grasland vrijwel is verdwenen, en bij BP3 waar de grens tussen grasland en rietland onder invloed van begrazing verschuift. Dergelijke begrazingseffecten zien we ook op de Zoutkamperplaat waar drie van de vijf pq's een matige afname in de rietbedekking laten zien. De enige pq met een toename in de rietbedekking (van 30 naar 50%) betreft SP6 in het onbegraste deel van de Sennerplaat;
- verruiging alleen iets toeneemt in pq's op De Rug. Dat komt vooral door een lichte toename van de bedekking van Heelblaadjes. Op de Zoutkamperplaat (ZP2 en ZP5) neemt de verruiging met Koninginnekruid en Duinriet juist af. De meeste pq's veranderen niet t.a.v. het aspect verruiging;
- de meeste pq's geen veranderingen laten zien t.a.v. verstruiking. Toch zijn er enkele waar de struweelbedekking sterk toeneemt. Dat doet zich vooral voor op De Rug, waar in het oosten

(RU1 en RU2) sprake is van toename van Duindoorn; bij RU9 betreft het toename van Kruipwilg. Ook bij BW2 en ZB1 betreft het een toename van de struiklaag die hier uit Kruipwilg bestaat.
De veranderingen binnen de pq's zijn op kaart weergegeven in Bijlage 5 a t/m g.



Schotse Hooglanders op een grazige plek op de Zoutkamperplaat, met daaromheen oprukkend struweel (7 april 2019, foto: Romke Kleefstra).

Tabel 4.3. Trendmatige veranderingen in indicatoren afgeleid uit soortensamenstelling en bedekking van groepen indicatieve plantensoorten in de pq's. Hierbij is onderscheid gemaakt tussen indicatoren ten aanzien van vegetatiestructuur en indicatoren ten aanzien van abiotische condities. De vermelde diepe bodemdaling per pq-locatie is de gemodelleerde diepe bodemdaling vanaf 2008 tot januari 2019 in cm (bron: Meet & Regelcyclus 2017_update) overeenkomstig de meetperiode van de meeste pq's.

pq-locatie	aanvangsjaar	vegetatiestructuur				abiotiek			bodemdaling_08-19 (cm)	beheer
		pionierkarakter	verrieting	verruiging	verstruiking	verzijing	vernating	verzuring		
BW2	2007	-1	-1	0	2	0	-1	-1	2,1	begrazing jaarrond + seizoen
BW4	2007	0	0	0	0	-1	0	0	2,4	
BW5	2007	0	0	0	0	0	0	-2	2,3	
BW20(BW6)	2007	0	0	0	0	0	0	0	2,3	
BW10	2007	1	0	0	0	-2	0	0	3,0	
BW11	2009	0	0	0	0	-1	0	-1	2,3	
BW12	2009	0	0	0	0	-1	0	-2	2,0	
BW13	2009	0	0	0	0	0	1	0	2,3	
BW14(BW3)	2007	-2	0	0	0	1	2	0	2,1	
BW15(BW8)	2007	-1	0	0	0	0	1	0	3,1	
BW16(BW9)	2007	0	0	0	0	-1	0	0	3,1	
BW17(BW1)	2007	-1	0	0	1	0	0	-2	2,1	
BW18	2010	0	0	0	0	0	0	-2	1,9	
BW19(BW7)	2007	0	0	0	0	0	0	0	3,1	
LA1	2007	0	0	0	0	-1	0	0	1,7	zomermaaien
LA2	2007	-1	0	0	0	-2	-1	2	1,7	
LA3	2007	0	0	0	0	-2	0	0	1,7	
LA4	2007	0	0	0	0	0	0	0	1,7	
LA5	2010	1	0	0	0	0	0	-2	1,7	
LA6	2010	0	0	0	0	0	0	-2	1,7	
JA1	2007	0	0	0	0	0	0	0	1,6	zomermaaien
JA2	2007	0	0	0	0	0	0	0	1,6	
JA3	2007	0	0	0	0	0	0	-2	1,6	
RU1	2007	0	-1	1	2	0	0	0	1,6	begrazing jaarrond + seizoen
RU2	2007	-1	0	1	2	0	0	0	1,6	
RU3	2007	-1	0	0	-1	0	0	0	1,7	
RU4	2007	-1	0	0	0	0	-1	0	1,7	
RU5	2007	0	0	0	0	-1	0	-1	1,7	
RU6	2007	0	0	1	0	0	0	-1	1,8	
RU7	2009	-2	0	0	1	0	0	0	1,7	
RU8	2009	0	0	0	0	-2	0	0	1,7	
RU9	2010	0	0	1	2	0	-2	0	1,6	
RU10	2010	0	-1	0	0	0	0	0	1,6	

Legenda:

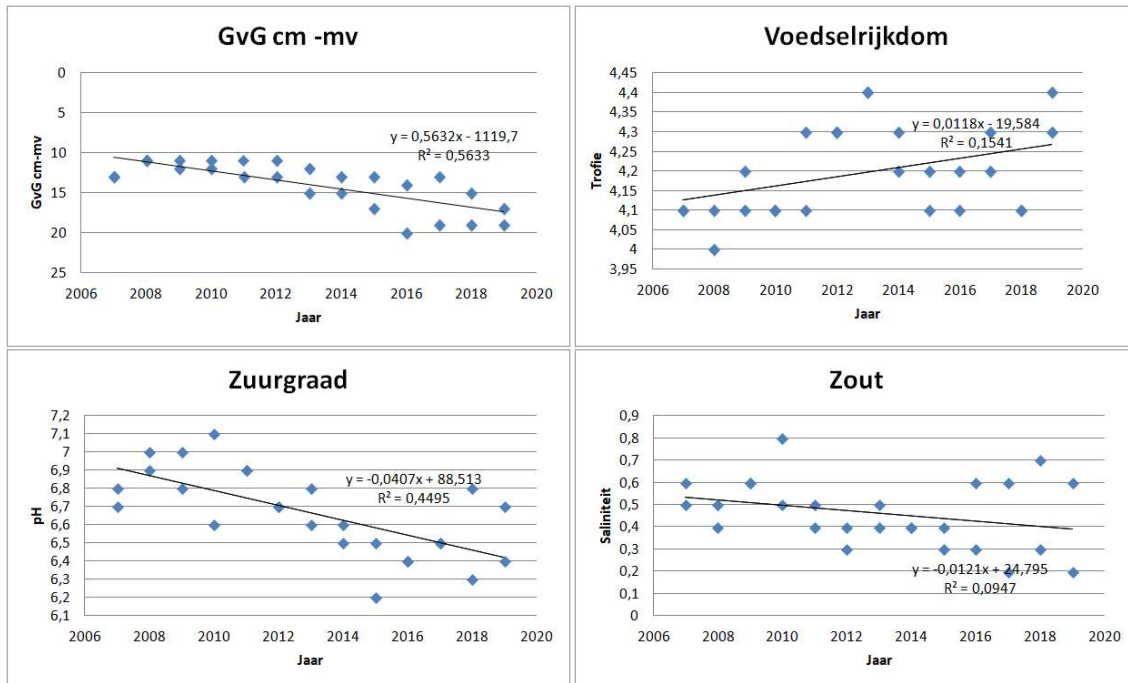
-2	sterke afname
-1	matige afname
0	geen trend
1	matige toename
2	sterke toename

pq-locatie	aanvangsjaar	vegetatiestructuur				abiotiek			bodemdalings_08-19 (cm)	beheer	
		pionierkarakter	verrieting	verruiging	verstruiking	verziltig	vermatig	verzuring			
ZL1	2007	0	0	0	0	0	-1	0	1,8	begrazing jaarrond + seizoen	
ZL2	2007	0	0	0	0	0	0	0	1,8		
ZL4	2007	-2	0	0	0	2	2	0	2,0		
ZL6(ZL3)	2007	0	0	0	0	0	0	0	1,9		
ZL7(ZL5)	2007	0	-2	0	0	0	-1	0	2,3		
ZL8	2010	0	0	0	1	0	0	-2	2,2		
ZL9	2010	0	0	0	-2	0	-2	-2	2,1		
ZB1	2014	0	0	0	2	-1	0	-1	1,9		begrazing jaarrond + seizoen
ZB2	2014	2	0	0	0	0	-1	-2	1,9		
ZB3	2014	0	0	0	-1	0	-2	-2	1,9		
SH1	2014	0	0	0	0	0	1	0	2,5	seizoensbegrazing	
SH2	2014	0	0	0	-1	0	-2	0	2,4		
SH3	2014	0	0	0	0	0	-2	-1	2,3		
ZP1	2014	0	0	0	0	0	0	0	2,7	jaarrond begrazing	
ZP2	2014	0	-1	-2	0	2	-1	1	2,6		
ZP3	2014	1	-1	0	0	0	0	0	2,6		
ZP4	2014	0	0	0	0	0	0	0	2,4		
ZP5	2014	0	-1	-2	0	0	-2	0	3,1		
BP1	2014	0	-1	-1	0	0	-2	1	2,0	jaarrond begrazing	
BP2	2014	0	0	0	0	1	-2	0	1,9		
BP3	2014	0	-2	0	0	0	0	0	1,9		
SP1	2014	0	0	0	0	0	0	0	2,4	jaarrond begrazing	
SP2	2014	0	-1	0	0	0	-2	2	2,2		
SP3	2014	0	0	0	0	0	0	0	2,1		
SP4	2014	0	0	0	0	1	-1	0	2,0	niets doen	
SP5	2014	0	0	0	0	0	0	0	2,5		
SP6	2014	0	2	-1	0	0	0	0	2,9		

Analyse van abiotische indices op basis van de totale soortensamenstelling

Middels ITERATIO ontstaat een set 'gebiedseigen' indicatiewaarden per soort. Het is daarbij van belang om zo veel mogelijk de totale variatie in een milieufactoor binnen een gebied te omvatten. Met andere woorden: de opnamen dienen verspreid te liggen over de in het gebied aanwezige gradiënten (mond. med. S. Hennekens). Bij de plaatsing van de pq's in het Lauwersmeergebied is echter vooral gelet op de spreiding over de verwachte bodemdalingcontouren. Om toch een bredere spreiding over de standplaatsfactoren mogelijk te maken, hebben we aanvullend gebruik gemaakt van andere vegetatieopnamen in het gebied die geen deel vormen van de set pq's uit dit onderzoek. Het betreft vegetatieopnamen die gemaakt zijn ter onderbouwing van de vegetatietypologie bij de vegetatiekarteringen van 2004 (Van de Veen *et al.* 2005) en 2015 (Bakker & De Hoop 2016). De set waarmee ITERATIO heeft gerekend bestond uit 1426 opnamen met in totaal 353 soorten. Hiervan waren 1138 vegetatieopnamen afkomstig uit de set pq's binnen deze monitoring.

Van elke pq-locatie zijn de indicatiewaarden per opnamejaar in grafiek uitgezet (zie als voorbeeld fig. 4.7).



Figuur 4.7 Voorbeeld van veranderingen in indicatiewaarden voor gemiddelde voorjaargrondwaterstand, voedselrijkdom, zuurgraad en zoutgehalte. In dit geval van de pq-locatie BW2 (met duplo's) op de Bantswal. De indicatiewaarden zijn gebaseerd op de totale soortensamenstelling en berekend met ITERATIO.

Uit figuur 4.7 blijkt dat er – in het geval van pq-locatie BW2 (als voorbeeld) – sprake is van een (indicatie voor een) trendmatige daling van de gemiddelde voorjaargrondwaterstand (met 0,56 cm/jr) en van daling van de zuurgraad (met 0,04 pH-waarde/jr). De veranderingen in zoutgehalte en voedselrijkdom vertonen nauwelijks een lineaire trend ($r^2 < 0,3$).

Nadere analyse op het niveau van de verschillende plantensoorten binnen de pq laat zien dat deze indicaties wordt veroorzaakt door:

- De afname van 'natte' soorten als Aardbeiklaver, Riet, Zomprus, Zilte zegge, Dwergzegge en Gewoon puntmos en toename van de 'drogere' soorten als Veldlathyrus en Gewoon haakmos.
- De toename van Gewoon haakmos als 'zure' soort en de afname van 'basenrijkere' soorten als Zilte rus, Zilte zegge, Aardbeiklaver, Dwergzegge en Strandduizendguldenkruid.

Op vergelijkbare wijze zijn de veranderingen in indicatiewaarden van de andere pq's onderzocht. Samengevat is dit weergegeven in tabel 4.4.

Tabel 4.4 (volgende pagina's). Indicatie vanuit de vegetatie voor de jaarlijkse verandering in: gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GvG, in cm -mv - dus negatief getal is vernatting); zuurgraad (pH-H₂O); zoutgehalte (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. Voor de vergelijkbaarheid met tabel 4.3 zijn de kleuren van de cellen op gelijke wijze ingekleurd (zie tekst). Alleen trendmatige veranderingen met een $r^2 \geq 0,3$ zijn in de tabel opgenomen. Als er sprake is van een $r^2 \geq 0,6$ dan zijn de waarden vetgedrukt weergegeven. Om de mate van de jaarlijkse verandering te relateren aan de huidige waarde zijn de indicaties voor 2019 in de tabel opgenomen.

pq-locatie	aanvangsjaar	verandering/jaar				waarden 2019				bodemdeling_08-19 (cm)	beheer
		GvG (cm -mv)	pH	Zoutgehalte	Voetselrijkdom	GvG (cm - mv)	pH	Zoutgehalte	Voetselrijkdom		
BW2	2007	0,56	-0,04			18	6,6	0,4	4,4	2,1	begrazing jaarrond + seizoen
BW4	2007			-0,20	0,02	5	8,0	7,0	3,8	2,4	
BW5	2007					7	7,7	2,8	4,1	2,3	
BW20(BW6)	2007			-0,13		7	7,8	2,3	4,1	2,3	
BW10	2007					6	8,0	9,0	3,0	3,0	
BW11	2009		-0,02			9	7,3	0,7	4,1	2,3	
BW12	2009	0,70	-0,04			22	6,8	0,7	4,0	2,0	
BW13	2009			-0,23		5	8,0	5,9	3,8	2,3	
BW14(BW3)	2007		-0,02			6	7,9	3,5	4,1	2,1	
BW15(BW8)	2007	-0,22				7	7,9	3,0	4,1	3,1	
BW16(BW9)	2007					5	8,0	7,1	3,8	3,1	
BW17(BW1)	2007	0,66		-0,05		23	6,8	0,4	4,3	2,1	
BW18	2010	0,46		-0,04		17	7,0	0,5	4,1	1,9	
BW19(BW7)	2007			-0,03		22	6,9	0,3	4,9	3,1	
LA1	2007	0,28	-0,04			17	6,6	0,4	4,2	1,7	
LA2	2007	0,56	-0,03	-0,02		15,5	6,9	0,2	4,4	1,7	
LA3	2007	0,61	-0,04		0,02	21,5	6,8	0,6	4,7	1,7	
LA4	2007					14,5	6,9	0,7	4,3	1,7	
LA5	2010		-0,05			16	6,6	0,5	4,1	1,7	
LA6	2010		-0,03			22	6,3	0,4	4,2	1,7	
JA1	2007					16	6,7	0,2	3,9	1,6	zomermaaien
JA2	2007					14,5	6,8	0,3	3,9	1,6	
JA3	2007	0,55	-0,04			23,5	6,3	0,3	3,7	1,6	
RU1	2007		0,03			17,5	7,0	0,3	4,4	1,6	begrazing jaarrond + seizoen
RU2	2007	0,37		-0,02	0,03	14	7,3	0,2	3,9	1,6	
RU3	2007				0,02	8	7,3	0,3	3,8	1,7	
RU4	2007					7	7,3	0,4	3,6	1,7	
RU5	2007	0,24				10,5	7,2	0,9	4,3	1,7	
RU6	2007	0,40		0,08		13,5	7,2	1,2	4,5	1,8	
RU7	2009	0,32	0,01		0,03	12,5	7,4	0,2	3,8	1,7	
RU8	2009					8,5	7,3	0,4	4,1	1,7	
RU9	2010			-0,02		10	7,0	0,3	4,3	1,6	
RU10	2010					9,5	7,3	0,6	4,3	1,6	

pq-locatie	aanvangsjaar	verandering/jaar				waarden 2019				bodemdaling_08-19 (cm)	beheer	
		GvG (cm -mv)	pH	Zoutgehalte	Voedselrijkdom	GvG (cm - mv)	pH	Zoutgehalte	Voedselrijkdom			
ZL1	2007	0,23	0,02	0,13		9	7,3	1,9	4,4	1,8	begrazing jaarrond + seizoen	
ZL2	2007		-0,02			7	7,8	3,4	4,2	1,8		
ZL4	2007		-0,02	-0,33	0,03	6	7,9	5,5	3,9	2,0		
ZL6(ZL3)	2007		-0,02			7	7,4	2,2	4,3	1,9		
ZL7(ZL5)	2007	0,36				12,5	6,9	0,6	4,6	2,3		
ZL8	2010					10	6,8	0,3	4,4	2,2		
ZL9	2010	0,40	-0,02		0,02	14	6,7	0,3	4,6	2,1		
ZB1	2014	0,40		-0,02	0,03	9	6,9	0,2	4,4	1,9		begrazing jaarrond + seizoen
ZB2	2014	0,69			0,04	11	7,1	0,2	4,0	1,9		
ZB3	2014		-0,05	-0,03	0,05	10	6,7	0,1	4,4	1,9		
SH1	2014	-0,26	0,05	0,21	-0,04	5	6,4	2,3	4,3	2,5	seizoensbegrazing	
SH2	2014			-0,02	0,02	11	6,1	0,1	4,5	2,4		
SH3	2014					8	6,1	0,2	4,5	2,3		
ZP1	2014	0,14				7	7,2	2,3	4,3	2,7	jaarrond begrazing	
ZP2	2014	-0,43		0,03	-0,04	9	6,0	0,4	4,3	2,6		
ZP3	2014		-0,03	0,02	-0,03	12	5,9	0,2	4,4	2,6		
ZP4	2014			-0,23	0,03	5	6,4	1,0	4,3	2,4		
ZP5	2014	0,89	0,05		-0,03	23	6,2	0,3	4,7	3,1		
BP1	2014	-0,57		0,03		5	6,1	0,4	4,5	2,0	jaarrond begrazing	
BP2	2014	-0,23			0,04	5	6,4	1,8	4,4	1,9		
BP3	2014			-0,10	0,03	3	6,2	0,9	4,7	1,9		
SP1	2014	-0,49				13	6,1	0,4	5,0	2,4	jaarrond begrazing	
SP2	2014	0,34				7	6,1	0,4	4,7	2,2		
SP3	2014				-0,03	5	6,3	0,5	4,8	2,1		
SP4	2014		-0,04	-0,02		6	6,0	0,2	4,5	2,0	niets doen	
SP5	2014		0,02			10	5,8	0,2	4,3	2,5		
SP6	2014		-0,02	-0,03	0,04	5	6,1	0,3	4,9	2,9		

Voor de beoordeling van de mate van verandering zijn de volgende, subjectieve, overwegingen toegepast:

- *Gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GvG)*: een trendmatige verandering van 1 cm per jaar of meer 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 geacht.
- *pH*: De pH van de aangetroffen vegetaties varieert grotendeels tussen 5,0 en 8,0. Een jaarlijkse trendmatige verandering van 0,05 pH-eenheden (oftewel 0,5 in 10 jaar) of meer 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 geacht
- *Zoutgehalte*: Het zoutgehalte varieert tussen de waarden 0 en 9. Een jaarlijkse trendmatige verandering van 0,1 eenheden (oftewel 1 in 10 jaar) of meer 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 geacht.

- **Voedselrijkdom:** De voedselrijkdom kan (theoretisch) variëren tussen de waarden 0 en 9. Een jaarlijkse trendmatige verandering van 0,1 eenheden (oftewel 1 in 10 jaar) of meer 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 geacht.

Voor de vergelijkbaarheid met tabel 4.3 is er voor gekozen om vernatting, verzuring, verzilting en eutrofiering in roodtinten weer te geven en verdroging, toename basenrijkdom, ontzilting en verschraling in blauwtinten.

Uit de tabel blijkt dat de vegetatieontwikkelingen:

- vaker een indicatie zijn voor een lichte verdroging dan voor een lichte vernatting. De meerderheid van de pq's laat geen relevante trends zien. Sterke veranderingen in GvG doen zich niet voor. Een verband tussen de mate van diepe bodemdaling en de richting en mate van verandering in GvG ontbreekt. Ook de verwachting dat door bodemdaling juist de pq's langs de plaatranden vernatten blijkt niet uit deze gegevens (zie § 4.1 en Bijlage 5h);
- in iets meer dan een derde van de pq's duiden op een verandering in zuurgraad. Dat is doorgaans een lichte verlaging van de pH (verzuring). Dit is tevens wat verwacht wordt bij de natuurlijke trend tot voortschrijdende ontkalking van de toplaag van de bodem. Op enkele pq-locaties (5 van de 60) duidt de vegetatieontwikkeling op een toename van de pH, voornamelijk op de zuidelijker platen. Het is onwaarschijnlijk dat de oorzaak ligt in een verschuiving van het patroon van lokale grondwaterstromen (mogelijk als gevolg van bodemdaling). Dan zou dat op De Rug juist niet in pq RU7 plaatsvinden want deze ligt op het hoge deel van de plaat. Op de zuidelijke platen wordt de indicatie voor pH-verhoging verklaard door de toename Rode ogentroost en afname van Witte klaver en afname van Fijn laddermos. De eerste is in ITERATIO indicatief voor iets hogere pH-waarden (6,6) en de laatste twee voor iets lagere pH-waarden (resp. 5,6 en 5,7);
- in bijna een derde van de pq-locaties (17 van de 60) duiden op ontzilting. Slecht in 6 locaties is sprake van een indicatie voor toename van het zoutgehalte. Het merendeel van de pq-locaties vertoont geen trend t.a.v. zoutgehalte. De voortschrijdende ontzilting is een nog steeds doorlopend proces sinds de afsluiting van de Lauwerszee. De pq-locaties waar de vegetatie een sterkere verzilting indiceert (ZL1, SH1) laten een afname zien van zoutmijdende soorten als Gestreepte witbol en Gewoon puntmos en een toename van soorten van (licht) brakke omstandigheden als Zilte rus, Slanke waterbies en Rode ogentroost. Beide locaties liggen ver verwijderd van het centrum van de bodemdalingsschotel zodat een relatie met bodemdaling niet direct voor de hand ligt.

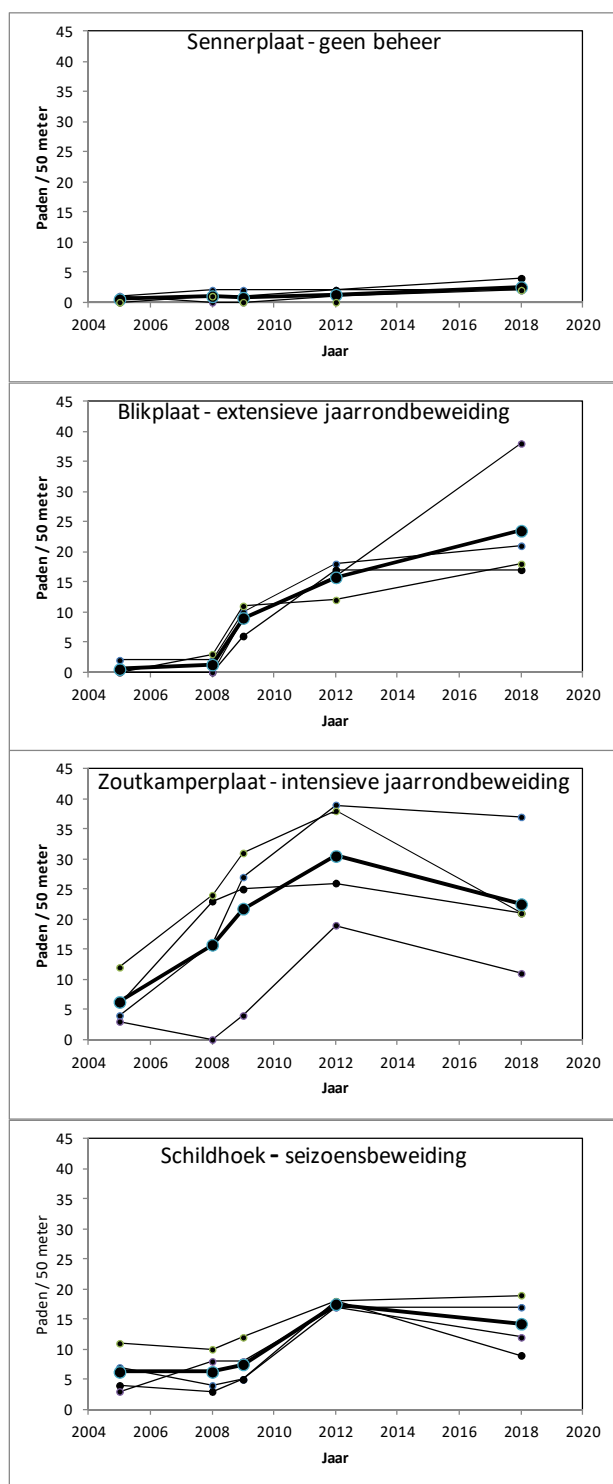
4.4. Ontwikkeling van het padennetwerk in rietvegetaties

Nico Beemster

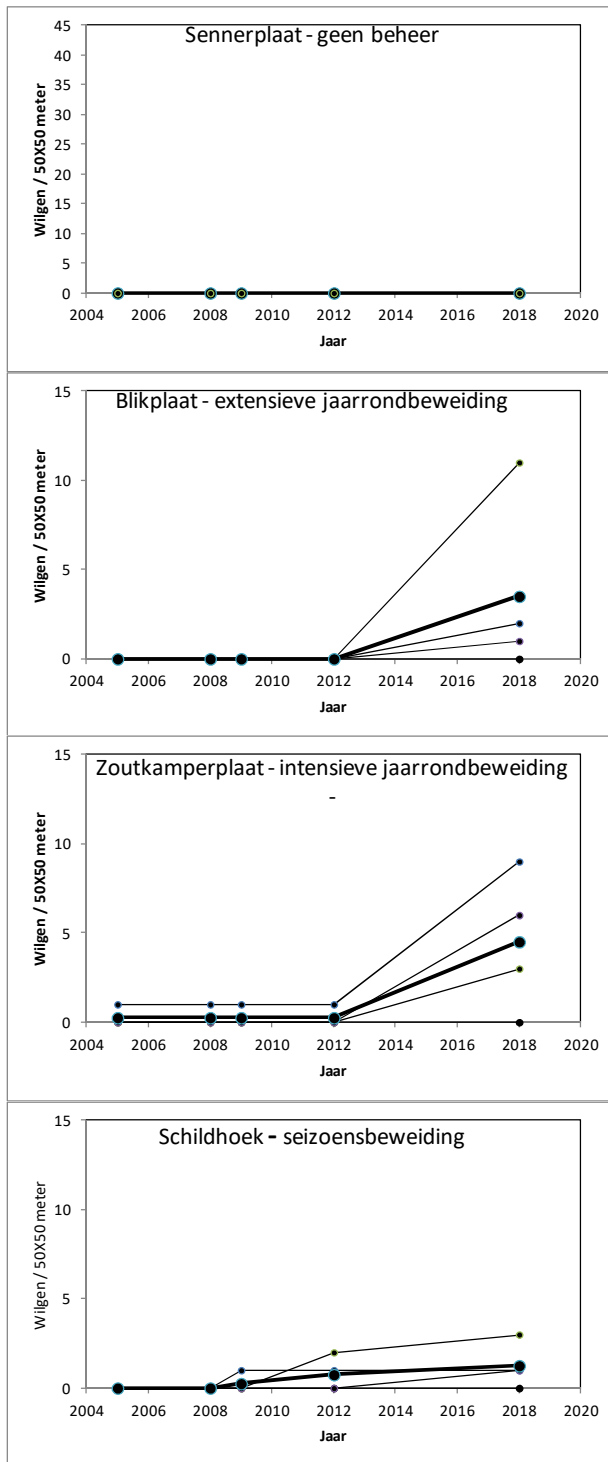
De ontwikkeling van het padennetwerk in rietvegetaties is verkend in dichte, grootschalige rietvegetaties boven -0,25 meter NAP op de Sennerplaat (geen vegetatiebeheer), Blikplaat (extensieve jaarrondbeweiding), Zoutkamperplaat (intensieve jaarrondbeweiding) en Schildhoek (seizoensbeweiding). In elk gebied zijn aselect vier 50X50 meter vakken geselecteerd, waarin het aantal paden en wilgen is geteld in 2005, 2008, 2009, 2012 en 2018. Foto's van de vakjes in 2005, 2012 en 2018 zijn te vinden in bijlage 7.

Alhoewel het aantal verkende 50X50 meter vakken beperkt is tot vier per type vegetatiebeheer, levert dit al duidelijke verschillen op tussen de verschillende beheertypen (figuur 4.8). Op de onbeweide Sennerplaat is sprake van een extensief padennetwerk, dat waarschijnlijk is ontstaan door onderzoekers die het terrein betreden. Op de Blikplaat (met extensieve jaarrondbeweiding; zie figuur 2.8.) was de intensiteit van het padennetwerk tot en met 2008 laag. In 2009 was de intensiteit plotseling sterk verhoogd om daarna langzaam verder toe te nemen. Op de Zoutkamperplaat, de plaat met de meest intensieve jaarrondbeweiding (figuur 2.8) was in 2005 al sprake van een hoge padendichtheid, die in de periode tot 2012 verder toenam. Na 2012 nam, parallel aan de afname van de grazerdichtheid, de padendichtheid licht af. Op de Schildhoek, een plaat met seizoensbeweiding, was de veedichtheid in de periode vanaf 2005 tamelijk constant. Toch was op deze plaat in de periode 2005-2018 sprake van een toename van de padendichtheid. Deze toename kan waarschijnlijk worden verklaard door jaarlijkse verschillen in plantaardige productie (vergelijk Beemster *et al.* 1989, Beemster & Vulink 2013). Ook in de jaarrond beweide gebieden kan deze factor mede van belang zijn geweest op de intensiteit van het padennetwerk.

Parallel aan de toename van de intensiteit van het padennetwerk was ook sprake van een toename van het aantal wilgen in de 50X50-meter vakken (figuur 4.9). De meeste wilgen zijn ontkiemd in vakken met de meeste paden. Dit is een aanwijzing dat beweiding de ontkieming van wilgen faciliteert.



Figuur 4.8. Ontwikkeling van het padennetwerk in dichte, grootschalige rietvegetaties boven -25 cm NAP op de Sennerplaat (geen vegetatiebeheer), Blikplaat (extensieve jaarrondbeweiding), Zoutkamperplaat (intensieve jaarrondbeweiding) en Schildhoek (seizoensbeweiding) in de periode 2005-2018. Weergegeven wordt het verloop in vier vakjes (kleine stippen, dunne lijnen en het gemiddelde (grote stippen, dikke lijn).



Figuur 4.9. Ontwikkeling van de wilgendichtheid in dichte, grootschalige rietvegetaties boven -25 cm NAP op de Sennerplaat (geen vegetatiebeheer), Blikplaat (extensieve jaarrondbeweiding), Zoutkamperplaat (intensieve jaarrondbeweiding) en Schildhoek (seizoensbeweiding) in de periode 2005-2018. Weergegeven wordt het verloop in vier vakjes (kleine stippen, dunne lijnen) en het gemiddelde (grote stippen, dikke lijn).

5. Broedvogels in relatie tot omgevingsveranderingen

Romke Kleefstra

De integrale kartering van meetsoorten laat voor de meeste Natura 2000-soorten zien dat het instandhoudingsdoel niet wordt gehaald (tabel 5.1.), uitgezonderd Snor en Blauwborst. Voor de Snor geldt dat de herinrichting van de Kollumerwaard, met nat en onbegaasd rietland, de soort in de kaart speelde. Blauwborsten zijn zich steeds ruimer gaan verspreiden, waarbij de soort lokaal lijkt te profiteren van begrazing in combinatie met uitbreiding van struwelen. Tevens nemen beide soorten oom landelijk toe (zie ook Kleefstra *et al.* 2018).

Voor andere Natura 2000-soorten die tevens tot de soortselectie behoren, beschrijven Kleefstra *et al.* (2019) wat ten grondslag ligt aan het niet behalen van de instandhoudingsdoelen.

Tabel 5.1. Natura 2000-soorten in het Lauwersmeer, waarbij het instandhoudingsdoel wordt weergegeven (doel), voor drie tijdsperioden de gemiddelde aantallen territoria staan vermeld, alsook de aantallen territoria in 2019 verdeeld over de Natura 2000-gebied Lauwersmeer (Staatsbosbeheer) en aanvullend de Bantpolder (Natuurmonumenten).

	Doel	2002-2007	2008-2014	2015-2019	L'meer 2019	Bant 2019
Roerdomp	10	10	6	6	7	0
Bruine Kiekendief	20	20	18	15	17	0
Grauwe Kiekendief	4	3	0	0	0	0
Porseleinhoen	15	10	5	2	4	0
Kluut	110	84	76	44	22	7
Bontbekplevier	4	3	1	2	3	0
Kemphaan	20	4	2	0	0	0
Noordse Stern	5	2	4,5	1	0	0
Velduil	1	0	0	0	0	0
Rietzanger	1900	1450-1550	1610-1710	1450-1970	1530-2240	0
Snor	20	21	30	46	89	0
Blauwborst	120	141	230	234	283	1
Paapje	10	8	2	1	0	0

5.1.1. Broedvogels in relatie tot beheer en veranderingen vegetatiestructuur

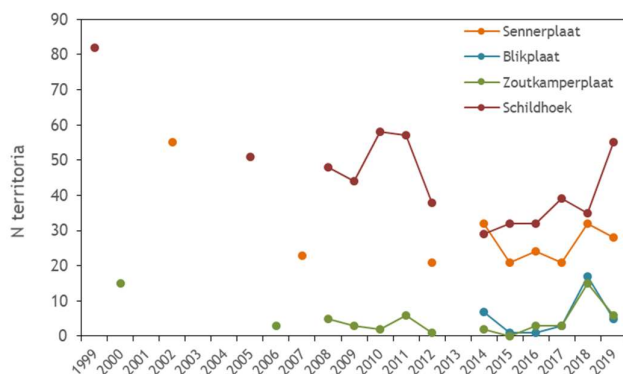
In Kleefstra *et al.* (2019) werd de reactie van de relevante N2000-vogelsoorten op gebiedsveranderingen beschreven. In dit hoofdstuk beschrijven we de aantallen en dichtheden van enkele broedvogels van struwelen, rietland en grazig terrein in relatie tot de beschreven veranderingen in de voorgaande hoofdstukken. Het gaat daarbij met name om de vegetatieveranderingen in het gebied die direct en/of indirect samenhangen met het begrazingsbeheer van Staatsbosbeheer, zoals toename van wilgenstruweel, degradatie van structuurrijk rietland, veranderingen plaatranden en uitbreiding grazig gebied. Daarbij worden niet per se Natura 2000-soorten behandeld uit de soortselectie, maar vooral ook indicatorsoorten die kenmerkend zijn voor vegetatiestructuren/habitattypes en waarvan voldoende territoria aanwezig zijn in het Lauwersmeergebied om enige zeggingskracht te hebben (zie ook Kleefstra *et al.* 2018). Zij laten de veranderingen duidelijker zien dan de schaarser vertegenwoordigde N2000-soorten.

5.1.2. Veranderingen in rietvegetaties en broedvogels

In de broedvogelmonitoringperiode 1999-2019 hebben zich de grootste veranderingen voorgedaan in rietlanden. Mede door de inzet en toename van grote grazers (figuren 1.1 en 1.2) verdween oeverriet op de begraasde delen van platen (§ 4.3.1., figuur 4.4), degradeerde aaneengesloten, dicht en structuurrijk rietland veelal in lage, open en met veepad door sneden rietruigten (§ 4.4, figuur 4.8.), sloeg wilgenstruweel met name in (jaarrond) begraasde delen aan (figuur 4.2) en verdween riet in delen van begraasde terreindelen in zijn geheel ten faveure van grazige vegetaties. Het heeft tot gevolg dat soorten als Roerdomp en Bruine Kiekendief (vrijwel) alleen nog in onbegaasde terreindelen voorkomen, wat tot op zekere hoogte ook voor de Snor geldt (zie Kleefstra *et al.* 2019).

Met het verdwijnen van oeverriet verdwijnt niet alleen de bescherming van de plaatranden, met afslag van de oevers tot gevolg, ook verdwijnt daarmee broedhabitat van soorten van het veelal nattere en

vitalere riet dat in oevers voorkomt. Daartoe behoren o.a. de Natura 2000-soorten Roerdomp en Snor. Een ‘indicatorsoort’ daarvoor is de Kleine Karekiet. In de BMP-proefvlakken waarin de soort geïnventariseerd wordt, ontbreekt de soort nagenoeg in proefvlakken waar oevers begraasd worden, zoals Bantswal, De Rug, Zuidelijke Lob, Zuidelijke Ballastplaat, Zoutkamperplaat en Blikplaat. In figuur 5.1. is dat te zien voor de twee laatstgenoemde platen. De Schildhoek vormt hierop een uitzondering, omdat daar bijna 30 ha aan exclusies ligt, die vrijwel alle langs oevers gelegen zijn en waarbinnen oeverriet beschermd is tegen begrazing. Daarbuiten ligt circa 37 ha aan rietland dat niet beschermd wordt tegen grazers. Kleine Karekieten moeten het van die exclusies hebben met een dichtheid van 137,5 territoria per 100 ha tegenover 37,7 territoria per 100 ha in het begraasde rietland, op basis van de aantallen in 2019. Langs de onbegraasde Sennerplaat staat volop oeverriet en daar is het aantal territoria over de afgelopen 15 jaar nagenoeg stabiel.



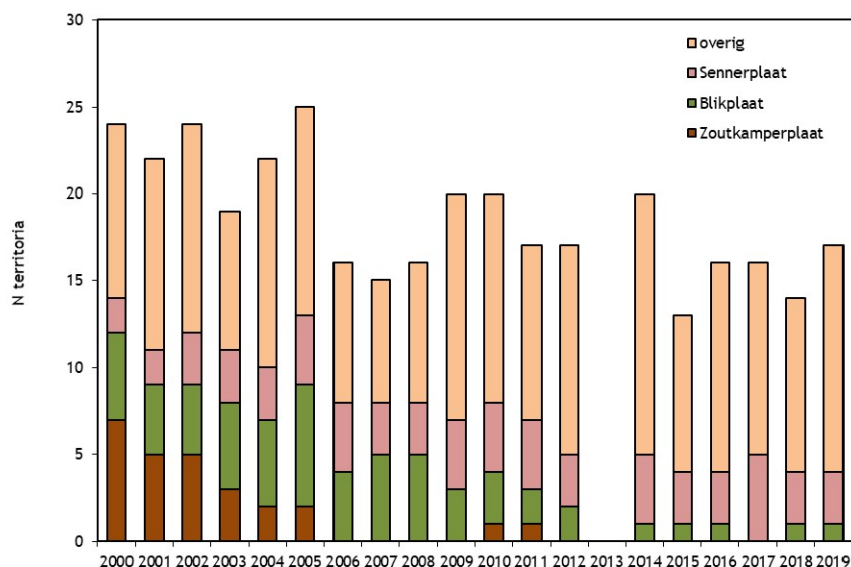
Figuur 5.1. Aantalontwikkeling van de Kleine Karekiet binnen de BMP-proefvlakken op de Sennerplaat, Blikplaat, Zoutkamperplaat en Schildhoek in de periode 1999-2019. Zie voor in welke jaren de proefvlakken geïnventariseerd werden tabel 2.3.

Ook voor een Natura 2000-soort als de Snor is onbegraasd (oever)riet van groot belang, liefst in nat rietmoeras met een gestuwd peil. De soort was in 2019 opvallend veel talrijker dan in de voorgaande jaren, wat ook in andere moerassen werd vastgesteld. Van de 89 territoria werden er 61 vastgesteld in onbegraasd rietland. Ter illustratie: tegenover 10 territoria op de onbegraasde Sennerplaat staan respectievelijk 5, 1 en 1 op de Blikplaat, Zoutkamperplaat en het begraasde deel van de Schildhoek.

Naast het verdwijnen van oeverriet, uit een toegenomen begrazingsdruk zich in een toename van het aantal veepadten (veewissels) die rietlanden doorsnijden. Figuur 4.1. geeft hier een goede indruk van over de periode sinds 2005. De ontwikkeling speelt echter al langer, getuige ook de beschrijving van de omstandigheden op de Blikplaat in het voorjaar van 2002 door De Boer & Kleefstra (2002): “Van ontoegankelijkheid, wat de vorige jaren nogal eens parten wou spelen, was in 2002 weinig sprake meer. Ook in 2001 viel al op dat door het aanwezige vee i.v.m. de mond- en klauwzeercrisis naar het noordelijke deel van de plaat te sturen en ze daar gedurende enkele weken te houden, de oeverzones en het centrum van de plaat goed te belopen waren door nieuw ontstane veewissels en het weggrazen van oeverriet door de Schotse Hooglanders. Daarnaast liep dwars over de plaat een breed karrenspoor.” Voor de Zoutkamperplaat werd de ontwikkeling beschreven op basis van de eerste herhalingskartering van het proefvlak op de plaat in 2006, waarbij o.a. een forse achteruitgang van Rietzangers en Kleine Karekieten t.o.v. het jaar 2000 werd vastgesteld, alsook het verdwijnen van broedende Bruine en Grauwe Kiekendieven (Kleefstra & de Boer 2006).

Die laatstgenoemde soorten zijn vermoedelijk het gevoeligst voor het ontstaan van een dicht netwerk aan paden, omdat daarmee de rietlanden toegankelijk worden voor grondpredatoren, zoals de Vos, die in het Lauwersmeer alle platen bevolken. Hoe dichter het padennetwerk, hoe lager en opener het rietland eromheen als gevolg van begrazing en betreding. De terugval van het aantal broedparen van de Bruine Kiekendief op Blik- en Zoutkamperplaat (figuur 5.2) loopt in de pas met de toename in het aantal paden op beide platen (figuur 4.8). Op de Blikplaat lijkt met name na 2008 het padennetwerk uit te breiden, samenhangend met een steeds hogere dichtheid aan Schotse Hooglanders. Kwamen op de Blikplaat in de periode 2000-2008 gemiddeld 4,9 paar Bruine Kiekendief tot broeden, in de periode 2009-2019 waren dat er gemiddeld 1,5 paar. Figuur 4.1. laat zien dat het padennetwerk op de Zoutkamperplaat al in 2005 redelijk dicht was, ook overeenkomend met de bevindingen van Kleefstra & de Boer (2006). Van 2000 tot en met 2005 broedden er gemiddeld 4,0 paar Bruine Kiekendief op de Zoutkamperplaat. Daarna verdween de soort zo'n beetje als broedvogel, met gemiddeld nog 0,2 paar in de periode 2005-2019. Op de onbegraasde Sennerplaat speelt dit niet en bleef het aantal broedparen stabiel, met in de periode 2000-2009 gemiddeld 3,1 paar en in de periode 2010-2019 gemiddeld 3,6

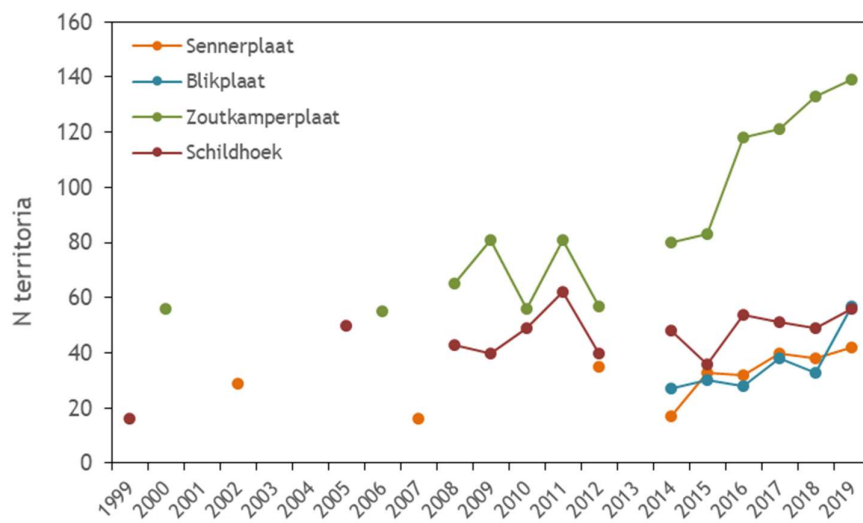
paar. Op de Schildhoek komen in het begraasde deel al lange tijd geen broedende Bruine Kiekendieven meer voor.



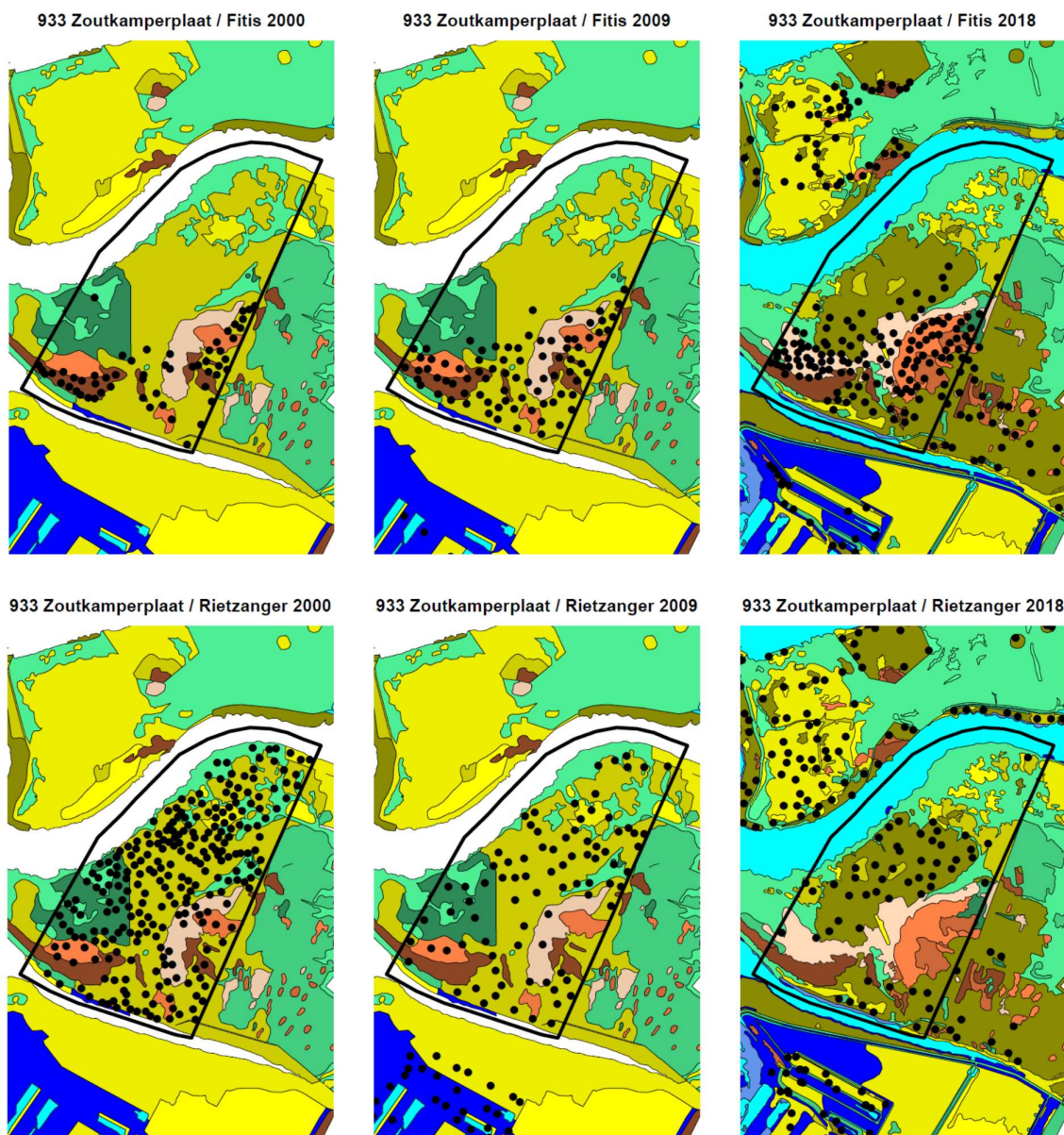
Figuur 5.2. Aantalsontwikkeling van de Bruine Kiekendief in het Lauwersmeer, onderverdeeld naar de onbeweide Sennerplaat, de beweide Blik- en Zoutkamperplaat en overige terreindelen (vooral eilanden en vernatte terreindelen).

5.1.3. Veranderingen in struweelopslag en broedvogels

Figuur 4.2. laat veranderingen zien in de hoeveelheid wilgenstruweel op de Sennerplaat, Blikplaat, Zoutkamperplaat en Schildhoek. Op de onbegraasde Sennerplaat is die toename mondjesmaat. Wanneer we naar een indicatorsoort voor struwelen als de Fitis kijken, dan laat die op de Sennerplaat een stabiele tot licht toenemende trend zien. Voor de Blikplaat is de trend van de Fitis erg kort, maar positief, evenals de trend van het aantal wilgenstruiken per 50 x 50 m. Het sterkst is de ontwikkeling op de Zoutkamperplaat, zoals ook beschreven is in Kleefstra *et al.* (2019). De uitbreiding van struwelen in de zuidelijke helft van het plot is indrukwekkend en zorgt niet alleen voor een sterke toename en uitbreiding van de Fitis (figuren 5.3. & 5.4.), het dringt vogels van rietlanden, zoals de Rietzanger terug (figuur 5.4.). Op de Schildhoek speelt de ‘verstruweling’ al langer. Op de lange termijn nam de Fitis daardoor toe, maar stabiliseerde over de afgelopen 10 jaar (figuur 5.3.).



Figuur 5.3. Aantalsontwikkeling van de Fitis binnen de BMP-proefvlakken op de Sennerplaat, Blikplaat, Zoutkamperplaat en Schildhoek in de periode 1999-2019. Zie voor in welke jaren de proefvlakken geïnventariseerd werden tabel 2.3.



Figuur 5.4. Verspreiding van Fitis en Rietzanger in het BMP-plot Zoutkamperplaat in relatie tot de vegetatiestructuur, in de jaren 2000, 2009 en 2018. De Fitis profiteert er van de uitbreiding van wilgenstruweel. De Rietzanger verliest terrein door uitbreiding van enerzijds de uitbreiding van wilgenstruweel en een toegenomen aandeel grazig terrein.

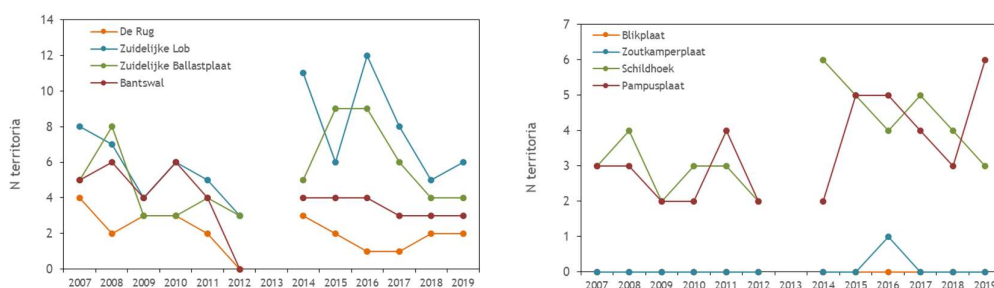
5.1.4. Veranderingen in grazige terreindelen en broedvogels

Tussen 2005 en 2018 blijken de verschuivingen in oppervlak van de onderscheiden structuurtypen gering op de noordelijke deelgebieden/platen in het Lauwersmeergebied, zoals Bantswal, De Rug, Zuidelijke Lob en Zuidelijke Ballastplaat. Op zuidelijke platen spelen veranderingen, zoals uitbreiding grazig terrein (met name Blikplaat) en toename struwelen (met name Zoutkamperplaat en Schildhoek) nadrukkelijker een rol. De verschillende mate waarin die veranderingen plaatsvinden, zijn ook zichtbaar in de ontwikkeling van broedvogels van open, grazig gebied. Daarvan is de Kluut de enige N2000-soorten, maar de aantallen daarvan zijn zo laag dat ze weinig tot niet indicatief zijn voor veranderingen in grazige vegetatiestructuren. Voor de Kievit, als talrijkere broedvogel van overeenkomstig terrein, is de trend te kort, omdat de soort pas sinds 2014 integraal wordt gekarteerd. Zodoende wordt gekeken naar indicatorsoorten als Tureluur, Veldleeuwrik en Graspieper. Alle drie zijn het Rode Lijst-soorten en zijn ze indicatief voor de grazigere terreindelen in het Lauwersmeer.

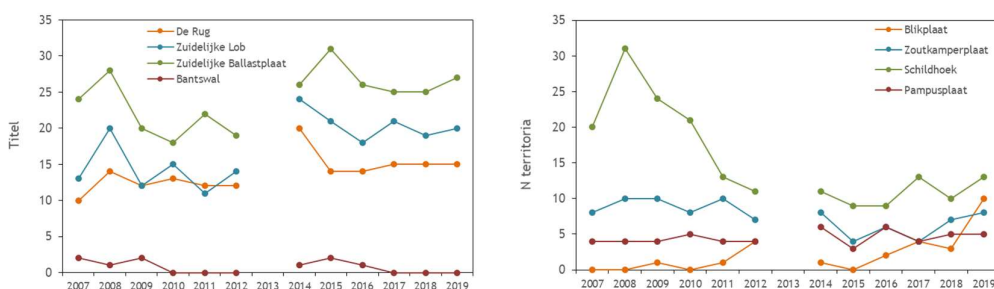
Wanneer we kijken naar de aantallen Tureluurs op de noordelijke en zuidelijke platen dan zijn de verschillen niet groot (figuur 5.5). Op de grazigere noordelijke platen liggen de aantallen iets hoger dan op de Schildhoek en Pampusplaat. Op de Blik- en Zoutkamperplaat ontbreekt de soort nagenoeg als broedvogel. Op enkele platen ligt het gemiddelde aantal sinds 2014 iets hoger, zoals op de Zuidelijke Lob, Zuidelijke Ballastplaat, Schildhoek en Pampusplaat. Dat laatste geldt ook voor de Veldleeuwerik en Graspieper op de noordelijke platen, afgezien van Bantswal (figuren 5.6. en 5.7.), maar door de bank genomen zijn de aantallen redelijk constant, zoals er ook geen grote verschuivingen in vegetatiestructuurtypen zijn.

Op de zuidelijke platen is dat iets anders. Waar de aantallen Veldleeuweriken op de Zoutkamperplaat (incl. landaanwinning) en Pampusplaat stabiel zijn, nam de soort af op de Schildhoek en laat de Blikplaat de laatste jaren een toename zien. De indruk is dat de grazige vegetatie op de Schildhoek door de jaren heen korter is geworden en minder een pollenstructuur betreft, wat mogelijk nadelig is voor nestelende Veldleeuweriken. Op de Blikplaat profiteert de soort van de toename aan grazige vegetatie als gevolg van de begrazing, in het bijzonder op de west- en zuidzijde.

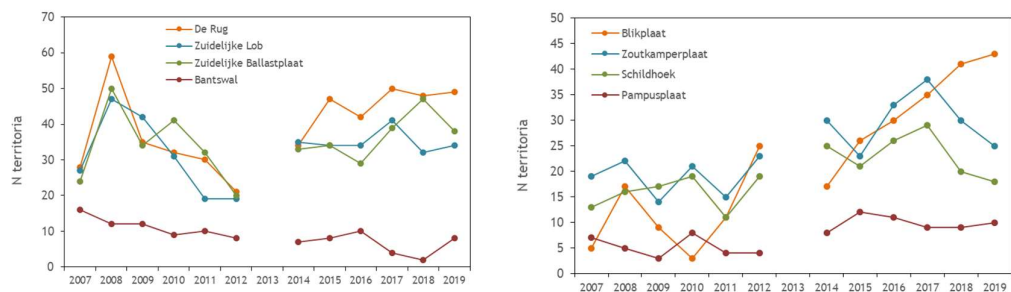
De Graspieper is op alle zuidelijke platen met begrazing toegenomen, waarbij de Blikplaat de kroon spant. De Graspieper is doorgaans de eerste soort die zich vestigt bij het verdwijnen en weggwijnen van rietvegetaties als gevolg van begrazing, daarna gevolgd door Kievit en Veldleeuwerik.



Figuur 5.5. Trends van de Tureluur op de noordelijke platen De Rug, Zuidelijke Lob, Zuidelijke Ballastplaat en Bantswal in de periode 2007-2019 in vergelijking met de trends van Tureluurs op de zuidelijke platen Blikplaat, Zoutkamperplaat, Schildhoek en Pampusplaat.



Figuur 5.6. Trends van de Veldleeuwerik op de noordelijke platen De Rug, Zuidelijke Lob, Zuidelijke Ballastplaat en Bantswal in de periode 2007-2019 in vergelijking met de trends van Veldleeuweriken op de zuidelijke platen Blikplaat, Zoutkamperplaat, Schildhoek en Pampusplaat.



Figuur 5.7. Trends van de Graspieper op de noordelijke platen De Rug, Zuidelijke Lob, Zuidelijke Ballastplaat en Bantswal in de periode 2007-2019 in vergelijking met de trends van Graspiepers op de zuidelijke platen Blikplaat, Zoutkamperplaat, Schildhoek en Pampusplaat.



Nieuwe enclosure langs de Zoutkamperril op de Zoutkamperplaat, met binnen de enclosure herstel van landrietvegetatie en erbuiten het effect van begrazing (15 mei 2019, foto: Romke Kleefstra).

6. Muizen en muizenetende roofvogels

Nico Beemster

6.1. Inleiding

De monitoring van muizen en muizenetende roofvogels in het Lauwersmeer is in 2015 toegevoegd aan het monitoringsprogramma. In het eerste deel van dit hoofdstuk wordt ingegaan op de resultaten van het onderzoek in de periode november 2018 - oktober 2019 en een aantal veranderingen in de afgelopen jaren. In het tweede deel wordt ingegaan op langjarige veranderingen in de foerageerkeuzes van de Grauwe kiekendief, als aanvulling op de analyse in de voorgaande jaarrapportage (Beemster 2019a). Door nu de exacte foerageerlocaties in het hoogwatergebied van het Lauwersmeer in de analyse te betrekken, wordt duidelijk of de soort in de loop der jaren al dan niet van andere maaiveldhoogtes in het platengebied gebruik is gaan maken. Hieruit ontstaat naar verwachting een beter beeld waarom de soort het platengebied in de loop der jaren minder als foerageergebied is gaan gebruiken.

Gaswinning gaat gepaard met bodemdaling, o.a. in 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 opstuwing van water in de Waddenzee. In een dergelijke situatie kan vaak geen water geloosd worden op de Waddenzee en raakt het waterpeil in het Lauwersmeer verhoogd. Bodemdaling in het gebied leidt in principe tot uitgebreidere inundaties.

De toenemende kans op inundatie heeft mogelijk een effect op de verspreiding en talrijkheid van muizen. Denk hierbij aan een nadelig effect door verhoogde sterfte (verdrinking), maar ook positieve effecten zijn wellicht mogelijk doordat grondpredatoren van muizen getroffen worden door de inundaties en de muizen wellicht profiteren van de aanvoer van basenrijk boezemwater met nutriënten. Omdat muizen een belangrijke prooi vormen voor roofvogels (kiekendieven, Torenvalk, Ruijpootbuizerd, Buizerd) worden deze soorten mogelijk beïnvloed door de bodemdaling. 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 muizen en muizenetende roofvogels te beschrijven, en vast te stellen of de bodemdaling door gaswinning al dan niet effect heeft op het aanbod van muizen en daarmee op muizenetende roofvogels in het Lauwersmeer.

6.2. Wat is er al bekend?

In het verleden is al veel onderzoek uitgevoerd naar het voorkomen van muizen en roofvogels op de centrale platen van het Lauwersmeer. Dit onderzoek was vooral gericht op de effecten van vegetatiebeheer op muizen 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 schema opgesteld met de belangrijkste veronderstelde variabelen die muizen- en roofvogeldichtheid in het centrale natuurgebied van Lauwersmeer bepalen, en de mogelijke rol hierin van bodemdaling (Beemster 2016). Dat schema is later veralgemeniseerd tot een schema voor broedvogels en niet-broedvogels (zie hoofdstuk 2). In de onderstaande tekst worden de belangrijkste factoren voor muizen en muizenetende roofvogels kort besproken.

6.2.1. Muizen

De belangrijkste prooi-soort van muizenetende roofvogels in het Lauwersmeer is de Veldmuis. Op de seizoensbeweide platen van de Schildhoek kwam de Veldmuis in de jaren '80 vooral voor op de hogere plaatdelen (boven -0,25 meter NAP; Beemster & Vulink 2013). Mogelijk is de hoog-laag verdeling van Veldmuizen sinds de jaren '80 anders geworden, en mogelijk is deze op onbeweide en jaarrond beweide platen anders dan op seizoensbeweide platen.

Onder droge omstandigheden leven Veldmuizen 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 kunnen optreden, leven zij noodgedwongen bovengronds. 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 muizenetende 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, 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". Omdat alle studies kortdurend waren, is onbekend of de herkolonisatie vanuit niet geïnundeerde gebieden in goede muizenjaren sneller verloopt dan in muizenarme jaren.

6.2.2. Muizenetende roofvogels

De dichtheid van muizenetende 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 of geïnundeerde omstandigheden zijn Veldmuizen gemakkelijker vangbaar voor roofvogels dan onder droge omstandigheden, omdat ze dan noodgedwongen bovengronds moeten verblijven (Beemster & Vulink 2013). De dichtheid van muizenetende 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 muizenetende roofvogels.

6.3. Opzet van de monitoring

6.3.1. Doel en hypothese

Het doel van de monitoring is om voor een periode van jaren de aanwezigheid van muizen en muizenetende 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 waterpeilveranderingen in de boezem. Voor de aanwezigheid van muizen en muizenetende roofvogels op de platen van het Lauwersmeer is naar verwachting zowel het maximum waterpeil tot dan toe in het seizoen zelf (dus vanaf 1 juli) als het maximum waterpeil in de voorgaande winter van belang. Het maximale waterpeil tot dan toe in het seizoen zelf is van invloed op de mate waarin de najaarspopulatie van muizen in de loop van het najaar / de winter afneemt. Het maximale waterpeil in de voorgaande winter is bepalend voor de overleving van muizen en daarmee voor de startpopulatie van de muizen in het daaropvolgende voorjaar. De omvang van de startpopulatie van de muizen in het voorjaar is naar verwachting van invloed op de populatiegrootte die in het najaar kan worden bereikt. Ook het waterpeil op de teldag kan naar verwachting van belang zijn op het aantal verblijvende roofvogels. Met behulp van deze gegevens kan vastgesteld worden of bodemdaling door gaswinning al dan niet effect heeft op het aanbod van muizen en daarmee op muizenetende roofvogels.

6.3.2. Analyse

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

Muizen

- Waar komen muizen voor (hoogte op de plaat, vegetatiehoogte, vegetatiesamenstelling, vegetatiebedekking, vegetatiestructuur, vegetatiebeheer)?

- Wat zijn de directe effecten van inundatie op de muizenpopulatie?
- Wat zijn de effecten van inundatie in het winterhalfjaar op de verspreiding en talrijkheid van muizen in het daaropvolgende najaar?
- Kunnen we voorspellen hoe bodemdaling (via verandering in de omvang en duur van inundaties) ingrijpt op het voorkomen van muizen?

Muizenetende 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 roofvogels?
- Wat zijn de effecten van inundatie op de verspreiding en talrijkheid van roofvogels later in die winter?
- Wat zijn de effecten van inundatie in het winterhalfjaar op de verspreiding en talrijkheid van roofvogels in de daaropvolgende zomer en winter?
- Kunnen we voorspellen hoe bodemdaling ingrijpt op het voorkomen van roofvogels?

Ook andere factoren dan inundatie door boezempeilverhoging kunnen effect hebben op de aanwezigheid van muizen en daarmee roofvogels. Hierbij moet met name gedacht worden aan neerslag en verdamping (o.a. Wymenga *et al.* 2016), die van invloed zijn op grondwaterpeilverloop op de platen in de loop van het jaar. Ook deze factoren zullen uiteindelijk meegenomen worden in de analyse.

6.4. Resultaten

6.4.1. Weersomstandigheden

De weersomstandigheden, met name neerslag, kunnen een groot effect hebben op muizenpopulaties (o.a. Wymenga *et al.* 2016). 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 waterpeil sterk dalen, maar na overvloedige neerslag kunnen platen ook dan plasdras komen te staan (o.a. Bijkerk *et al.* 2016). De neerslag in 2019 wordt vergeleken met de gemiddelde neerslag per maand in de periode 1995-2018.

Het jaar 2019 werd voorafgegaan door een extreem droog jaar 2018, waarin alle maanden droger waren dan gemiddeld (Beemster 2019). Deze droogte duurde voort tot en met februari 2019 (figuur 6.1). Pas in maart en april was de neerslag voor het eerst in veertien maanden hoger dan gemiddeld. Hierna volgden weer droge maanden mei - augustus. De maanden september en oktober waren natter dan gemiddeld, waarna november en december weer relatief droog waren.

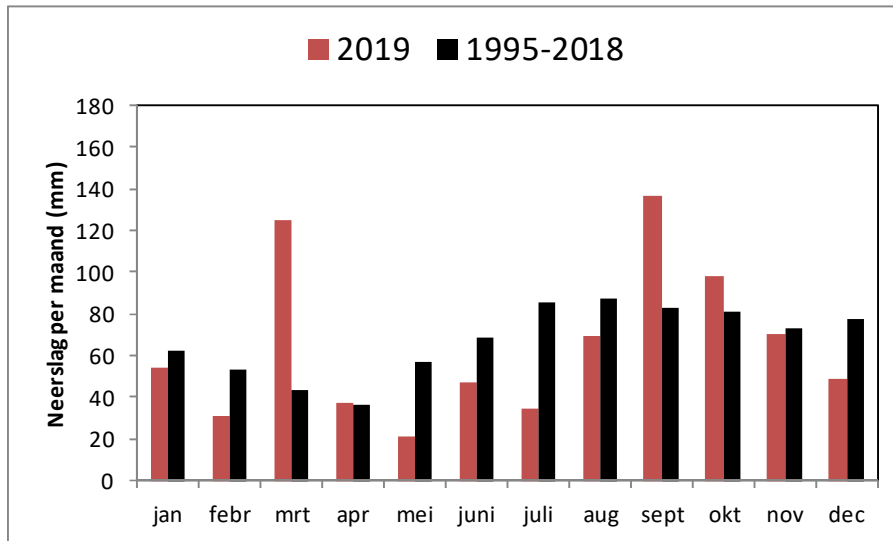
6.4.2. Waterpeilverloop in de boezem

Het waterpeil van de boezem in het Lauwersmeer wordt elk kwartier op vier locaties gemeten (Lauwersoog, Zoutkamp (2x) en Dokkumer Nieuwe Zijlen; tabel 6.1). Tussen locaties bestaan aanzienlijke verschillen in het maximum bereikte waterpeil per winter: de maxima van Lauwersoog en Dokkumer Nieuwe Zijlen komen redelijk overeen, die van Zoutkamp zijn aanzienlijk hoger. Dit laatste wordt waarschijnlijk veroorzaakt door opwaaiing. Tot nu toe zijn de waterpeilgegevens van locatie Lauwersoog gebruikt (ook in dit rapport), maar het is te overwegen om in de toekomst ook andere locaties te gebruiken om de kans op inundatie te laten zien. Locatie Zoutkamp laat voor 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 Zoutkamp eventueel te kiezen voor de reeks van Wetterskip Fryslân. Beide locaties liggen enkele honderden meters van elkaar verwijderd.

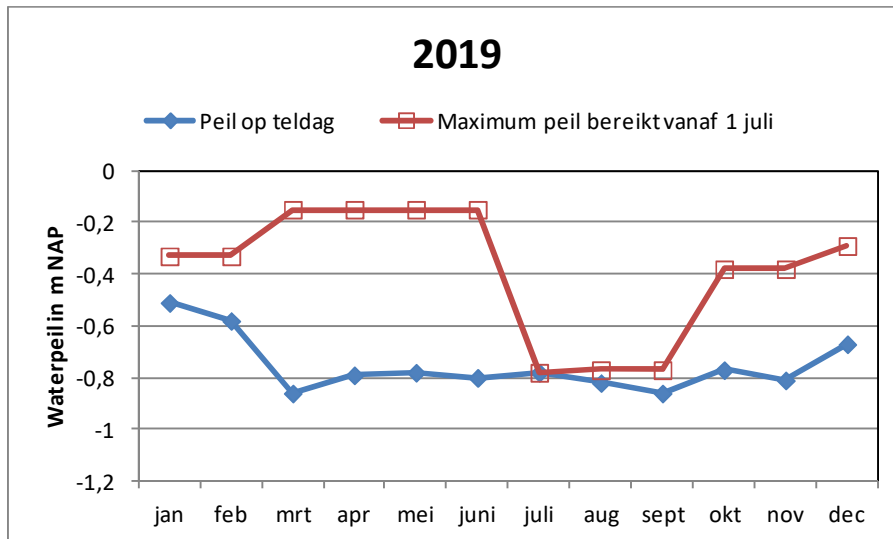
Het waterpeilverloop bij Lauwersoog in in de periode 2014-2019 is weergegeven in bijlage 8. Weergegeven is het maximale waterpeil per dag. Uit deze bijlage is zowel het maximum waterpeil op de maandelijkse teldagen afgeleid, als het maximum waterpeil tot dan toe per winterhalfjaar (vanaf 1 juli; figuur 6.2, bijlage 9).

In 2019 was op enkele teldagen (in januari, februari en december) sprake van een licht verhoogd waterpeil in de boezem (figuur 6.2). In de periode half april - half september is in verband met de droogte extra water in het Lauwersmeer vastgehouden, waardoor het waterpeil in deze periode gemiddeld ca. 0,10 meter hoger was dan het streefpeil van -0,93 meter NAP (bijlage 8). In de winter 2018/2019 trad een sterk verhoogd boezempeil pas op in de zeer natte maand maart, een week voor de vogeltelling in die maand (figuur 6.2). Het toen bereikte maximum waterpeil was hoger dan in de twee

voorgaande winters, ongeveer gelijk aan het maximum waterpeil in de winter 2014-2015 en iets lager dan dat in de winter 2015-2016 (tabel 6.1).



Figuur 6.1 Neerslag per maand (mm) in Lauwersoog in 2019 ten opzichte van het gemiddelde in de periode 1995-2018.



Figuur 6.2 Het waterpeil op de maandelijkse teldagen van roefvogels in het Lauwersmeer in 2019 en het maximale waterpeil op de teldagen in 2019 tot dan toe bereikt vanaf 1 juli.

Tabel 6.1 Maximum bereikt waterpeil in de boezem van het Lauwersmeer op vier locaties per winterhalfjaar in de periode 2014-2015 - 2019-2020 (de gegevens uit de laatste winter zijn voorlopig en hebben betrekking op de periode tot en met 16 maart 2019).

Winterseizoen	Maximum bereikt waterpeil in de boezem (in meter NAP)			
	Lauwersoog	Zoutkamp		Dokkumer Nieuwe Zijlen
		Waterschap Noorderzijlvest	Wetterskip Fryslân	
2014-2015	-0,14	0,00	-0,05	-0,11
2015-2016	-0,05	-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)	(-0,06)	/
Gemiddelde 2014-2015 - 2018-2019	-0,19	-0,10	-0,11	-0,18

6.4.3. Muizenaanbod

Muizenaanbod in de omgeving

Landelijk gezien was het broedsucces van muizenetende roofvogels en uilen in 2019 uitzonderlijk goed (Bijlsma 2020), hetgeen duidt op een hoog muizenaanbod in het broedseizoen. De omgeving van het Lauwersmeer vormde hierop geen uitzondering (eigen waarnemingen). In Fryslân en plaatselijk elders in het land was sprake van een muizenuitbraak in cultuurgraslanden, met veel schade tot gevolg.

Muizenaanbod op de platen in in 2019 in vergelijking met 2015-2018

De muizencensus in oktober 2019 leverde in totaal 316 vangsten op (tabel 6.2, bijlage 10). Dit aantal is opmerkelijk hoger dan in de afgelopen jaren. Naar afnemende talrijkheid bestonden de vangsten uit Veldmuis (71% van de vangsten), Aardmuis (16%), Dwergmuis (8%) Bosspitsmuis (3%), Dwergspitsmuis (1%) en Bosmuis (1%). De Waterspitsmuis is in 2019 niet gevangen. Het aantal vangsten van de Veldmuis was meer dan twee maal zo hoog als in 2015, (bijna) drie maal zo hoog als in 2017-2018 en meer dan vijf maal zo hoog als in 2016. Het aantal vangsten van de Aardmuis was tamelijk gemiddeld, na de dip in 2018. Op de Schildhoek werd verder een Wezel gevangen, hetgeen de eerste vangst was in de periode 2015-2019.

Tabel 6.2 Muizenvangsten per soort in tien vaste muizenraaien in 2015-2019.

Species	2015	2016	2017	2018	2019
Veldmuis	105	40	82	75	225
Aardmuis	97	41	49	3	50
Bosspitsmuis	21	22	17	33	10
Dwergspitsmuis	7	0	2	4	3
Waterspitsmuis	0	1	0	0	0
Bosmuis	0	30	0	4	2
Dwergmuis	9	25	14	40	26
Totaal	239	159	164	159	316

Omdat verschillende soorten spitsmuizen, Bosmuis en Dwergmuis als voedselbron voor roofvogels minder belangrijk zijn, wordt hieronder alleen ingegaan op het voorkomen van 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 (Beemster & Dijkstra 1991, Beemster & van Rijn 1995, Dijkstra *et al.* 1995).

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 (figuur 6.3; bijlage 11). Waarschijnlijk heeft de soort geprofiteerd van de uitzonderlijk droge omstandigheden op de platen in de zomers van 2018 en 2019.

In figuur 6.3 zijn grote verschillen in individuele muizenindex van woelmuizen tussen gebieden en jaren zichtbaar. Het jaar 2019 was op alle platen, met uitzondering van de Pampusplaat, een goed woelmuizenjaar. Op de noordelijke platen (de Rug, Zuidelijke lob en Zuidelijke Ballastplaat) was 2019 zelfs het beste jaar tot nu toe. Op de Rug werden in 2019 voor het eerst substantieel woelmuizen gevangen. Op de Schildhoek was 2019 een iets minder goed jaar dan eerdere goede jaren (2015, 2017). Op de laaggelegen Pampusplaat zijn tot nu toe nauwelijks woelmuizen gevangen.

Muizenaanbod en maximum inundatie in de voorgaande winter

Figuur 6.4 laat de individuele muizenindex van woelmuizen (Veldmuis + Aardmuis) zien in afhankelijkheid van de maximale inundatie in de voorgaande winter per muizenraai in de periode 2015-2019. De maximale inundatie per winter wordt berekend door vergelijking van het maximum waterpeil op locatie Lauwersoog met de maaiveldhoogte van de verschillende muizenraaien. De twee muizenraaien op de Schildhoek worden apart weergegeven omdat het hoogteverschil tussen beide relatief groot is (tabel 3.2).

De hoogst gelegen muizenraaien zijn te vinden op de Rug. Deze muizenraaien zijn in de periode 2015-2019 nooit geïnundeerd geraakt. Ondanks dat was de woelmuisdichtheid tot 2019 laag. Tot nu toe werd dat verklaard door de zeer open vegetatie, waardoor de 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 - behoorlijk is toegenomen (bijlage 11).

Muizenraaien op Zuidelijke Ballastplaat raken alleen in winters met een zeer hoog maximum waterpeil in de boezem geïnundeerd. In de periode 2014/2015-2018/2019 was dat één maal het geval (in de winter 2015/2016) (figuur 6.4). In de zomer erna was de woelmuizendichtheid hier laag.

De muizenraaien op de Schildhoek liggen op een verschillende maaiveldhoogte. Muizenraai Schildhoek 1 is bijna 20 cm hoger gelegen dan Schildhoek 2 (tabel 3.2) en raakt minder vaak geïnundeerd. In de periode 2014/2015-2018/2019 was dat alleen in de winter 2015/2016 het geval. In de zomer erna was de woelmuisdichtheid hier laag (figuur 6.4). Muizenraai Schildhoek 2 raakt vaker geïnundeerd, waarna de woelmuisdichtheid in de zomer erna toch hoog kan zijn. Blijkbaar treden de hoogste delen van de Schildhoek hierbij op als een refugium voor woelmuizen, waarvandaan de lagere plaatdelen weer bevolkt kunnen worden. Hierbij dient opgemerkt te worden dat het hoogste deel van de Schildhoek nog iets hoger ligt dan muizenraai 1.

Muizenraaien op de Pampusplaat en Zuidelijke lob raakten in de periode 2014/2015-2018/2019 elke winter geïnundeerd. Op de Pampusplaat leidde dit in alle navolgende zomers tot lage dichtheden van woelmuizen (figuur 6.4), op de Zuidelijke Lob waren de woelmuisdichtheden ondanks de winterse inundaties tamelijk hoog, vooral in 2017 en 2019 (figuren 6.3 en 6.4). Zowel in 2017 als 2019 raakte de omgeving van de twee muizenraaien op de Zuidelijke Lob vlak voor de muizenrecensie 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 toevlucht van woelmuizen naar de omgeving van de muizenraaien en een verhoogde vangst. Wellicht was het beter geweest om te kiezen voor een groter hoog plaatdeel om de vallen te plaatsen.

Muizenaanbod en riethoogte

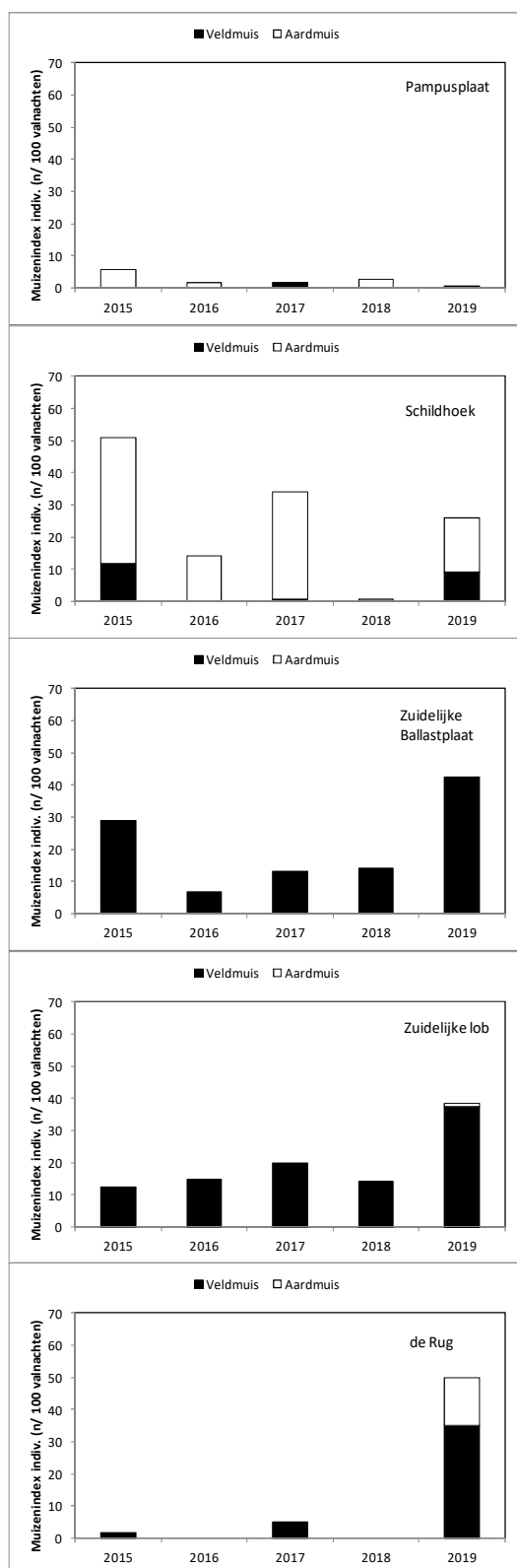
Op het hoge deel van de Schildhoek komen woelmuizen vooral voor bij een intermediaire riethoogte (tussen 50-150 cm; figuur 6.5 boven), zoals dat eerder ook is vastgesteld voor de periode 1983-1995 (Beemster & Vulink 2013). Overigens kwamen er toen (bijna) alleen Veldmuizen voor. Op de relatief laag gelegen kop van Pampusplaat is er geen duidelijke relatie tussen woelmuisdichtheid en riethoogte (figuur 6.5 boven). Door de jaarlijkse winterse inundaties komen hier slechts lage dichtheden van woelmuizen voor (figuur 6.4). Op de noordelijke platen is riet niet structuurbepalend en is er geen duidelijke relatie tussen riethoogte en muizendichtheid (figuur 6.5 onder)

6.4.4. Muizenbeschikbaarheid voor roofvogels

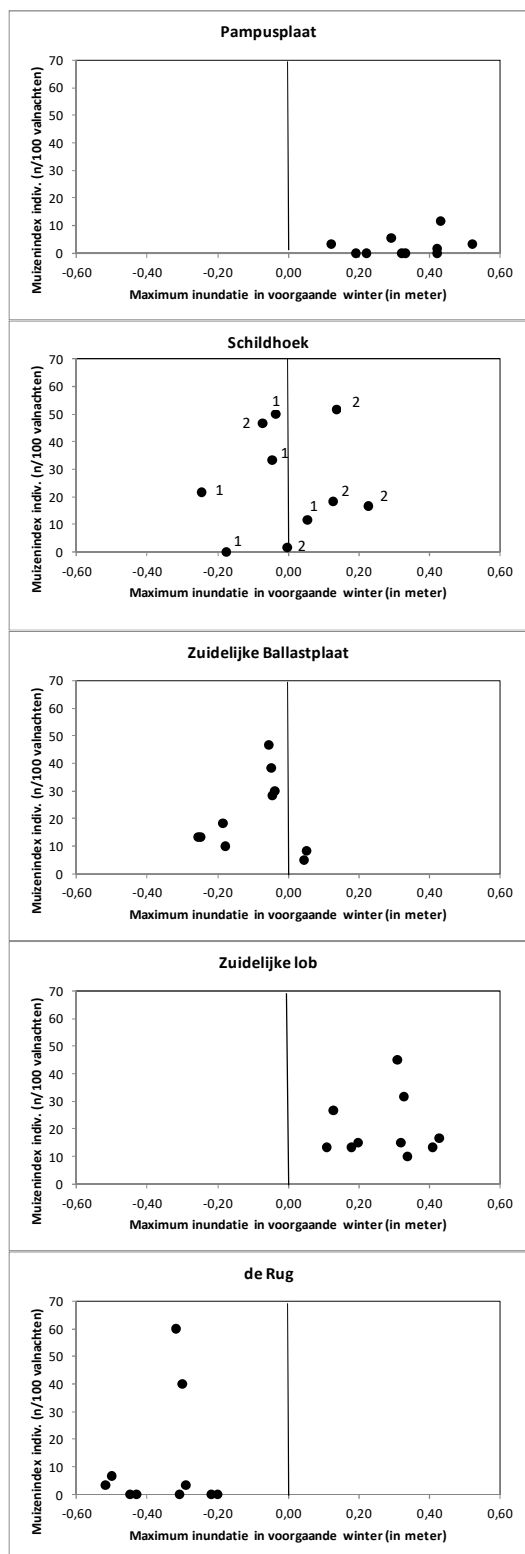
De muizenbeschikbaarheid voor roofvogels is niet hetzelfde als het muizenaanbod. In hoge en dichte vegetaties zijn muizen onder normale omstandigheden (niet plasdras en zonder inundatie) niet

vangbaar voor roofvogels, in meer open vegetaties treden verschillen op tussen verschillende soorten roofvogels (zie later in dit hoofdstuk).

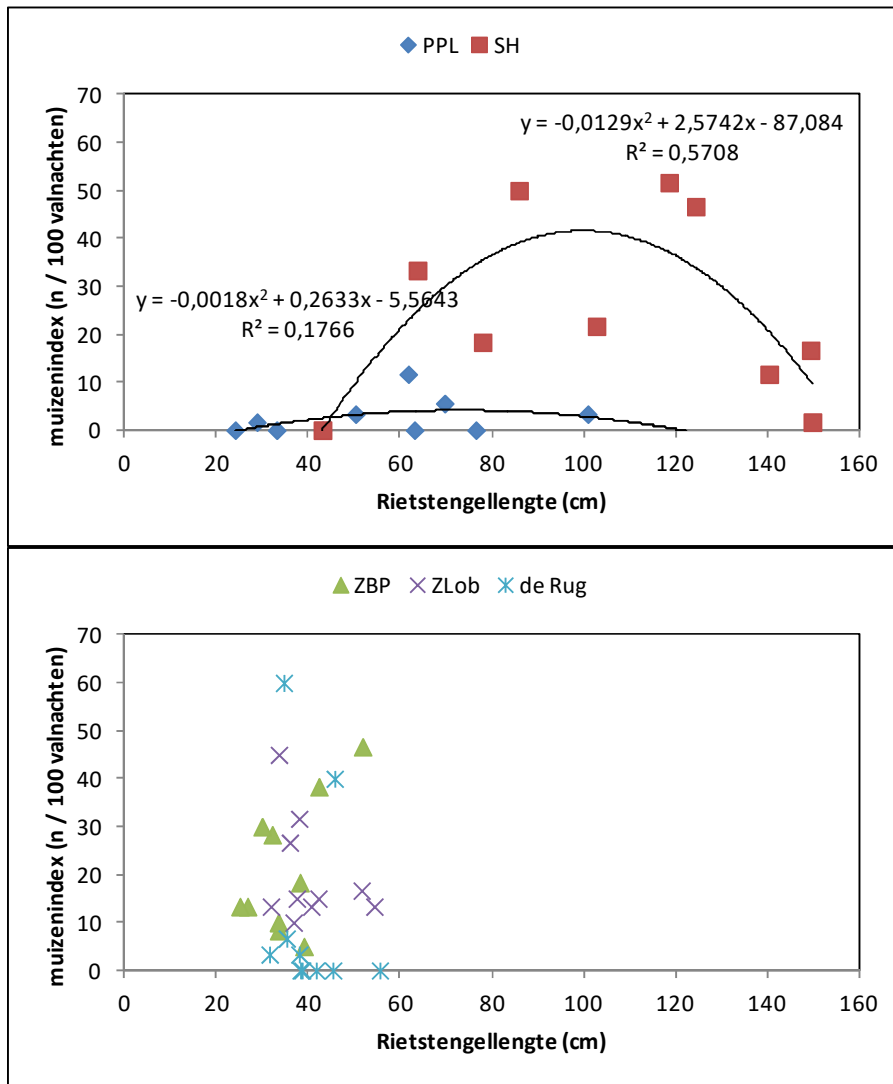
Op de zuidelijke platen in het Lauwersmeer wordt de structuur van de vegetatie op de hogere plaatdelen bepaald door riet (paragraaf 4.3). In hogere rietvegetaties is de bedekking van de vegetatie gemiddeld hoger (figuur 6.6). Voor de Blauwe kiekendief is eerder op het hoge deel van de Schildhoek vastgesteld dat de soort bij voorkeur jaagt boven wat lagere rietvegetaties, waar de veldmuisdichtheid weliswaar lager is, maar de muizen waarschijnlijk beter vangbaar zijn (Beemster & Vulink 2013). Op de hogere delen van de noordelijke beweide platen is riet van ondergeschikt belang (figuur 6.6). Hier is meestal Kruiwilg structuurbepalend. Omdat Kruiwilg weinig variatie in bedekking over de jaren laat zien, is het effect van vegetatiestructuur op de aanwezigheid van muizenetende roofvogels hier lastiger te onderzoeken dan op de zuidelijke platen.



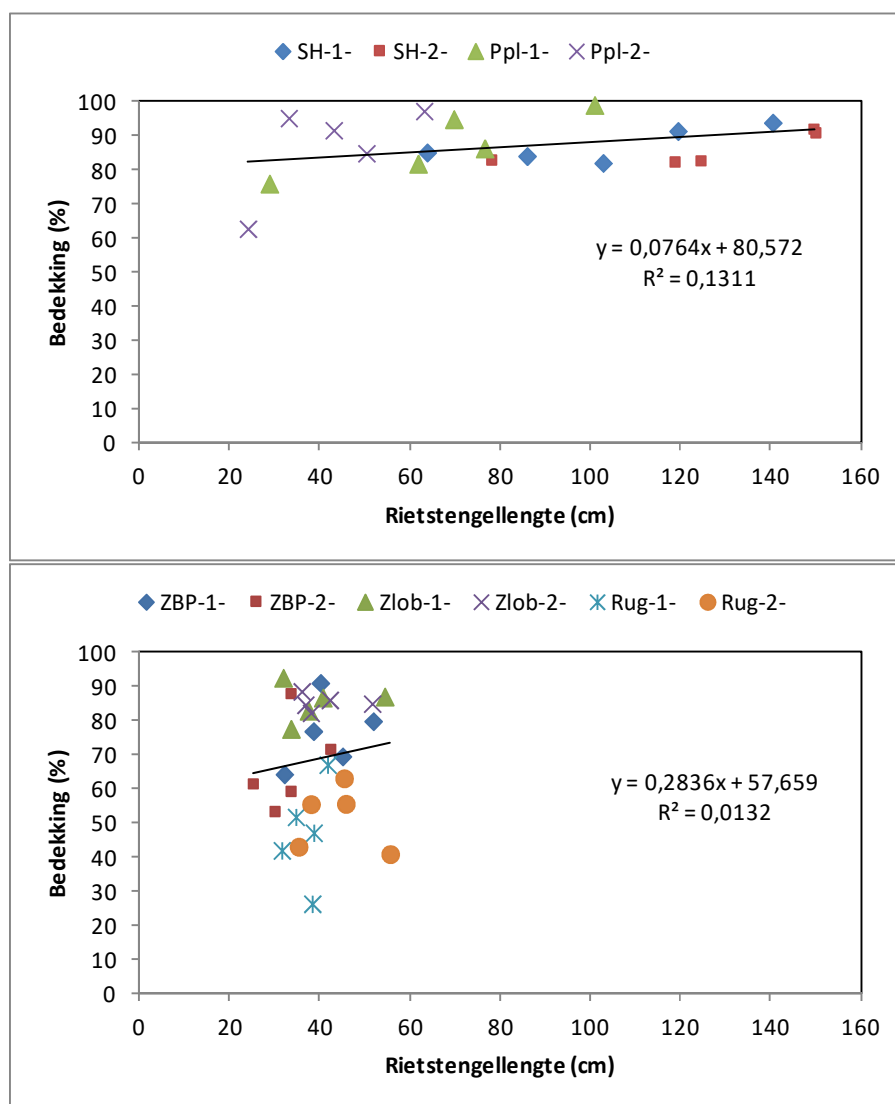
Figuur 6.3 Individuele muizenindex van woelmuizen op de Pampusplaat, Schildhoek, Zuidelijke Ballastplaat, Zuidelijke Lob en de Rug in de periode 2015-2019.



Figuur 6.4 Individuele muizenindex van woelmuizen in afhankelijkheid van de maximum inundatie in de voorgaande winter per muizenraai per gebied in het Lauwersmeer in de periode 2015-2019. De twee muizenraaien op de Schildhoek worden apart weergegeven (zie tekst).



Figuur 6.5 Individuele muizenindex van woelmuizen in afhankelijkheid van de gemiddelde rietstengellengte in muizenraai op de zuidelijke platen (Schildhoek en Pampusplaat) en noordelijke platen (Zuidelijke Ballastplaat, Zuidelijke lob en de Rug) van het Lauwersmeer in de periode 2015-2019.



Figuur 6.6 Gemiddelde bedekking van de vegetatie (%) in afhankelijkheid van de gemiddelde rietstengellengte in muizenraaien op de zuidelijke platen (Schildhoek en Pampusplaat) en noordelijke platen (Zuidelijke Ballastplaat, Zuidelijke lob en de Rug) van het Lauwersmeer in de periode 2015-2019.

6.4.5. Muizenetende roofvogels

Karakterisering van de soorten

De belangrijkste muizenetende 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 2019 werd het instandhoudingsdoel voor geen van deze drie soorten gehaald (tabel 6.3).

Tabel 6.3 Instandhoudingsdoelen voor de 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 2019 wordt genoemd.

Soort	Instandhoudingsdoel broedparen	Aantal broedparen in 2019
Bruine kiekendief	20	17
Grauwe kiekendief	4	0
Velduil	1	0

In deze paragraaf wordt het voorkomen van de bovengenoemde muizenetende roofvogels tijdens de maandelijkse tellingen kort besproken, met name in de afgelopen twintig jaar en in detail voor de periode november 2018 - oktober 2019. Dat gebeurt ook voor de eventuele status als broedvogel.

Blauwe kiekendief

De Blauwe kiekendief is in het Lauwersmeer vooral een wintergast, met de hoogste aantallen in november - februari (figuur 6.8). In de periode 1998-2003 was de soort ook als broedvogel aanwezig (Kleefstra et al. 2016). Het jaarmaximum tijdens de maandelijkse tellingen laat opvallende fluctuaties zien, met hogere aantallen in 2001/2002, 2005/2006, 2013/2014 en 2019/2020 (figuur 6.9). Het gebied wordt ook gebruikt als slaappleats, deels door vogels die buiten het Lauwersmeer foerageren. Het aantal slapende vogels laat grote verschillen tussen winters zien. De winter 2019/2020 scoort hoog (tabel 6.4). Het lijkt er op dat de geschiktheid van de omgeving van het Lauwersmeer voor foeragerende Blauwe kiekendieven van jaar op jaar sterker fluctueert dan die van het natuurgebied zelf. Op de platen van het Lauwersmeer foerageren in het winterhalfjaar vooral ringtails (vrouwjes en onvolwassen vogels), in de omgeving van het Lauwersmeer naast ringtails ook veel mannetjes.

Tabel 6.4 Maximum aantal slapende Blauwe kiekendieven op de Sennerplaat / Blikplaat in de periode 2014/2015 - 2019/2020. 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

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). Mede onder invloed van de kolonisatie door Vos is het voedselaanbod waarschijnlijk afgenomen. In de periode 2000-2018 nam het aantal broedparen af van ca. 20-25 naar ca. 15. In 2015 werden 13 broedparen geteld, in 2016 en 2017 16, in 2018 14 en in 2019 17. Het jaarmaximum tijdens de maandelijkse tellingen vertoonde in deze periode dezelfde licht afnemende trend, waarbij het zeer muizenarme jaar 2016 in negatieve zin opvalt (figuur 6.7). Bruine kiekendieven zijn vooral aanwezig in de maanden april - augustus, met kleinere aantallen in maart en september. In de andere maanden van het jaar gaat het om geringe aantallen vogels. De aanwezigheid over het jaar was in 2019 tamelijk vergelijkbaar met die in de periode 2000-2018 (figuur 6.9).

Grauwe kiekendief

Het aantal broedparen van de Grauwe kiekendief in het Natura 2000-gebied is in de loop van de periode 2000-2018 sterk afgenomen (figuur 6.7). De afname kan vooral worden verklaard door een toenemende begrazingsdruk op de zuidelijke platen, waardoor deze als broedgebied minder geschikt zijn geworden. Broedparen hebben zich verplaatst naar omliggende landbouwgebieden (Beemster & Wiersma 2020), maar foerageren nog steeds deels 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 was een relatief goed jaar (figuur 6.7). De foerageergebieden voor Grauwe kiekendieven zijn in de loop der jaren nauwelijks veranderd. Binnen het Lauwersmeer is het militaire oefenterrein in de Marnewaard al jarenlang het belangrijkste foerageergebied (o.a. Beemster 1994, Beemster & van Rijn 1995, Beemster 2019). Verder worden ook het agrarische gebied en de beweide platen van het Lauwersmeer gebruikt als foerageergebied. De soort is vooral aanwezig van mei tot en met augustus.

Buizerd

Op de centrale platen van het Lauwersmeer worden de laatste jaren ca. 10-15 broedparen van de Buizerd vastgesteld. In 2016 waren er 9 broedparen, in 2017 10, in 2018 6 en in 2019 16. Buiten het centrale platengebied broeden ook nog verschillende paren. Het jaarmaximum tijdens de maandelijkse

tellingen was tamelijk stabiel maar variabel, met aantallen tussen de 40 en 90 vogels (figuur 6.9). In het zomerhalfjaar worden minder vogels geteld dan in het winterhalfjaar (figuur 6.8), mogelijk deels doordat pleisterende vogels dan minder opvallen.

Ruigpootbuizerd

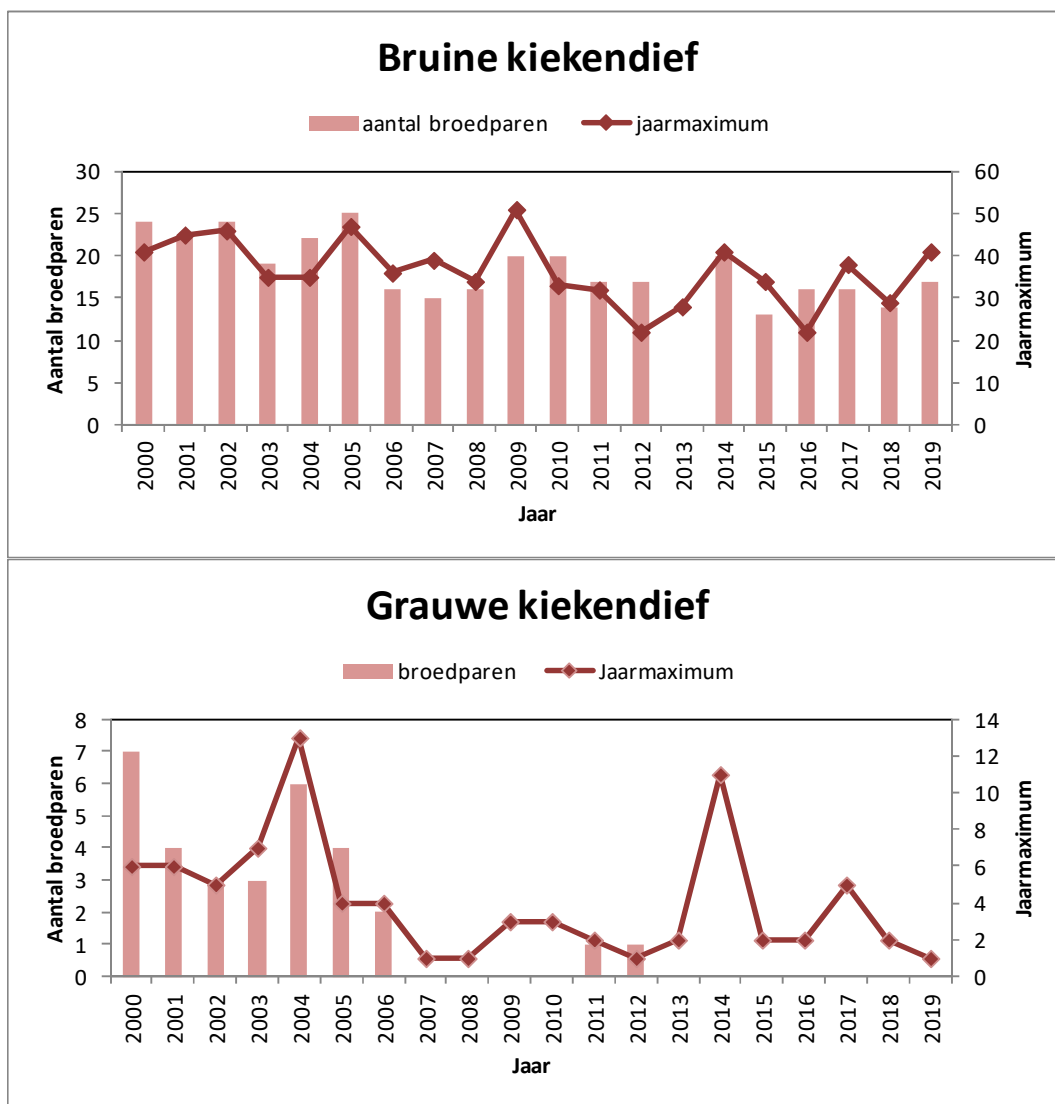
Sinds de jaren tachtig, toen regelmatig meer dan twintig overwinterende Ruigpootbuizerds geteld werden (Beemster 1994), is de soort sterk in aantal afgenomen. In de laatste vijftien winters ging het meestal maar om enkele overwinteraars, met iets grotere aantallen in 2011/2012, 2012/2013 en 2018/2019 (figuur 6.9). Ruigpootbuizerds zijn vooral aanwezig in de maanden november tot en met maart.

Torenvalk

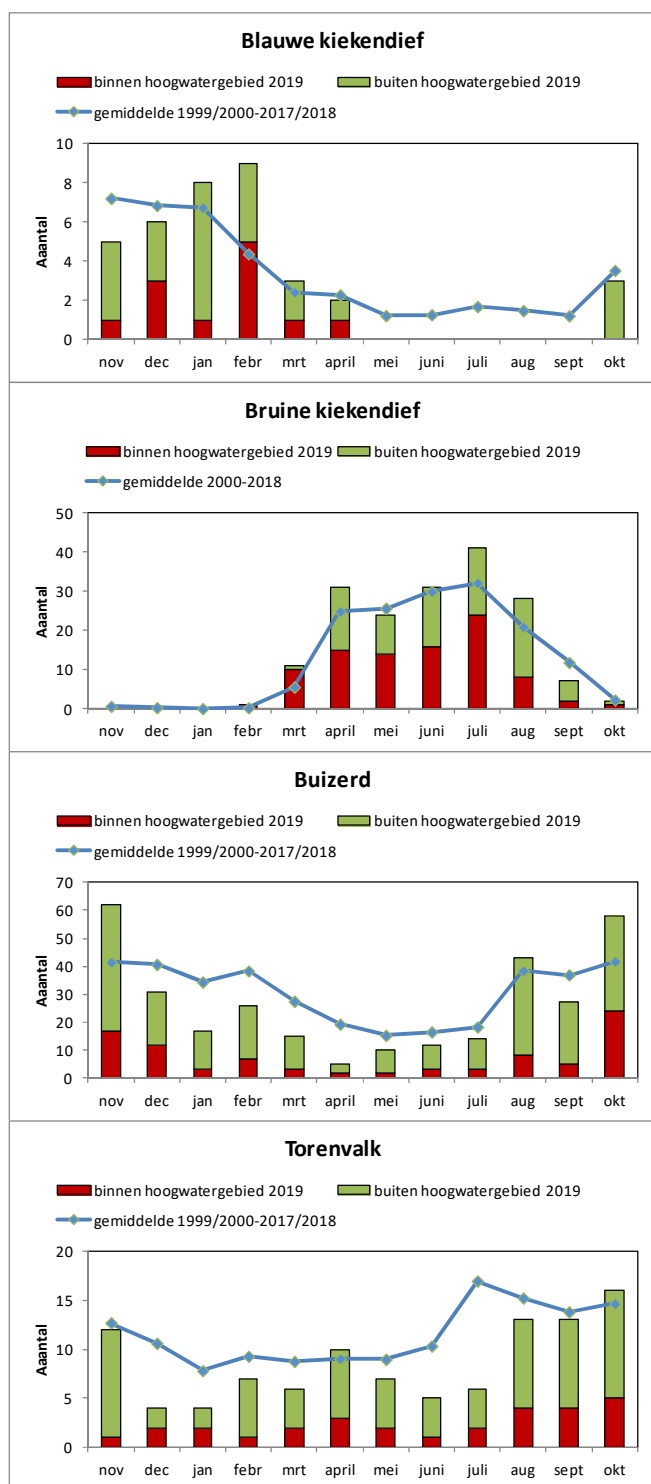
Op de centrale platen van het Lauwersmeer varieerde het aantal broedparen van de Torenvalk in de periode 2000-2019 tussen 0 en 11. Daarbuiten broeden ook nog verschillende paren. In 2015 bedroeg het aantal broedparen op de centrale platen 7, in 2016 en 2017 4, in 2018 3 en in 2019 4. Het jaarmaximum tijdens de maandelijkse tellingen is tamelijk variabel en licht afnemend (figuur 6.9). 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. Afgelopen jaar werden de hoogste aantallen geteld in november 2018 en augustus - oktober 2019 (figuur 6.8).

Velduil

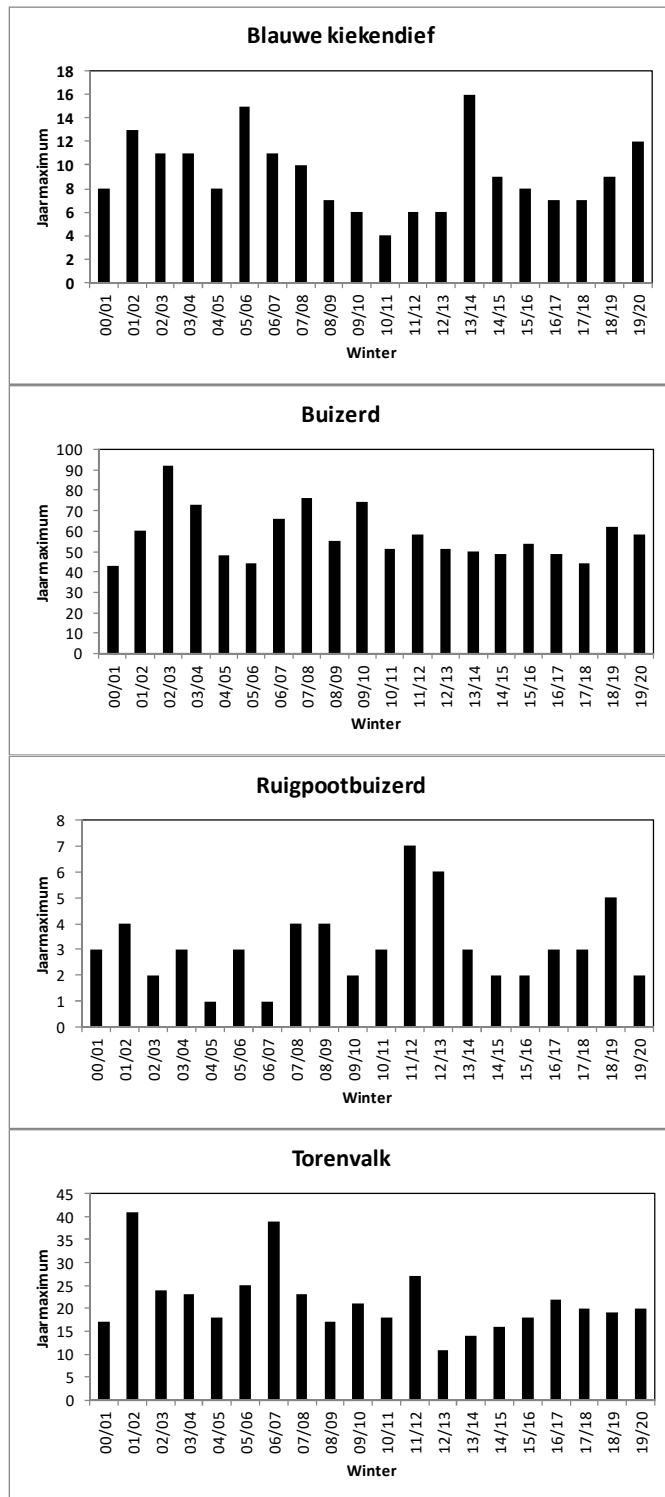
Tot en met 1993 was de Velduil een jaarlijkse broedvogel in het Lauwersmeer, met als maximum 18 broedparen in 1989. De meeste paren broedden eind jaren tachtig, begin jaren negentig in het militaire oefenterrein in de Marnewaard (Beemster & Wiersma 2020), dus buiten het huidige Natura 2000-gebied. Na 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 noordelijke platen, in de Ezumakeeg, de Bantpolder of de Marnewaard. In de periode november 2018 - oktober 2019 zijn tijdens de tellingen geen Velduilen waargenomen. Tijdens de muizencensus werd op de Rug een Velduil opgemerkt.



Figuur 6.7 Aantal broedparen en jaarmaximum tijdens de maandelijkse vogeltellingen van Bruine en Grauwe kiekendief in het Lauwersmeer in de periode 2000-2019. Een jaar loopt van januari-december. In 2013 zijn de broedparen niet geteld.



Figuur 6.8 Het aantal getelde roofvogels van de algemeenste soorten in het Lauwersmeer in de periode november 2018 - oktober 2019 per maand. Vogels binnen en buiten het hoogwatergebied zijn apart weergegeven. Ter vergelijking is het gemiddelde per maand in de periode 1999/2000-2017/2018 (Blauwe kiekendief, Buizerd, Torenavalk) of in de periode 2000-2018 (Bruine kiekendief) weergegeven.

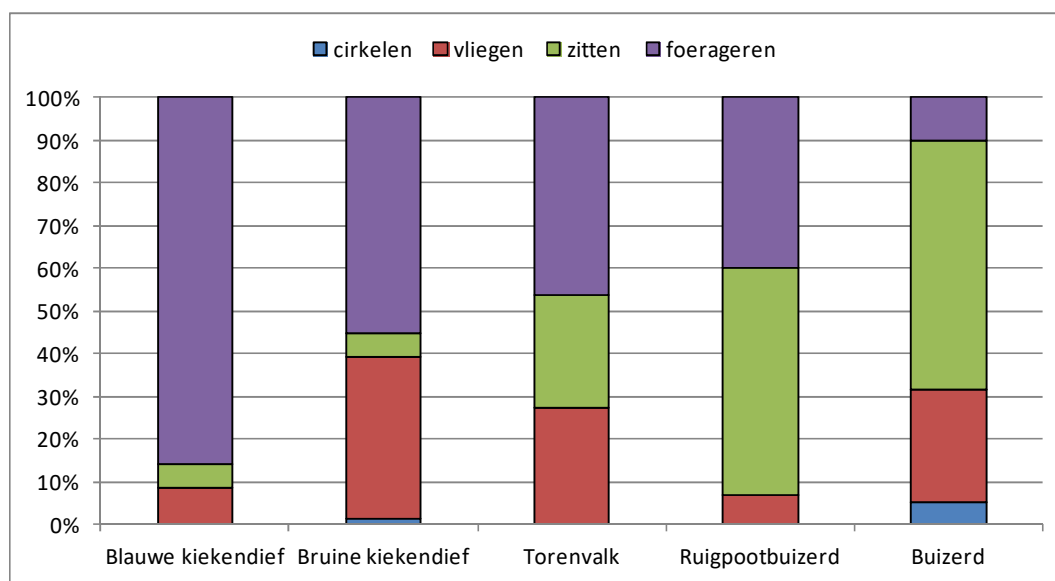


Figuur 6.9 Jaarmaximum van Blauwe kiekendief, Buizerd, Ruigpootbuizerd en Torenavk tijdens de maandelijkse vogeltellingen in het Lauwersmeer in de periode 2000/2001-2018/2019. Een jaar loopt van juli - juni, in 2018/2019 zijn de tellingen tot en met februari 2020 meegenomen.

Jaagverspreiding tijdens de maandelijkse tellingen in 2018

Jagende 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 welke deelgebieden als voedselgebied van belang zijn. De analyse is uitgevoerd voor de meest talrijk voorkomende muizenetende roofvogels: Blauwe kiekendief, Bruine kiekendief, Buizerd en Torenavk. Het percentage

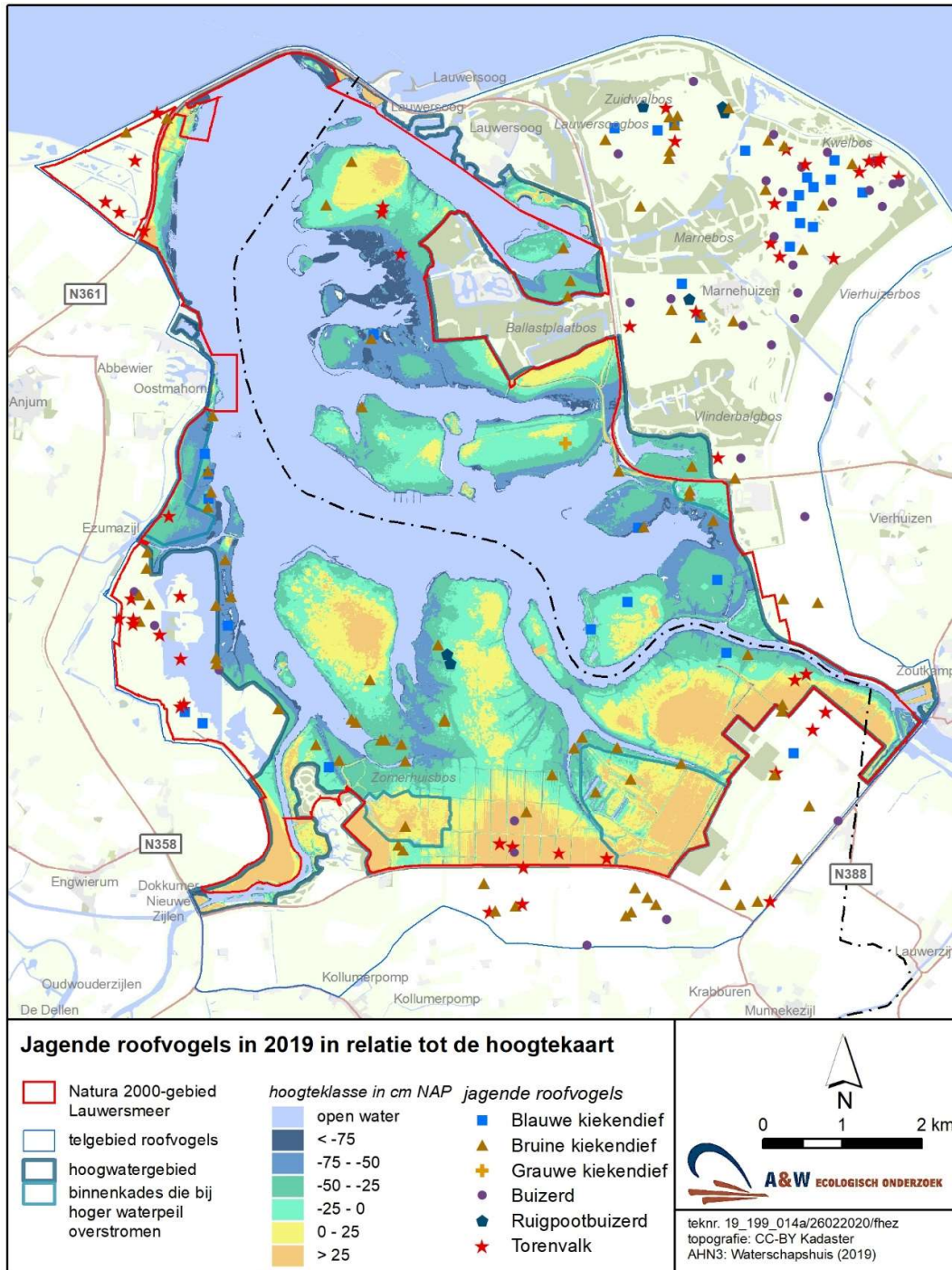
jagende vogels laat echter grote verschillen zien tussen de soorten. Van de meest algemene muizenetende roofvogels is het percentage jagende vogels het hoogst voor de Blauwe kiekendief en het laagst voor de Buizerd, terwijl Bruine kiekendief, Torenvalk en Ruigpootbuizerd een intermediaire positie innemen (figuur 6.10). Verschillen tussen soorten kunnen in de eerste plaats worden verklaard door de geprefereerde jaagwijze: vliegend jagen voor kiekendieven, afwisselend vliegend en uit zit jagen voor Torenvalk en Ruigpootbuizerd en vooral uit zit jagen voor de Buizerd. In de tweede plaats is er een verschil tussen broedvogels en niet-broedvogels: broedvogels, vooral vrouwtjes, besteden meer tijd aan andere activiteiten dan jagen. Dat geldt ook voor pas uitgevlogen jonge vogels. In de derde plaats is ook de zitplaatskeuze van belang: kiekendieven zitten, in tegenstelling tot Torenvalk, Ruigpootbuizerd en Buizerd, vaak op de grond en zijn dan minder goed zichtbaar. Het percentage jagende vogels per soort in 2019 lijkt sterk op dat in voorgaande jaren.



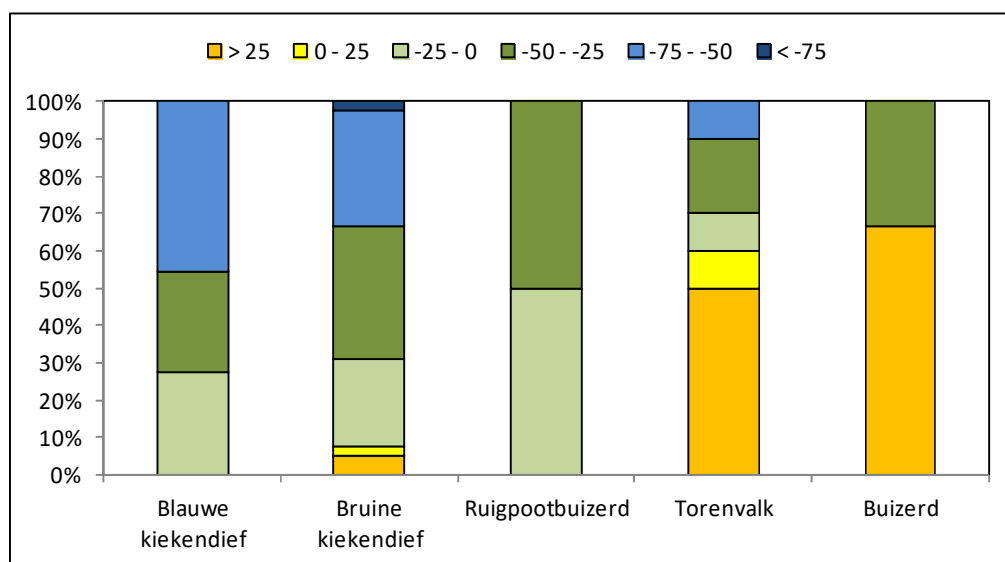
Figuur 6.10 Onderscheiden gedragingen van de meest algemene muizenetende roofvogels in het Lauwersmeer in de periode november 2018 - oktober 2019. Het aantal waargenomen vogels per soort in 2019 bedraagt: Blauwe kiekendief (n=36), Bruine kiekendief (n=176), Torenvalk (n=102), Ruigpootbuizerd (n=15) en Buizerd (n=320).

Effect van maaiveldhoogte

Figuur 6.11 laat zien waar muizenetende roofvogels in de periode november 2018 - oktober 2019 jagend zijn waargenomen in relatie tot maaiveldhoogte (en daarmee kans op inundatie). De soorten laten binnen het hoogwatergebied (en zonder gebieden die omgeven zijn door binnenkades die pas bij een hoger waterpeil overstromen) een verschillende verdeling zien (figuur 6.12). Buizerd en Torenvalk komen vooral voor bij een maaiveldhoogte boven -25 cm NAP, terwijl de andere soorten vooral beneden die maaiveldhoogte voorkomen. De verdeling van roofvogels over maaiveldhoogte is ongeveer gelijk aan die in voorgaande jaren.



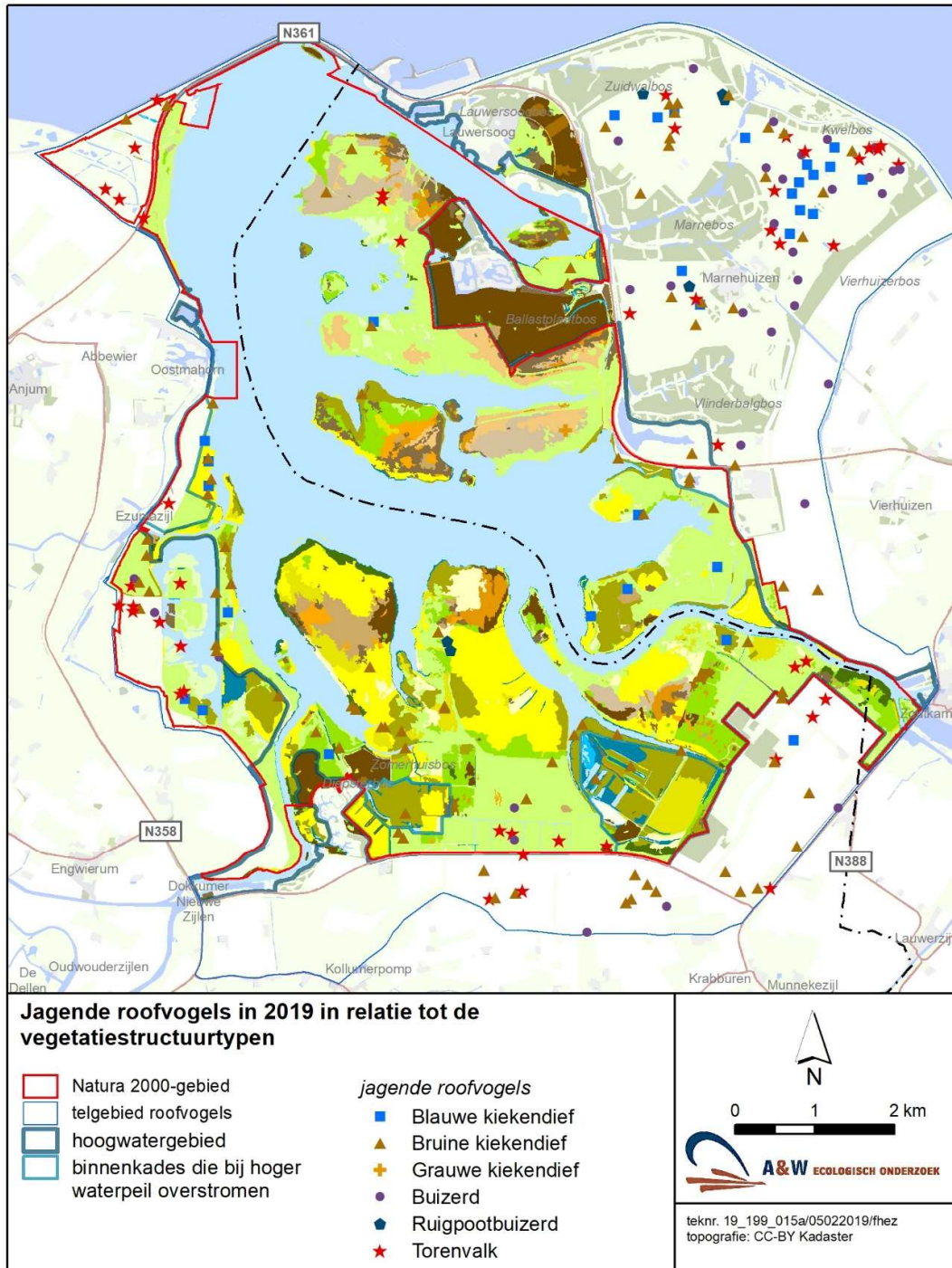
Figuur 6.11 De verspreiding van jagende muizenetende roofvogels in het Lauwersmeer in de periode november 2018 - oktober 2019 in relatie tot maaiveldhoogte. De hoogtekaart is alleen weergegeven voor het hoogwatergebied.



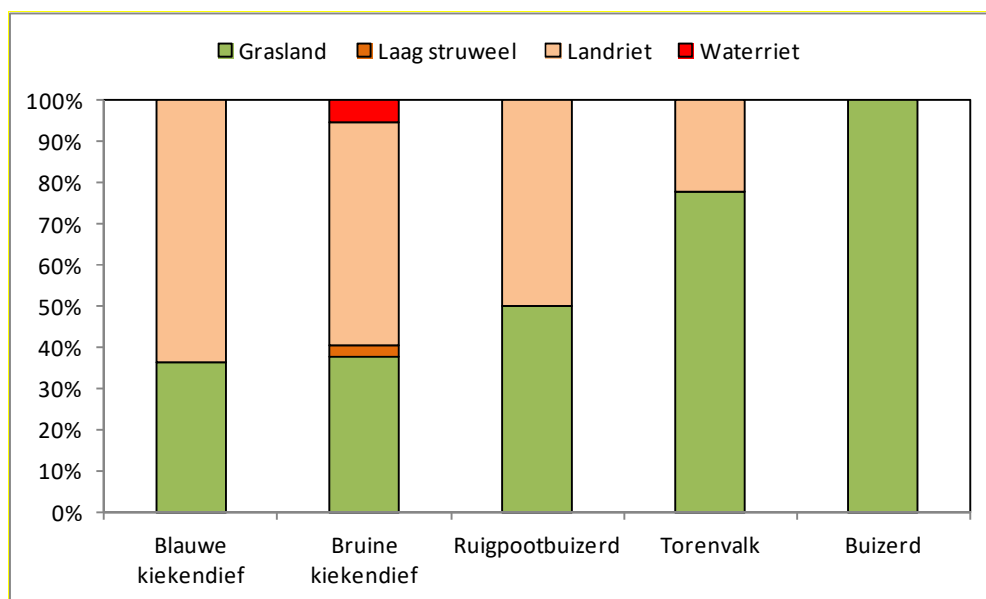
Figuur 6.12 Het voorkomen van jagende muizenetende roofvogels in relatie tot maaiveldhoogte binnen het hoogwatergebied in het Lauwersmeer in de periode november 2018 - oktober 2019. Gebieden die omgeven worden door binnenkades, die deels een gestuwd waterpeil hebben en pas bij een hoger waterpeil overstroomd, zijn hierbij niet meegerekend. Het aantal waargenomen jagende vogels per soort binnen dit gebied in november 2018 - oktober 2019 bedraagt: Blauwe kiekendief (n=11), Bruine kiekendief (n=39), Ruigpootbuizerd (n=2), Torenavalk (n=10) en Buizerd (n=3).

Effect van vegetatiestructuurtype

Figuur 6.13 laat zien waar muizenetende roofvogels in de periode november 2018 - oktober 2019 jagend zijn waargenomen in relatie tot vegetatiestructuurtype. De soorten blijken onderling te verschillen in hun voorkeur voor vegetatiestructuurtypen: Blauwe en Bruine kiekendief, en ook Ruigpootbuizerd jagen deels boven grasland en deels boven (soms open) landrietvegetaties, Torenavalk en Buizerd jagen vooral boven grasland (figuur 6.14). In vergelijking met voorgaande jaren jaagden alle soorten roofvogels relatief veel boven grasland en minder boven landriet en laag struweel.



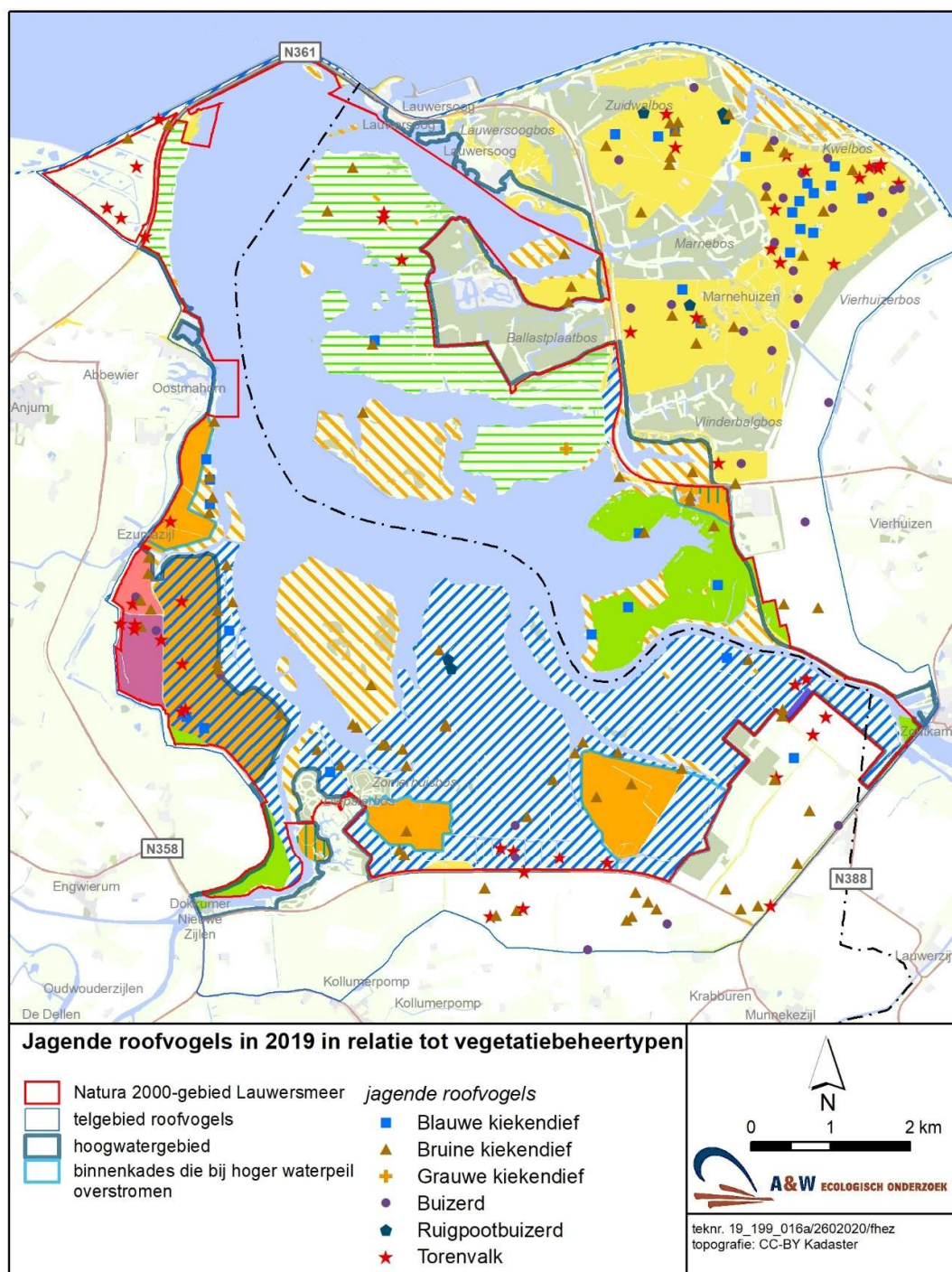
Figuur 6.13 De verspreiding van jagende muizenetende roofvogels in het Lauwersmeer in de periode november 2018 - oktober 2019 in relatie tot de vegetatiestructuurtypen. De legenda van de vegetatiestructuurtypen is te vinden in Bijlage 3.



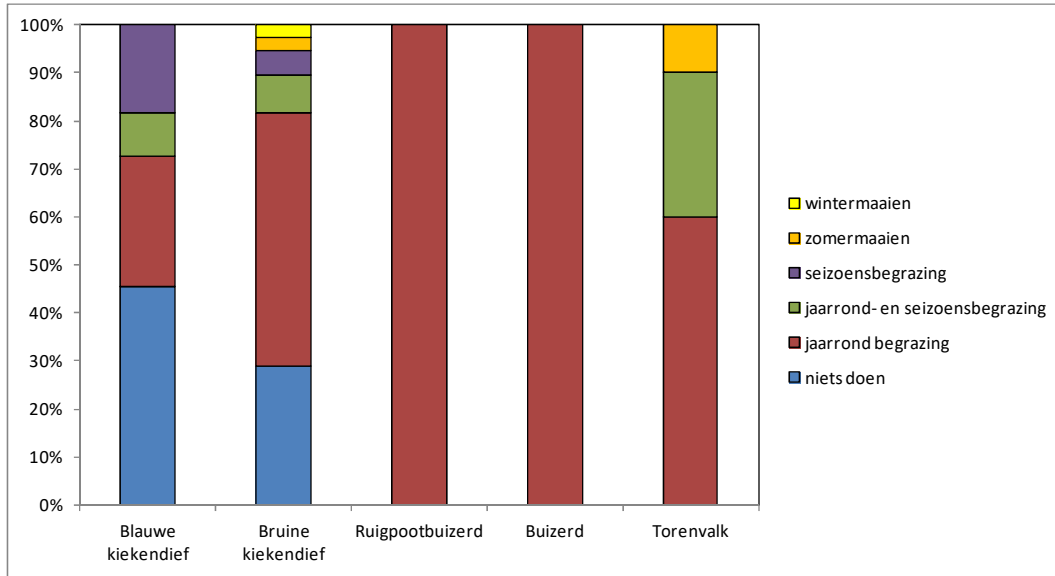
Figuur 6.14 De verdeling van jagende muizenetende roofvogels in relatie tot vegetatiestructuurtype binnen het hoogwatergebied in het Lauwersmeer in november 2017 - oktober 2018. Verschillende vegetatiestructuurtypen zijn daartoe samengevoegd. Voor een overzicht van de aanwezige vegetatiestructuurtypen (zie Kleefstra et al. 2019, Bijlage 1C). Gebieden die omgeven worden door binnenkades, die deels een gestuwd waterpeil hebben en pas bij een hoger waterpeil overstromen, zijn hierbij niet meegerekend. Het aantal waargenomen jagende vogels per soort binnen dit gebied in deze periode bedraagt: Blauwe kiekendief (n=11), Bruine kiekendief (n=37), Ruigpootbuizerd (n=2), Torenavalk (n=9) en Buizerd (n=3).

Effect van vegetatiebeheer

Figuur 6.15 laat zien waar muizenetende roofvogels in de periode november 2018 - oktober 2019 jagend zijn waargenomen in relatie tot vegetatiebeheer. Blauwe kiekendief, Bruine kiekendief jagen verspreid over de verschillende beheertypen. Dat geldt ook voor Torenavalk. De Torenavlak ontbreekt echter in gebiedsdelen met een 'niets doen' - beheer en heeft in vergelijking met de kiekendieven een voorkeur voor meer intensieve beheertypen. Ruigpootbuizerd en Buizerd zijn alleen jagend waargenomen in jaarrondbeweide gebiedsdelen, al waren de aantallen van beide soorten erg klein (figuur 6.16). Al met al was de verdeling van roofvogels over de verschillende vegetatiebeheertypen ongeveer gelijk aan die in voorgaande jaren.



Figuur 6.15 De verspreiding van foeragerende muizenetende roofvogels in het Lauwersmeer in de periode november 2018 - oktober 2019 in relatie tot de vegetatiebeheertypen. De legenda van de vegetatiebeheertypen is te vinden in figuur 2.8. In vergelijking met 2018 is het vegetatiebeheer op de Bochtjesplaat veranderd.



Figuur 6.16 De verdeling van jagende muizenetende roofvogels in relatie tot vegetatiebeheertype binnen het hoogwatergebied in het Lauwersmeer in de periode november 2017 - oktober 2018. Gebieden die omgeven worden door binnenkades, die deels een gestuwd waterpeil hebben en pas bij een hoger waterpeil overstromen, zijn hierbij niet meegerekend. Vegetatiebeheertypen zijn globaal gerangschikt naar de intensiteit van het beheer. Het aantal waargenomen jagende vogels per soort binnen dit gebied in deze periode bedraagt: Blauwe kiekendief (n=11), Bruine kiekendief (n=39), Ruigpootbuizerd (n=2), Buizerd (n=3) en Torenavalk (n=10).

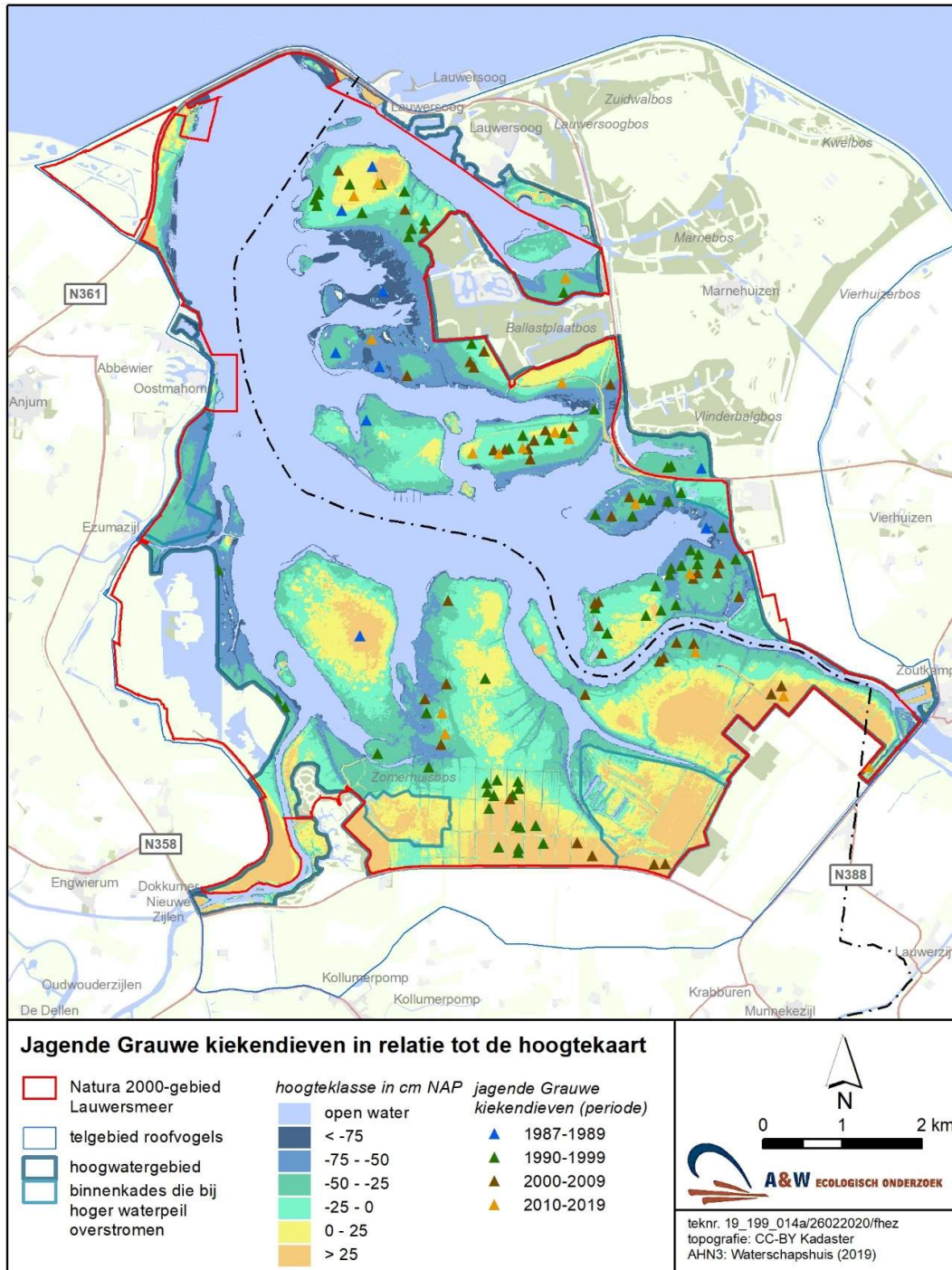
6.4.6. Langjarige veranderingen in de foerageerkeuzes van de Grauwe kiekendief

In de rapportage over 2018 is ingegaan op de foerageerkeuzes van de Grauwe kiekendief in het Lauwersmeer in de periode 1986-2017. Daaruit is duidelijk geworden hoe de verschillende terreindelen binnen het jaar en over de jaren worden gebruikt. Het militaire oefenterrein in de Marnewaard blijkt in de loop der jaren het belangrijkste foerageergebied te zijn geweest. Het platengebied was relatief belangrijk in de periode 1990-2006, waarbij de meeste foeragerende Grauwe kiekendieven waren te vinden op de seizoensbeweide platen (eventueel met enige jaarrondbeweiding).

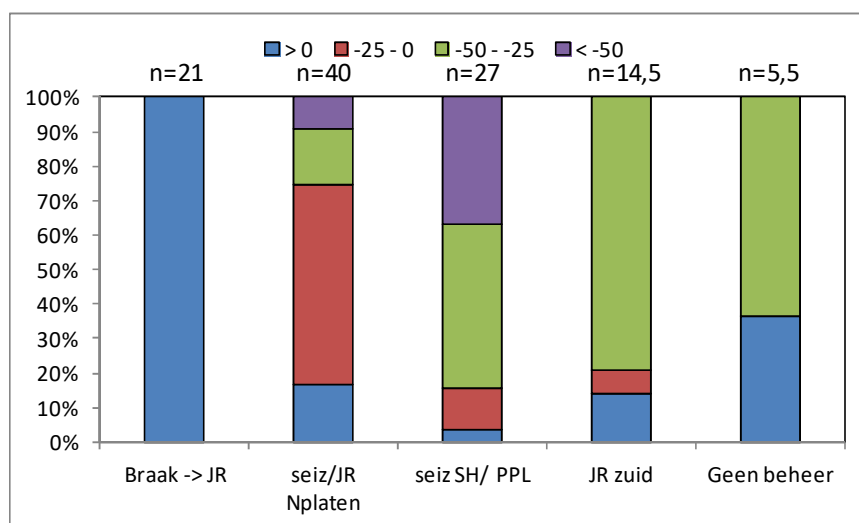
In deze paragraaf wordt de analyse verdiept door de exacte foerageerlocaties van de Grauwe kiekendieven in het hoogwatergebied bij de analyse te betrekken, nu voor de periode 1986-2019. De belangrijkste vraag daarbij is of er in de loop der jaren een verschuiving van de gemiddelde foeragerhoogte is opgetreden. Zijn Grauwe kiekendieven in de loop der jaren door vegetatieontwikkelingen - die vooral op de hogere plaatdelen hebben plaatsgevonden - verdrongen naar de lagere plaatdelen met gemiddeld minder hoge muizendichtheden? En bestaan er daarbij verschillen tussen gebiedsdelen?

In figuur 6.17 zijn de foerageerwaarnemingen van de Grauwe kiekendief binnen het hoogwatergebied in de periode 1986-2019 afgebeeld. Meteen is duidelijk dat de vogels niet homogeen over het gebied foerageren, maar dat sommige deelgebieden veel worden gebruikt en andere gebieden weinig. In figuur 6.18 zijn de foerageerwaarnemingen in het hoogwatergebied opgedeeld in vijf deelgebieden. Wanneer individuele Grauwe kiekendieven tijdens een vogeltelling in verschillende deelgebieden foeragerend zijn waargenomen, zijn waarnemingen opgedeeld over twee, soms drie of vier deelgebieden. De optelsom van het aantal foerageerwaarnemingen hoeft daardoor niet een gehele waarde te zijn (zie figuur 6.18).

De hoogteverdeling van de foerageerwaarnemingen blijkt sterk te verschillen per deelgebied. In het voormalige landbouwgebied in het zuidelijk deel van het Lauwersmeer dat in 1992 braak is gelegd en waar vanaf 1996 jaarrondbeweiding is opgestart, foerageerden alle Grauwe kiekendieven boven 0 meter NAP (en het merendeel zelfs boven + 0,25 meter NAP). In de andere deelgebieden foerageerden Grauwe kiekendieven overwegend beneden NAP en met uitzondering van de noordelijke beweide platen zelfs vooral beneden -0,25 meter NAP (figuur 6.18).



Figuur 6.17. Verspreiding van foeragerende Grauwe kiekendieven binnen het hoogwatergebied in het Lauwersmeer in relatie tot maaiveldhoogte in de periode 1986-2019. In totaal zijn er in deze periode 130 foerageerwaarnemingen gedaan.



Figuur 6.18. Verdeling van foeragerende Grauwe kiekendieven in de periode 1986-2019 over de maaiveldhoogte (in cm t.o.v. NAP) per deelgebied in meter t.o.v. NAP. Boven elke kolom wordt het totaal aantal waarnemingen vermeld (verdere uitleg in de tekst). Onderscheiden deelgebieden zijn:
 -Braakgelegd landbouwgebied op de Zoutkamperplaat en in de Kollumerwaard waar in 1989, respectievelijk 1996 in jaarrondbeweiding is gestart;
 -Noordelijke platen met een beheer van jaarrondbeweiding en vanaf 1993 enige aanvullende jaarrondbeweiding (de Rug, Zuidelijke lob, Zuidelijke Ballastplaat);
 -Beweidingseenheid Schildhoek / Pampusplaat, met een beheer van seizoensbeweiding;
 -Zuidelijke platen met een beheer van jaarrondbeweiding. Op de zoutkamperplaat is beweiding gestart in 1989, op de Blikplaat begin Sennerplaat in 1996.
 -Platen zonder beheer. Hieronder vallen de Sennerplaat, de Schoenerbult en het oostelijk deel van de Vlinderbalg.

6.4.7. Veranderingen in het foerageergebruik in relatie tot maaiveldhoogte en prooikeuze

In de onderstaande tekst worden veranderingen in de vijf onderscheiden deelgebieden besproken.

Braakgelegd landbouwgebied waar later jaarrondbeweiding is gestart

In dit gebied profiteerden foeragerende Grauwe kiekendieven achtereenvolgens van braaklegging (1992-1995) en opstartende jaarrondbeweiding (1996-2002). In de jaren erna zijn nog maar enkele waarnemingen gedaan. Relatief veel waarnemingen komen uit de jaren waarin braak aanwezig was. In 1992 en 1993 zijn foeragerende Grauwe kiekendieven gevolgd om hun jaagsucces in relatie tot muizendichtheid en vegetatiestructuur vast te stellen. Hun voedsel bleek toen geheel uit Veldmuizen te bestaan (n=31 prooien; Beemster & van Rijn 1995, Beemster & Wiersma 2020).

In de eerste jaren van de jaarrondbeweiding was de veedichtheid nog relatief laag (zie figuren 1.1 en 1.2.) en werden delen van het gebied regelmatig aanvullend gemaaid. Dit beheer was gunstig voor foeragerende Grauwe kiekendieven. In latere jaren is de veedichtheid sterk toegenomen en vond een sterke vermindering van het aantal foerageerwaarnemingen plaats. Omdat alle waarnemingen zijn gedaan boven een maaiveldhoogte van meer dan 0,00 meter NAP, vond geen verandering in foerageerhoogte over de jaren plaats (daarom geen figuur).

Noordelijke platen (seizoensbeweiding en vanaf 1993 enige aanvullende jaarrondbeweiding):

De noordelijke beweide platen (de Rug, Zuidelijke lob en Zuidelijke Ballastplaat) vormden in de periode 1986-2019 binnen het hoogwatergebied het belangrijkste foerageergebied voor Grauwe kiekendieven (figuur 6.17 en 6.18). Grauwe kiekendieven foerageerden hier vooral boven een maaiveldhoogte van meer dan -0,25 meter NAP, dus in gebied met een potentieel hogere veldmuisdichtheid. Waarnemingen van foeragerende Grauwe kiekendieven laten zien dat er op de noordelijke platen zowel op muizen als op vogels wordt gejaagd. Zo ving een mannetje op 1-8-1989 in korte tijd drie Veldmuizen op de hogere delen van de Zuidelijke lob.

In de loop van de periode 1986-2019 gingen Grauwe kiekendieven niet lager op de plaat foerageren (figuur 6.19). We kunnen dus niet concluderen dat Grauwe kiekendieven onder invloed van veranderingen in de vegetatie, die vooral op de hogere plaatdelen plaatsvonden, noodgedwongen op lagere plaatdelen (met een lagere veldmuisdichtheid) zijn gaan foerageren. De afname van het aantal

foeragerende vogels kan wel (mede) zijn veroorzaakt door een afnemende beschikbaarheid van woelmuizen.

Schildhoek / Pampusplaat (seizoensbeweiding)

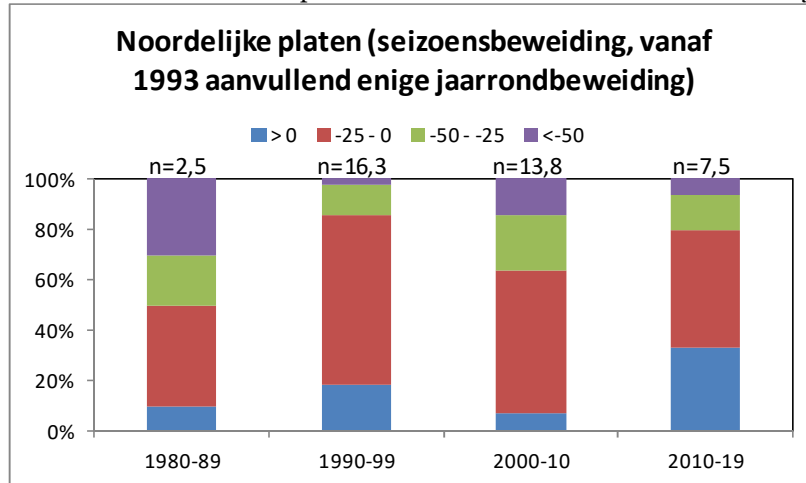
De Schildhoek / Pampusplaat was vooral in de jaren 1990 en 2000 binnen het hoogwatergebied een belangrijk foerageergebied voor Grauwe kiekendieven (figuur 6.18 en 6.19). In tegenstelling tot op de noordelijke platen foerageerden de meeste vogels beneden -0,25 meter NAP, waar de muizendichtheid laag is (Beemster & Vulink 2013). In de loop van de onderzoeksperiode traden hierin geen veranderingen op (figuur 6.19). De vogels moeten daarom vooral op vogels hebben gejaagd. Het hoge deel van de Schildhoek, met een relatief hoge muizendichtheid, dat vanaf 1986 minder intensief door grote grazers werd begraaft en in de jaren erna vol liep met riet (Beemster & Vulink 2013), werd al vanaf het eind van de jaren 1980 nauwelijks meer door foeragerende Grauwe kiekendieven gebruikt. Met betrekking tot dit punt bestaat er een groot verschil met de Blauwe kiekendief, die het hoge deel van de Schildhoek tot het begin van de jaren 1990 op Veldmuizen bleef bejagen (Beemster & Vulink 2013). Dit bevestigt dat Grauwe kiekendieven een relatief open vegetatie nodig hebben om succesvol te kunnen jagen.

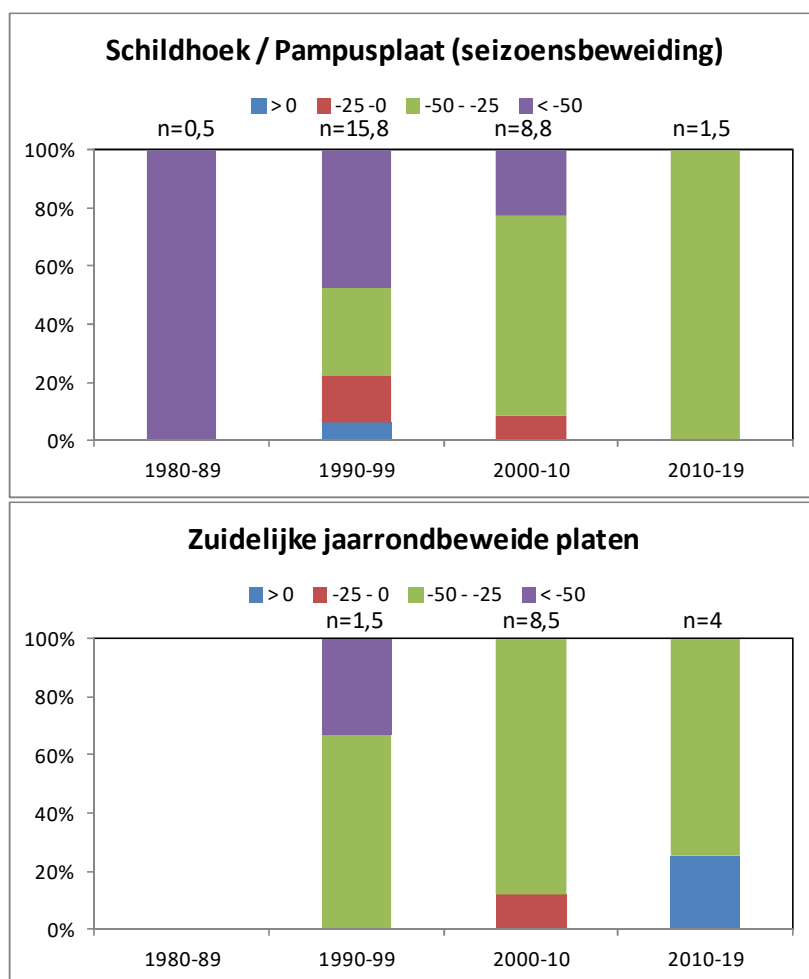
Zuidelijke platen met jaarrondbeweiding

De zuidelijke jaarrond beweide platen (Zoutkamperplaat, Blikplaat, begin Sennerplaat) waren in het verleden een belangrijk broedgebied voor Grauwe kiekendieven (Beemster & Wiersma 2020). Als foerageergebied zijn deze platen nooit van groot belang geweest (figuur 6.18 en 6.19). De meeste waarnemingen zijn gedaan in de omgeving van bekende nesten, waardoor het foeragegebruik mogelijk zelfs nog iets is overschat. Vergelijkbaar met de situatie op de Schildhoek / Pampusplaat werden vooral lagere plaatdelen benut om te jagen (beneden -0,25 meter NAP). Ook hier is waarschijnlijk vooral op vogels gejaagd, al is niet zeker dat de hoogteverdeling van muizen op platen met jaarrondbeweiding hetzelfde is als op de seizoensbeweide Schildhoek / Pampusplaat.

Platen zonder vegetatiebeheer

Onbeweide platen waren van enig belang als foerageergebied voor Grauwe kiekendieven in de jaren 1980 en begin jaren 1990. In de jaren daarna raakten de platen te zeer begroeid om nog van belang te zijn als jaaggebied. De meeste waarnemingen vonden plaats laag op de plaat (beneden -0,25 meter NAP), waar grazige vegetaties als laatste begroeid raakten met riet (figuur 6.18). Op 24 juli 1988 ving een vrouwtje Grauwe kiekendief bij een licht verhoogd waterpeil in de boezem vlak bij haar nest in het oostelijk deel van de Vlinderbalg in 25 minuten tijd 15 veelal jonge Veldmuizen. Hieruit blijkt dat ook de Grauwe kiekendief kan profiteren van inundaties om muizen makkelijker te kunnen vangen.





Figuur 6.19. Verdeling van foeragerende Grauwe kiekendieven over de maaiveldhoogte (in cm t.o.v. NAP) in drie deelgebieden in het hoogwatergebied van het Lauwersmeer in 1980-89, 1990-1999, 2000-2009 en 2010-2019. Boven elke kolom wordt het totaal aantal waarnemingen vermeld. Voor meer uitleg zie figuur 6.18.

7. Conclusies en synthese

7.1. Conclusies vanuit de metingen en analyses in 2019

7.1.1. Maaiveldmetingen

Met behulp van AHN2 en AHN3 blijkt de maaiveldhoogte in de muizenraaien gemiddeld ca. 0,10 meter te worden overschat. Het grootst zijn de verschillen tussen eigen hoogtemetingen en de AHN in de relatief hoge en dichte rietvegetaties op het hoge deel van de Schildhoek. Het waargenomen verschil blijkt bij AHN3 meer variatie te vertonen dan met AHN2. Voor muizenraaien kan gebruik gemaakt worden van eigen (handmatige) metingen, maar dat is niet mogelijk voor broedvogels en foeragerende muizenetende roofvogels. Wellicht is dit probleem op te lossen door per vegetatiestructuurtype het gemiddelde verschil tussen AHN2/3 en een handmatige meting te bepalen en vervolgens per type een correctie toe te passen.

7.1.2. Afslag en aangroei van plaatranden

De afgelopen tien jaar heeft een aanzienlijke afslag van plaatranden plaatsgevonden, een proces dat mogelijk verergerd wordt door bodemdaling onder invloed van gaswinning. Afslag blijkt met name op te treden langs beweide plaatranden, vooral langs groot open water met een grote strijklengte.

Afslag van plaatranden is een serieus probleem, dat aandacht verdient. Plaatsing en uitbreiding van beschoeiingen op enige afstand van de meest kwetsbare plaatranden is waarschijnlijk de meest effectieve maatregel om verdere afslag tegen te gaan, eventueel in combinatie met de bescherming van plaatranden tegen begrazing door vee, een maatregel die recent plaatselijk al door Staatsbosbeheer wordt toegepast. Een meer natuurlijk waterpeilbeheer zal de afslag naar verwachting vertragen.

7.1.3. Grondwatermonitoring

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 en wijst daarbij juist op geringe daling van de grondwaterstand. Er is geen (ruimtelijk) verband tussen de mate van bodemdaling en verbetering van de modellering als een lineaire trend wordt toegevoegd. Een duidelijke relatie tussen grondwaterstandsverloop en bodemdaling is, net als in voorgaande jaren, vooralsnog niet aantoonbaar aanwezig.

7.1.4. Grootschalige veranderingen in vegetatiestructuur

Op het niveau van de onderscheiden deelgebieden zijn de veranderingen in het oppervlak van de onderscheiden structuurtypen beperkt.

Binnen de gemaaide deelgebieden (Lasten, Juffrouw Alie) verandert er qua structuurtypen vrijwel niets.

In de onbeheerde deelgebieden zien we enerzijds (Sennerplaat) een tendens tot verruiging en het dichter worden van struweel. Op de Middelplaat neemt waterriet af onder invloed van begrazing door ganzen.

In de begraasde deelgebieden (Bantswal, De Rug, Zuidelijke Lob, Zuidelijke Ballastplaat, Schildhoek, Zoutkamperplaat, Blikplaat, Pompsterplaat en de Ezumakeeg) wordt de vegetatiestructuur sterk beïnvloed door de effecten van begrazing. Dit leidt echter niet tot duidelijke verschuivingen in de oppervlakteaandelen van de onderscheiden structuurtypen. Wel neemt het (toch al geringe) oppervlak waterriet langs de oevers verder af door afslag die door begrazing wordt gefaciliteerd. Verschuiving in graaspatroon en daarmee graasdruk zorgt binnen deze deelgebieden ervoor dat matig verstruikte delen verder dichtgroeien terwijl de opener struwelen juist opener worden en deels over zijn gegaan in grasland met verspreid Kruipwilgstruweel. Rietvegetaties raken door begrazing verder gefragmenteerd en worden opener, maar dat zorgt (vooralsnog) maar tot een beperkte afname van het structuurtype landriet.

7.1.5. Veranderingen in de permanente kwadraten

In enkele pq's verandert de bedekking door Riet. Dit doet zich vooral voor op de zuidelijke platen waar grotere oppervlakten landriet aanwezig zijn. In bijna alle gevallen betreft het daarbij een afname van de rietbedekking als gevolg van begrazing. Alleen in een pq op het onbeweide deel van de Sennerplaat neemt riet toe. De fragmentatie van de rietvelden door toename van de lengte en dichtheid van de veewissels is met de pq's niet vast te stellen omdat de pq's maar een zeer klein oppervlak beslaan (9 m²). Wel kan, wanneer een pq dicht bij een veewissel ligt, de toegenomen graasdruk leiden tot afname van de bedekking van riet.

In de pq's is meestal geen toe- of afname te zien van de struiklaag. Waar dat wel het geval is betreft het doorgaans een toename van Duindoorn of Kruipwilg. In enkele pq's is ook sprake van een afname van de kruipwilgbedekking. Een directe relatie met veedichtheid per beweidingseenheid lijkt niet aanwezig, maar waarschijnlijk speelt variatie in graasdruk binnen de beweidingseenheden hier wel een rol. Bovendien kan er sprake zijn van een zichzelf versterkend effect zoals op delen van De Rug waar het duindoornstruweel steeds dichter wordt en daardoor ook minder toegankelijk.

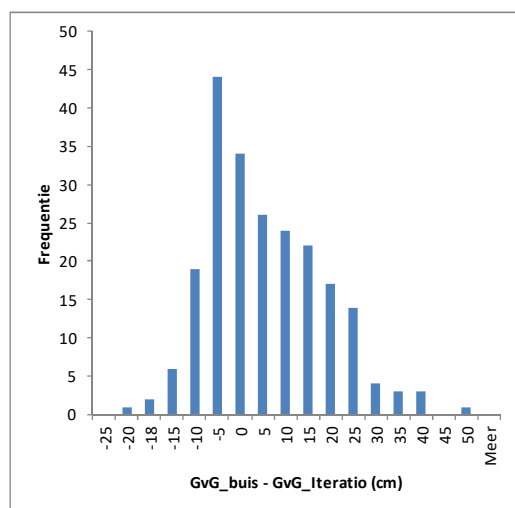
De pq's laten vanuit beide benaderingen (bedekking van soortgroepen dan wel totale soortensamenstelling middels ITERATIO) vaak een afname zien van het zoutgehalte in de bodem. In enkele gevallen lijkt sprake van een toename. Voor een deel kan deze ogenschijnlijke toename worden verklaard doordat soortenarme rietvegetaties opener worden waardoor een soort als Zilte rus zich vestigen kan. Deels komt het mogelijk door verdroging waardoor een vochtminnend (en zoutmijdend) mos als Gewoon puntmos afneemt wat in ITERATIO doorwerkt op het zoutgetal. Een relatie met bodemdaling is hier onwaarschijnlijk, mede gezien de grote afstand van deze pq's tot het centrum van de dalingsschotel.

Bodemdaling zal bij gelijkblijvend peilbeheer van het Lauwersmeer leiden tot hogere grondwaterstanden ten opzichte van het maaiveld. In de pq's zien we een dergelijke vernatting niet terug in de vegetatieontwikkeling. Doorgaans is er eerder sprake van indicatie voor verdroging. Dat komt overeen met de droge zomers in met name 2018 en 2019. Vooral die van 2018 zorgde ervoor dat over een lange periode de grondwaterstanden diep wegzakten.

De vegetatieontwikkeling die is vastgelegd middels het langlopende opnemen van de pq's laat (nog) geen ontwikkelingen zien die direct of indirect worden veroorzaakt door bodemdaling. Variatie in neerslag, verdamping en de effecten van het beheer bepalen in veel grotere mate ontwikkelingen van de vegetatie.

7.1.6. Toepasbaarheid ITERATIO

Dit jaar zijn de veranderingen in de pq's voor het eerst geanalyseerd met het programma ITERATIO. Ten opzichte van de tot nu toe gebruikte methode op basis van vooraf bepaalde indicatieve soortgroepen heeft dit als voordeel dat de totale soortensamenstelling in de analyse wordt meegenomen en dat de waarden ook daadwerkelijk een indicatie geven over de abiotische parameter en niet alleen over de (verandering in) bedekking van de soortgroep. Wel moeten de waarden uit ITERATIO niet al te absoluut worden opgevat. Een vergelijking met de vanuit ITERATIO berekende gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GvG) per jaar en de daadwerkelijk gemeten GvG in de peilbuizen (over in totaal 220 datapunten) laat zien dat het gemiddelde verschil tussen beiden slechts 3 cm is, maar het maximale verschil is 47 cm. In figuur 7.1 is het verschil tussen de werkelijke GvG en de door ITERATIO bepaalde GvG in een histogram weergegeven. Daaruit blijkt ook dat ITERATIO doorgaans hogere voorjaarsgrondwaterstanden voorspelt dan werkelijk gemeten.



Figuur 7.1. Verschil (in cm) tussen de in de peilbuizen gemeten jaarlijkse gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand en de indicatie hiervoor vanuit de soortensamenstelling middels ITERATIO.

Uit figuur 7.1. blijkt voor de GvG dat de voorspelde waarde vanuit ITERATIO vaak sterk af kan wijken van de werkelijke waarde. Maar omdat in de analyse gebruik is gemaakt van trendmatige veranderingen in de voorspelde waarde is onze inschatting dat dit een redelijke benadering is van de daadwerkelijke veranderingen in GvG. Daarnaast is van belang dat de soortensamenstelling niet

alleen wordt bepaald door de GvG maar door het gehele grondwaterstandsverloop gedurende afgelopen jaren. Juist de gemiddeld laagste grondwaterstand (GLG) in de zomerperiode laat voor de periode 2017 t/m 2019 wat lagere waarden zien dan in de jaren 2008 t/m 2016 wat overeenkomt met de regelmatig waargenomen trend tot lichte verdroging vanuit de soortensamenstelling. Daarnaast speelt een rol dat de vegetatieontwikkelingen achterlopen op de ontwikkelingen in grondwaterstand zodat de vegetatie na enkele jaren van droogte nog de wat nattere situatie van voorheen weerspiegelt en ITERATIO hogere grondwaterstanden voorspelt. Vergelijkbare kanttekeningen gaan waarschijnlijk ook op voor de zuurgraad, zoutgehalte en voedselrijkdom.

Aanbevelingen

De laatste integrale vegetatiestructuurkartering is uitgevoerd in 2018, gebaseerd op luchtfoto's van 2017. Naar verwachting wordt in 2021 in opdracht van Staatsbosbeheer een florakartering uitgevoerd in het gebied (mond. med. Andrea van de Berg, SBB). In dat geval is het aan te bevelen om in 2021 ook weer een integrale vegetatiestructuurkartering uit te voeren op basis van stereoscopisch te interpreteren luchtfoto's uit 2020.

Een transectkartering kan in 2021 efficiënt worden uitgevoerd door deze te combineren met de florakartering.

De laatste chemische analyses van het grondwater dateren van 2012. We stellen voor om in de nazomer van 2020 EGV-bepalingen te doen aan het grondwater. Deze geven ook een goede indicatie voor het zoutgehalte hiervan.

De maaiveldhoogtemetingen bij de pq's worden vanaf 2020 jaarlijks uitgevoerd. Dit is redelijk te combineren met het opzoeken en opnemen van de pq's

7.1.7. Padennetwerk in rietvegetaties

De verkennende studie naar de ontwikkeling van het padennetwerk in rietvegetaties op de zuidelijke platen laat zien dat het goed mogelijk is om het padennetwerk in beeld te brengen. Voorgesteld wordt om de studie uit te breiden naar het gehele zuidelijke platengebied. In dat geval kan de padendichtheid en mate van wilgenopslag worden gekoppeld aan de verspreiding van rietbroedvogels en die van foeragerende muizenetende roofvogels. Hierbij gaan we er vanuit dat de padendichtheid een maat is voor de gestructureerdheid van de rietvegetatie.

Om te controleren of dat inderdaad het geval is, wordt voorgesteld om in 50X50 metervakken met een bekende padendichtheid metingen te doen aan de rietstructuur. Bij voorkeur worden in 20-25 vakken per type vegetatiebeheer (geen beheer, extensieve jaarrondbeweiding, intensieve jaarrondbeweiding, seizoensbeweiding) aanvullende metingen aan de vegetatiestructuur gedaan zoals die al enkele jaren worden uitgevoerd in de muizenraaien (zie hoofdstuk 2).

Detailuitwerking:

Per vak van 50X50 meter worden dan de volgende metingen uitgevoerd:

- Rietstengellengte (50 metingen verspreid over het vak). Per rietstengel wordt aangegeven of deze al dan niet door vee is begraasd;
- Vegetatiehoogte met kunststof schijf en een meetstok 50 metingen verspreid over het vak);
- Bedekkingspercentage van belangrijkste plantensoorten / typen (Riet, Duinriet, grassen spec. en houtachtigen);
- Bedekkingspercentage van de vegetatie (en dus de zichtbaarheid van muizen voor roofvogels). De zichtbaarheid van vijftien rode tapjes op een stok (20 metingen verspreid over het vak) wordt vastgesteld vanaf ooghoogte. De stok wordt voorzichtig over het maaiveld en onder de vegetatie geschoven.

De metingen worden bij voorkeur uitgevoerd in de tweede helft van oktober, direct na de muizenbemonstering. Vervolgens kan geanalyseerd worden of maaiveldhoogte, en daarmee inundatiekans, naast rietstructuur, invloed heeft op de verspreiding van rietbroedvogels en foeragerende muizenetende roofvogels. Omdat rietstructuur mede afhankelijk is van het bodemtype, is het zinnig om ook deze variabele in de analyse op te nemen

7.1.8. Broedvogels

De Natura 2000-soorten in het Lauwersmeergebied zijn voornamelijk soorten van structuurrijk, overjarig rietland. Juist dat vegetatietype staat onder grote druk door jaarrondbegrazing met Schotse Hooglanders en Konikpaarden en seizoensbeweiding met koeien en paarden van pachters. De begrazing leidt ertoe dat oeverriet verdwijnt waar vee kan komen, een dicht netwerk aan veepadten ontstaat, dicht en structuurrijk rietland degradeert tot een lage en open rietruigte of geheel verdwijnt en struwelen een grotere kans hebben te kiemen. Zodoende zijn de grote, begraasde platen in het

zuidelijke deel van het Lauwersmeer, zoals Blikplaat, Zoutkamperplaat, Schildhoek en Pampusplaat, ongeschikt geworden voor N2000-soorten als Roerdomp, Grauwe Kiekendief, Bruine Kiekendief, Porseleinhoen en Snor, en dat zullen ze onder het huidige beheer blijven ook. Voor zover deze N2000-soorten nog tot broeden komen in het Lauwersmeer, dan is dat vrijwel uitsluitend in onbegraasd terrein.

De veranderingen in oppervlak van de onderscheiden structuurtypen tekent zich af in de aantallen en verspreiding van algemene soorten, deels Rode Lijst-soorten, die veelal profiteren van verstruweling (b.v. Fitis), het verdwijnen van riet met toename grazig terrein als gevolg (Graspieper, Veldleeuwerik) of waarvan aantallen onder druk komen te staan als gevolg van degradatie van rietland, zoals Rietzanger.

7.1.9. Muizen en muizenetende roofvogels

Muizenaanbod en beschikbaarheid voor roofvogels

De muizencensus in oktober 2019 leverde in totaal 316 vangsten op. Dit aantal is opmerkelijk hoger dan in de afgelopen jaren. De vangsten bestonden vooral uit woelmuizen (87% van de vangsten; 71% Veldmuizen en 16% Aardmuizen). Overige muizen maakten slechts 13% van de vangsten uit. De variatie in woelmuisvangsten over de jaren blijkt groot te zijn. Het aantal vangsten van de Veldmuis was meer dan twee maal zo hoog als in 2015, (bijna) drie maal zo hoog als in 2017-2018 en meer dan vijf maal zo hoog als in 2016. Het aantal vangsten van de Aardmuis was tamelijk gemiddeld, na de dip in 2018. In 2015 en 2017 werden iets grotere aantallen gevangen.

Na vijf onderzoeksjaren begint er enig zicht te komen op de factoren die de variatie in jaarlijkse vangsten van woelmuizen op de seizoensbeweide platen (deels met aanvullende jaarrondbeweiding) verklaren. Voor de meeste muizenraaien is er een duidelijk verband tussen de woelmuisdichtheid en de maximum inundatie in de voorgaande winter. Vooral op de Schildhoek is er een aanvullend verband tussen riethoogte en woelmuisdichtheid, waarbij de hoogste dichtheden van woelmuizen aanwezig zijn bij een riethoogte tussen de 0,50 en 1,50 meter. Eenzelfde verband werd eerder gevonden voor de periode 1983-1995 (Beemster & Vulink 2013). In lagere rietvegetaties blijkt de vegetatiebedekking iets lager te zijn dan in hogere rietvegetaties en zijn woelmuizen dus beter zichtbaar voor muizenetende roofvogels. Op de hogere delen van de noordelijke beweide platen is riet geen dominante plantensoort. Hier is meestal Kruiwilg structuurbepalend. Omdat Kruiwilg weinig variatie in bedekking over de jaren laat zien, is het effect van vegetatiestructuur op de aanwezigheid van muizenetende roofvogels hier lastiger te onderzoeken dan op de zuidelijke platen.

Bovenstaande voor de seizoensbeweide platen (met eventueel enige aanvullende jaarrondbeweiding) gevonden relaties kunnen niet zonder meer vertaald worden naar de zuidelijke, jaarrondbeweide platen. In tegenstelling tot op seizoensbeweide platen neemt de structuur van de vegetatie op jaarrondbeweide platen in de loop van de winter steeds verder af. In combinatie met de plasdrasse en soms geïundeerde omstandigheden leidt dat naar verwachting tot een nog hogere muizensterfte dan op de seizoensbeweide platen (Beemster & Vulink 2013). Een aanvullende muizencensus op de jaarrondbeweide platen is daarom gewenst. Tot nu toe is daar van afgezien vanwege de moeilijke bereikbaarheid en omdat muizen vallen op de een of andere manier beschermd moeten worden tegen vertrapping door vee.

Muizenetende roofvogels

Het ruimtegebruik van muizenetende roofvogels in 2019 lijkt sterk op dat in 2015-2018. Buizerd en Torenvalk komen vooral foeragerend voor op de hoogste delen van de platen, die niet of onregelmatig geïnundeerd raken en een relatief open structuur hebben. Bruine kiekendief, Blauwe kiekendief en Ruigpootbuizerd jagen gemiddeld genomen op lagere plaatdelen, die regelmatig overstromen. Het aantal verblijvende muizenetende roofvogels in de winter 2018/2019 was relatief laag, mogelijk door het tamelijk lage woelmuisaanbod (in oktober 2018).

Het is nog niet goed mogelijk om de effecten van het verschillende muizenaanbod in 2015-2019 op muizenetende roofvogels te analyseren, omdat het aantal jaren / seizoenen waarin over typen beide gegevens beschikt kan worden nog beperkt is. Grote verschillen in muizenaanbod zijn daarbij belangrijk. Het effect van het hoge woelmuisaanbod in het najaar van 2019 op het aantal verblijvende roofvogels zal mogelijk volgend jaar duidelijk worden.

Langjarige veranderingen in foerageerkeuze van de Grauwe kiekendief

In de rapportage over 2018 is ingegaan op de foerageerkeuzes van de Grauwe kiekendief in het Lauwersmeer in de periode 1986-2017. Daaruit is duidelijk geworden hoe de verschillende terreindelen binnen het jaar en over de jaren worden gebruikt. In deze rapportage is de analyse

verdiept door de exacte foerageerlocaties van Grauwe kiekendieven in het hoogwatergebied bij de analyse te betrekken. De onderzoeksperiode is daarbij uitgebreid tot 1986-2019. De belangrijkste vraag hierbij is of er in de loop der jaren een verschuiving van de gemiddelde foerageerhoogte is opgetreden. Zijn Grauwe kiekendieven in de loop der jaren door vegetatieontwikkeling verdrongen naar de lagere plaatdelen met gemiddeld minder hoge muizendichtheden?

De hoogte op de plaat waar Grauwe kiekendieven jagen, laat opmerkelijke verschillen tussen gebieden zien. In braakgelegd landbouwgebied waar later jaarrondbeweiding werd opgestart, jaagden Grauwe kiekendieven hoog op de plaat (boven 0,00 meter NAP, en veelal zelfs boven +0,25 meter NAP), op de noordelijke beweide platen op een iets lagere plaathoogte (veelal tussen 0,00 en -0,25 meter NAP) en in de overige gebieden (Schildhoek / Pampusplaat, zuidelijke jaarrondbeweide platen en platen zonder vegetatiebeheer) laag op de plaat (beneden -0,25 meter NAP). In het eerste gebied jaagden Grauwe kiekendieven alleen op muizen, in het tweede gebied zowel op muizen als vogels en in het derde gebied waarschijnlijk vooral op vogels. In geen van de gebieden vond in de loop der jaren een verschuiving naar lagere plaatdelen plaats.

Bij de afname van het aantal broedparen van de Grauwe kiekendief in het Lauwersmeer in de afgelopen twintig jaar zijn waarschijnlijk meerdere factoren betrokken geweest. Binnen het hoogwatergebied heeft het verdwijnen van het braakgelegde landbouwgebied, met later opstartende jaarrondbeweiding ongetwijfeld een negatief effect gehad op het voedselaanbod voor Grauwe kiekendieven in het gebied. Het verruigen van de hogere delen van de noordelijke platen heeft waarschijnlijk eenzelfde effect gehad. In de overige gebieden is het vogelaanbod mogelijk afgenomen. Het valt niet uit te sluiten dat bodemdaling door gaswinning een zeer kleine bijdrage heeft geleverd aan de afname van het voedselaanbod van woelmuizen. Naast een afname van het beschikbare voedselaanbod is ook zeker de geschiktheid als broedgebied voor de Grauwe kiekendief afgenomen. Broedgebieden op de platen zijn minder geschikt geworden door een toename van de veedichtheid op jaarrond beweide platen (leidend tot versnippering van rietvegetaties), in combinatie met de aanwezigheid van grondpredatoren (Beemster & Wiersma 2020).

Aanbevelingen

Onderzoeken bestrijken vaak veel variatie in de ruimte, maar noodgedwongen weinig variatie in de tijd. Beide zijn nodig als er uitspraken gedaan moeten worden hoe een bepaalde ingreep zou kunnen gaan uitpakken in de toekomst. Vanaf 1986 worden foeragerende roofvogels op de maandelijkse tellingen op kaart ingetekend (Beemster & Vulink 2013). Met behulp van deze datareeks is het mogelijk om een aantal analyses met relatief geringe middelen uit te breiden naar een veel langere onderzoeksperiode, zoals in dit rapport is uitgevoerd voor de Grauwe kiekendief. De zeggingskracht van het materiaal neemt hierdoor enorm toe. Ook de lange reeks muizenvangsten op het hoge deel van de Schildhoek (1983-2001; Beemster & Vulink 2013, Beemster ongepubl.) biedt mogelijkheden om deze te relateren aan het maximum waterpeil in de voorgaande winter, zomerse droogte en afwisseling van muizenpiek- en daljaren in de omgeving van de platen.

7.2. Integratie en synthese

Naar verwachting leidt bodemdaling tot maaiveld daling. Bij een gelijkblijvend peilbeheer door de Cleveringsluizen zou dat leiden tot hogere grondwaterstanden t.o.v. het maaiveld. Dit zowel langs de plaatranden als in de zomer ook op de centrale delen van de platen. Waar sprake is van brak grondwater niet al te diep onder het maaiveld is de verwachting dat de zone waar dit brakke grondwater in de zomerperiode door evapotranspiratie aan het oppervlak komt, verschuift richting het centrale deel van de platen.

Uit de maaiveldhoogtemetingen kon deze verwachte maaiveld daling tot nog toe niet worden vastgesteld. De stijghoogtemetingen in de peilbuizen laten geen verhoging van de grondwaterstand zien, ook niet als wordt gecorrigeerd voor de overheersende invloed van neerslag en verdamping op het grondwaterregime. Uit de vegetatieontwikkelingen blijkt vaker een trend tot verdroging dan tot vernatting. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door drogere zomers vanaf 2017 die leiden tot dieper wegzakkende grondwaterstanden, waarbij de periode waarin het grondwater dieper wegzakt ook langer is geworden.

Uit de vegetatie blijkt het proces van ontzilting in het Lauwersmeergebied door te gaan. Op een enkele plek lijkt de vegetatieontwikkeling te duiden op toenemende zout-invloed. Maar veelal ligt hier een andere oorzaak aan ten grondslag. Het verschuiven van een zone met zoutminnende vegetatie is niet aan de orde.

Met andere woorden: vanuit maaiveldhoogte, grondwaterregime en vegetatieontwikkelingen kan de invloed van bodemdaling (nog) niet worden vastgesteld.

De beoordeling van de ecologische effecten van gebiedsveranderingen op de aanwezigheid, de dichtheid en de verspreiding van vogelsoorten waarvoor (a) N2000 gebiedsdoelen zijn geformuleerd en waarvoor (b) effecten van bodemdaling niet op voorhand kunnen worden uitgesloten (soortselectie, zie hoofdstuk 2.3) leunt op de ecologische effectketen zoals beschreven in hoofdstuk 2.

In dit hoofdstuk vatten we de resultaten van de analyse van de gegevens over het monitoringjaar 2019 samen. We komen voor de beoordeling van de effecten op vogelsoorten terug op de in hoofdstuk 2.2 geschetste stapsgewijze benadering, waarbij we eerst de lokale populatieontwikkelingen spiegelen met de landelijke trends van de soort en in het geval van een negatieve afwijking van de lokale trend de rol van gebiedsveranderingen beoordelen.

De beoordeling van de effecten van gebiedsveranderingen op geselecteerde broedvogels wordt samengevat in Tabel 7.2. Net als in hoofdstuk 5 zijn de resultaten uitgesplitst volgens belangrijke vegetatiestructuurtypen – rietvegetaties, struweel en open grazige delen. Negatieve afwijkingen van de soorttrends in het Lauwersmeer van het landelijke beeld zijn vaak te wijden aan veranderingen gerelateerd aan het begrazingsbeheer – rietvegetaties worden gefragmenteerd, toegankelijker voor predatoren of omgevormd tot structuurtypen die als nestlocatie minder geschikt zijn. Er zijn in de huidige situatie geen directe effecten van bodemdaling zichtbaar, echter kan een cumulatief effect niet volledig worden uitgesloten.

Tabel 7.2. Integrale beoordeling van de effecten van gebiedsveranderingen op geselecteerde broedvogelsoorten (aangepast uit Kleefstra et al. 2019)

Broedvogels (hoofdstuk 5)				
Soort	Populatie trend lokaal	Populatie trend landelijk	Rol van gebiedsveranderingen voor lokale ontwikkeling	Effecten van bodemdaling op voor de soort relevante processen
Rietvegetaties				
Roerdomp	negatief	positief	Beweiding van rietvelden zorgt voor habitat-verslechtering, aanvullend predatie belangrijke factor	Vernatting droge rietvelden positief, eventueel verdwijnen huidige rietvelden negatief; effect onzeker
Bruine Kiekendief	negatief	negatief	Beweiding zorgt voor fragmentatie dicht landriet, daardoor toename toegankelijkheid voor predatie	Geen aanvullend effect op broedfunctie; effect op foerageerfunctie kan niet worden uitgesloten
Grauwe Kiekendief	Broedpopulatie verdwenen	positief	Beweiding heeft aaneengesloten rietland laten verdwijnen	Geen aanvullend effect op broedfunctie; effect op foerageerfunctie kan niet worden uitgesloten
Porseleinhoen	Na piek rond 2000 terugloop, recent geen overeenkomst met landelijke trend	Laatste 10 jaar geen trend aantoonbaar	Open rietland deels door begrazing deels door natuurlijke successie teruggedrongen	Onzeker; verschuiving van open riet-vegetaties met waterdiepte van 10-25 cm niet goed te voorspellen

Broedvogels (hoofdstuk 5)				
Soort	Populatie trend lokaal	Populatie trend landelijk	Rol van gebiedsveranderingen voor lokale ontwikkeling	Effecten van bodemdaling op voor de soort relevante processen
Rietvegetaties				
Snor	positief	positief	Beweiding heeft negatief effect op dicht structuurarm landriet en waterriet; uitrastering en moerasontwikkeling zijn positief	Onzeker, zie bij Roerdomp
Rietzanger	negatiever dan landelijke ontwikkeling	positief	Beweiding heeft negatief effect op structuurarm, dicht landriet; natuurlijke successie zorgt voor uitbreiding struweel	Opschuiven van soort verwacht op moment dat platen natter worden; mogelijk cumulatief effect met beweiding (toename grasland)
Struwelen				
Blauwborst	positief, laatste jaren stagnatie	positief	Begrazing zorgt voor open foerageerplekken, natuurlijke successie zorgt voor uitbreiding struweel – beide ontwikkeling zijn positief voor de soort	Mogelijke vernatting van het gebied door bodemdaling is in potentie negatief voor soort
Korte, grazige vegetaties				
Kluut	negatief, wisselende aantallen tussen jaren	negatief	Negatief zijn predatie en vertrapping door vee op kale grond en korte vegetatie (nestlocaties), aangevuld natuurlijke successie (verdwijnen pionierveg.)	Mogelijk positief effect van potentiële eilandsituaties in centrale delen Ezumakeeg

Literatuur

- Bakker, R., Bijkerk, W. & Buis, R. 2015. Monitoring effecten van bodemdaling in de Lauwersmeer. Achtste voortgangsrapportage (2014). A&W-rapport 2084. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.
- 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. Flevovericht 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., 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. 2016. Monitoring van effecten van bodemdaling op muizen en muizenetende roofvogels in het Lauwersmeer. Voortgangsrapportage 2015. A&W-rapport 2189. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.
- Beemster, N. 2017. Monitoring van effecten van bodemdaling op muizen en muizenetende roofvogels in het Lauwersmeer. Voortgangsrapportage 2016. A&W-rapport 2288. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.
- Beemster, N. 2018. Muizenetende roofvogels in relatie tot muizenaanbod. In: Kleefstra, R., R. Bakker, N. Beemster, W. Bijkerk, P. de Boer, B. Ens, C. Kampichler, J. Stalhl 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, Feanwalden / Buijs Eco Consult, Oud-Vossemeer.
- Beemster, N. 2019a. 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. Stalhl 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, Feanwalden / Buijs Eco Consult, Oud-Vossemeer.
- Beemster 2019b. Monitoring van effecten van bodemdaling op muizen en muizenetende roofvogels in het Lauwersmeer. Voortgangsrapportage 2018, Bijlage 7 van SOVON-rapport 2019/24. A&W-rapport 3054. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.
- Beemster, N. & P. Wiersma 2020. Prooibeschikbaarheid en broedveiligheid voor Grauwe kiekendief en Velduil in en rond Natura 2000-gebied Lauwersmeer. A&W-rapport 2521. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.
- de Boer P. & Kleefstra R. 2002. Broedvogels van het Lauwersmeer in 2002. Sovon-inventarisatierapport 2002/17. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- Bijkerk, W., R. Bakker & R. Buijs 2016. Monitoring effecten van bodemdaling op vegetatie in de Lauwersmeer. Negende voortgangsrapportage (2015). A&W-rapport 2187. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.

- Beemster, N. & W. Bijkerk 2006. Natuurwaarden in het Lauwersmeergebied en mogelijke effecten van bodemdaling door gaswinning. A&W-rapport 703. 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. 2020. Trends en broedresultaten van roofvogels in Nederland in 2019. De Takkeling 28 (1): 5-47.
- 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.
- Dijkstra, C., N. Beemster, M. Zijlstra, S. Daan & M. van Eerden 1995. Roofvogels in de Nederlandse wetlands. Flevovericht 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.
- Jacob, J. 2003. The response of small mammal populations to flooding. *Mammalian Biology* 68: 102-111.
- Kleefstra R. & de Boer P. 2006. Broedvogelmonitoring in het Lauwersmeer in 2006. Sovon-inventarisatierapport 2006/37. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- 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, Feanwalden / 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, Feanwalden.
- 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.
- Van de Rijt & Esselink 2006. Toepassing van het vegetatiemodel EMOE voor de introductie van een gedempt getij in de Lauwersmeer. Rapport 2006-2, Hansson Ecodata / rapport 2006-102, Bureau Koeman Bijkerk, Haren.
- Vergeer J.W., van Dijk A.J., Boele A., van Bruggen J. & Hustings F. 2016. Handleiding Sovon broedvogelonderzoek: Broedvogel Monitoring Project en Kolonievogels. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.
- Von Asmuth, J. R. & E. Vonk 2017. *Menyanthes Quick Start Guide*. KWR-rapport 2017.032. KWR, Nieuwegein.
- Wijnhoven, S., 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., 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.

Bijlagen

Bijlage 1. Maaiveldhoogte en -veranderingen bij de pq's.

PQ-nr	Maaiveldhoogte (m NAP)*			Verandering maaiveld (mm/jr)	Diepe bodemdaling 2008 - 2019 (mm/jr)	
	AHN3-0.5 (2018)	Eigen metingen				
		2008	2012	2019		
BW1N	1,73	0,35	0,34		-1,1	-2,8
BW1Z	1,83	0,30	0,31		2,2	-2,9
BW2N	-0,44	0,16	0,14	0,17	-0,3	-2,1
BW2Z	-0,44	0,17	0,15	0,16	-0,8	-2,1
BW3N	0,17	-0,43	-0,44		-2,8	-1,9
BW3Z	0,18	-0,44	-0,44		0,0	-1,9
BW4N	-0,01	-0,03	-0,02	-0,05	-1,4	-2,2
BW4Z	-0,04	-0,04	-0,04	-0,06	-1,7	-2,2
BW5N	-0,20	-0,20	-0,21	-0,22	-1,6	-2,1
BW5Z	-0,25	-0,27	-0,28	-0,26	-0,3	-2,1
BW6N	-0,50		-0,52	-0,41	16,4	-2,1
BW6Z	-0,52		-0,52	-0,45	11,4	-2,1
BW7N	-	1,66	1,63		-7,6	-
BW7Z	-	1,72	1,69		-7,3	-
BW8N	-	-0,14	-0,13		3,8	-
BW8Z	-	-0,15	-0,15		-1,5	-
BW9N	-	-0,56	-0,56		0,6	-
BW9Z	-	-0,54	-0,53		2,1	-
BW10N	-0,74		-0,72	-0,79	-10,2	-2,8
BW10Z	-0,72		-0,71	-0,79	-11,6	-2,8
BW11N	0,09		0,06	0,03	-5,0	-2,0
BW11Z	0,08		0,04	0,01	-5,0	-2,0
BW12N	0,22		0,21	0,18	-4,1	-1,8
BW12Z	0,23		0,22	0,16	-8,8	-1,8
BW13N	-0,09		-0,11	-0,09	2,3	-2,1
BW13Z	-0,10		-0,11	-0,11	-0,9	-2,1
BW14N	-0,33		-0,46	-0,42	6,3	-1,9
BW14Z	-0,34		-0,43	-0,41	2,8	-1,9
BW15N	-0,13		-0,08	-0,13	-6,8	-2,8
BW15Z	-0,16		-0,14	-0,16	-2,3	-2,8
BW16N	-0,55		-0,53	-0,55	-4,0	-2,8
BW16Z	-0,55		-0,56	-0,55	0,7	-2,8
BW17N	0,39		0,39	0,34	-8,1	-1,9
BW17Z	0,24		0,24	0,17	-9,1	-1,9
BW18N	0,11		0,08	0,11	4,1	-1,8
BW18Z	0,13		0,11	0,13	2,6	-1,8
BW19N	-			1,70	n.v.t.	-
BW19Z	-			1,81	n.v.t.	-
BW20N	-			-0,42	n.v.t.	-
BW20Z	-			-0,43	n.v.t.	-

* Maaiveldhoogte pq is gemiddelde van hoogte van de vier hoekpunten per pq.

Vervolg Bijlage 1

PQ-nr	Maaiveldhoogte (m NAP)*				Verandering maaiveld (mm/jr)	Diepe bodemdaling 2008 - 2019 (mm/jr)
	AHN3-0.5 (2018)	Eigen metingen				
		2008	2012	2019		
JA10	-0,43	-0,46	-0,48	-0,48	-2,8	-1,5
JA1W	-0,42	-0,45	-0,48	-0,46	-2,3	-1,5
JA20	-0,39	-0,41	-0,44	-0,43	-2,8	-1,5
JA2W	-0,40	-0,42	-0,46	-0,44	-3,0	-1,5
JA3N	-0,40	-0,43	-0,43	-0,42	1,6	-1,5
JA3Z	-0,38	-0,42	-0,43	-0,41	0,7	-1,5
LA10	-0,31	-0,33	-0,34	-0,40	-4,8	-1,5
LA1W	-0,29	-0,33	-0,33	-0,40	-5,3	-1,5
LA20	-0,32	-0,39	-0,39	-0,45	-5,4	-1,5
LA2W	-0,32	-0,38	-0,39	-0,46	-7,1	-1,5
LA30	-0,60	-0,68	-0,71	-0,72	-3,5	-1,5
LA3W	-0,59	-0,66	-0,64	-0,70	-2,3	-1,5
LA40	-0,32	-0,35	-0,36	-0,40	-3,9	-1,5
LA4W	-0,32	-0,35	-0,35	-0,40	-3,1	-1,5
LA50	-0,33		-0,41	-0,43	-3,4	-1,5
LA5W	-0,34		-0,41	-0,42	-1,5	-1,5
LA60	-0,34		-0,39	-0,44	-7,6	-1,5
LA6W	-0,34		-0,39	-0,44	-7,9	-1,5
RU1N	-0,23	-0,38	-0,34	-0,38	1,6	-1,5
RU1Z	-0,27	-0,39	-0,37	-0,38	0,9	-1,5
RU20	0,55	0,14	0,19	0,17	3,6	-1,5
RU2W	0,37	0,16	0,19	0,19	3,7	-1,5
RU3N	0,13	0,12	0,15	0,16	4,2	-1,5
RU3Z	0,12	0,12	0,16	0,16	4,9	-1,5
RU4N	0,12	0,06	0,09	0,08	2,9	-1,5
RU4Z	0,11	0,05	0,10	0,08	4,4	-1,5
RU5N	-0,27	-0,26	-0,25	-0,29	-2,1	-1,6
RU5Z	-0,28	-0,27	-0,24	-0,28	-0,1	-1,6
RU6N	-0,34	-0,38	-0,32	-0,32	6,7	-1,6
RU6Z	-0,32	-0,37	-0,31	-0,27	9,3	-1,6
RU7N	0,24		0,22	0,20	-2,9	-1,5
RU7Z	0,20		0,22	0,19	-5,1	-1,5
RU8N	-0,10		-0,11	-0,15	-5,6	-1,6
RU8Z	-0,08		-0,11	-0,16	-7,3	-1,6
RU90	-0,29		-0,36	-0,32	5,4	-1,5
RU9W	-0,23		-0,35	-0,32	4,3	-1,5
RU10N	-0,35		-0,36	-0,40	-4,6	-1,5
RU10Z	-0,34		-0,33	-0,38	-7,4	-1,5

* Maaiveldhoogte pq is gemiddelde van hoogte van de vier hoekpunten per pq.

Vervolg Bijlage 1

PQ-nr	Maaiveldhoogte (m NAP)*				Verandering maaiveld (mm/jr)	Diepe bodemdaling 2008 - 2019 (mm/jr)
	AHN3-0.5 (2018)	Eigen metingen				
		2008	2012	2019		
ZL1N	-0,41	-0,42	-0,46	-0,42	-2,2	-1,6
ZL1Z	-0,42	-0,42	-0,47	-0,44	-4,3	-1,6
ZL2N	-0,67	-0,72	-0,69	-0,72	1,7	-1,6
ZL2Z	-0,63	-0,66	-0,66	-0,65	1,3	-1,6
ZL3N	-	-0,66	-0,70		-11,1	-
ZL3Z	-	-0,64	-0,70		-13,1	-
ZL4N	-0,69	-0,76	-0,78	-0,72	1,9	-1,8
ZL4Z	-0,68	-0,76	-0,77	-0,69	4,8	-1,8
ZL5N	-	-0,44	-0,45		-2,8	-
ZL5Z	-	-0,45	-0,46		-3,0	-
ZL6N	-0,64		-0,72	-0,70	3,1	-1,7
ZL6Z	-0,59		-0,67	-0,65	3,2	-1,7
ZL7N	-0,40		-0,44	-0,47	-3,9	-2,1
ZL7Z	-0,38		-0,43	-0,43	-1,0	-2,1
ZL8N	-0,38		-0,44	-0,43	2,1	-2,0
ZL8Z	-0,35		-0,44	-0,43	1,4	-2,0
ZL9N	-0,32		-0,45	-0,43	2,2	-1,9
ZL9Z	-0,38		-0,42	-0,43	-1,5	-2,0
ZB1	-0,02			-0,08	n.v.t.	-1,7
ZB2	-0,12			-0,17	n.v.t.	-1,7
ZB3	0,03			-0,10	n.v.t.	-1,7
SH1	-0,39			-0,42	n.v.t.	-2,3
SH2	0,00			-0,12	n.v.t.	-2,2
SH3	-0,06			-0,31	n.v.t.	-2,1
ZP1	-0,47			-0,49	n.v.t.	-2,4
ZP2	0,13			-0,02	n.v.t.	-2,4
ZP3	0,32			0,20	n.v.t.	-2,4
ZP4	-0,41			-0,56	n.v.t.	-2,2
ZP5	0,03			-0,04	n.v.t.	-2,8
BP1	-0,16			-0,36	n.v.t.	-1,8
BP2	-0,46			-0,48	n.v.t.	-1,7
BP3	-0,57			-0,71	n.v.t.	-1,7
SP1	0,26			0,00	n.v.t.	-2,1
SP2	-0,10			-0,38	n.v.t.	-2,0
SP3	-0,56			-0,76	n.v.t.	-1,9
SP4	-0,25			-0,55	n.v.t.	-1,8
SP5	-0,02			-0,15	n.v.t.	-2,3
SP6	-0,47			-0,64	n.v.t.	-2,6

* Maaiveldhoogte pq is gemiddelde van hoogte van de vier hoekpunten per pq.

Bijlage 2a. Maaiveldverandering langs plaatranden: Sedimentatie- en erosiebalken

Transect	De Rug			Zuidelijke Lob			Zuidelijke Ballastplaat			Schildhoek			Sennerplaat							
	2014	2015	2017	2014	2015	2017	2014	2015	2017	2014	2015	2017	2014	2015	2017					
Ronde																				
Datum	03-07-14	02-10-15	19-10-17	03-07-14	02-10-15	19-10-17	03-07-14	02-10-15	25-09-17	31-10-19	03-07-14	02-10-15	21-09-17	06-11-19	03-07-14	02-10-15	28-09-17	10-10-2019		
Meting 1	33,8	32,7	37,0	n.v.t.	n.v.t.	36,7	n.v.t.	n.v.t.	35,2	34,3	33,6	33,9	36,0	37,7	35,5	36,3	35,3	33,0	32,3	n.v.t.
Meting 2	33,9	33,5	38,1	n.v.t.	n.v.t.	37,3	n.v.t.	n.v.t.	34,6	34,2	33,2	34,1	37,2	37,5	36,0	35,6	34,8	33,5	34,3	n.v.t.
Meting 3	32,0	32,6	39,2	n.v.t.	n.v.t.	37,8	n.v.t.	n.v.t.	34,0	33,6	34,0	35,4	36,7	35,4	36,5	35,7	35,0	34,6	34,1	n.v.t.
Meting 4	34,3	33,7	39,8	n.v.t.	n.v.t.	37,1	n.v.t.	n.v.t.	34,6	35,0	35,1	36,1	36,5	36,6	36,3	36,8	34,6	34,0	33,9	n.v.t.
Meting 5	34,1	34,6	39,4	n.v.t.	n.v.t.	37,2	n.v.t.	n.v.t.	35,3	34,3	34,8	34,9	36,5	35,9	35,6	35,8	34,6	34,2	33,4	n.v.t.
Meting 6	34,5	35,6	39,5	n.v.t.	n.v.t.	37,6	n.v.t.	n.v.t.	35,6	35,2	34,0	35,4	35,8	36,5	35,1	35,6	34,7	33,0	34,5	n.v.t.
Meting 7	34,5	35,4	40,1	n.v.t.	n.v.t.	37,2	n.v.t.	n.v.t.	35,2	35,1	35,6	35,0	35,0	35,5	35,1	35,6	35,4	34,4	34,6	n.v.t.
Meting 8	35,2	35,2	38,8	n.v.t.	n.v.t.	37,2	n.v.t.	n.v.t.	34,4	34,8	34,0	35,4	35,4	37,3	35,0	35,2	35,2	33,4	33,6	n.v.t.
Meting 9	35,2	35,5	39,1	n.v.t.	n.v.t.	38,1	n.v.t.	n.v.t.	34,6	34,6	34,8	34,0	34,3	34,7	34,6	35,7	37,3	34,2	33,4	n.v.t.
Meting 10	35,1	34,6	37,8	n.v.t.	n.v.t.	36,5	n.v.t.	n.v.t.	34,6	34,2	33,1	33,5	36,4	34,9	36,5	36,8	35,4	33,5	33,6	n.v.t.
Gemiddelde	34,3	34,3	38,9	n.v.t.	n.v.t.	37,2	n.v.t.	n.v.t.	34,8	34,5	34,2	34,8	36,0	36,2	35,6	35,9	35,2	33,8	33,8	n.v.t.
Verschild (to.v.2014)	0,0	0,1	4,6	n.v.t.	n.v.t.	1,3	n.v.t.	n.v.t.	0,0	-0,3	-0,6	0,0	0,0	0,2	-0,4	-0,1	0,0	-1,5	-1,5	n.v.t.

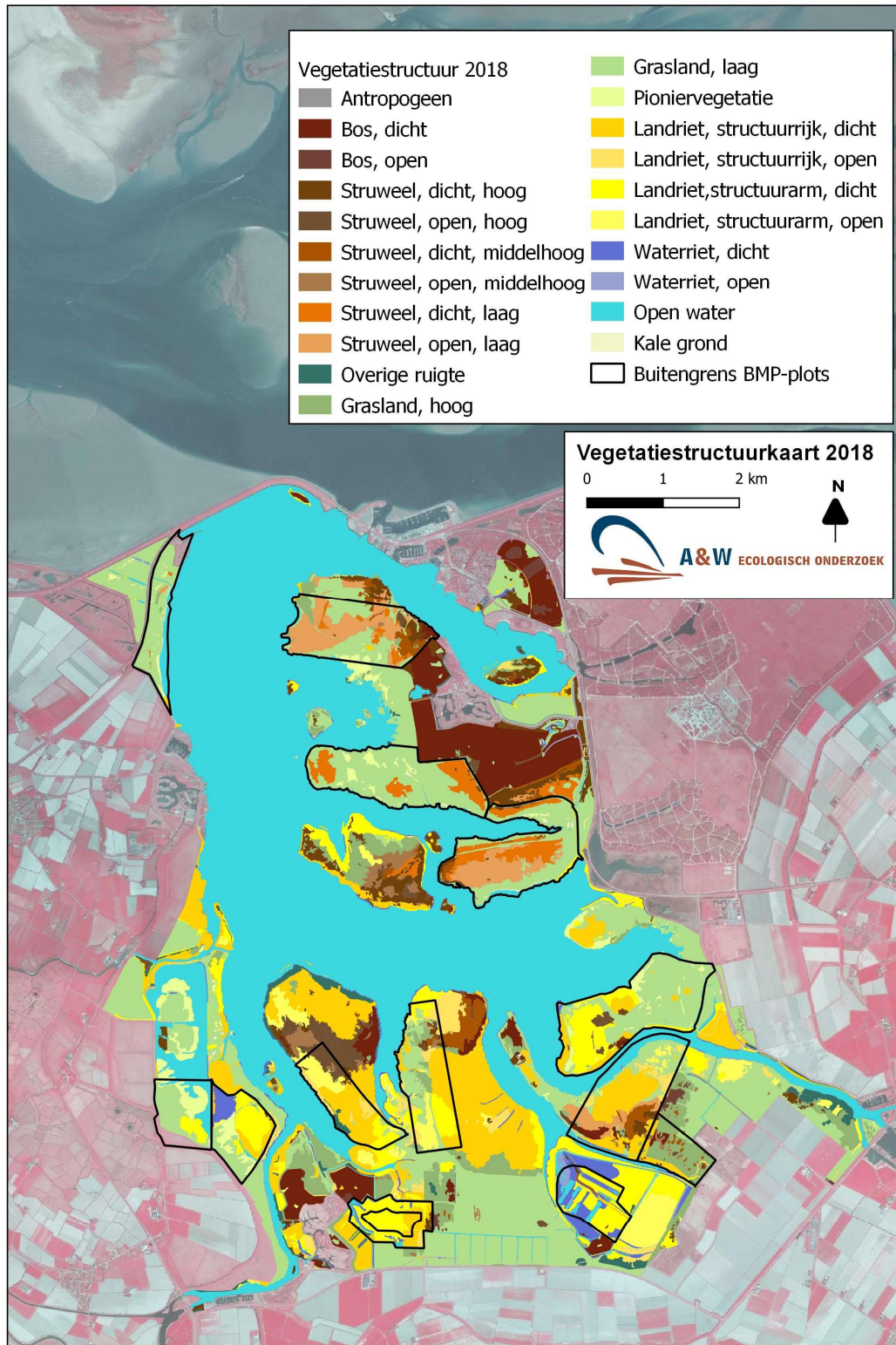
Het betreft metingen vanaf de bovenkant van de SEB tot aan het bodemoppervlak in centimeter
n.v.t.: palen van SEB-balk vernield door vee (De Rug, Zuidelijke Lob) resp. hoog water (Sennerplaat)

Bijlage 2b. Maaiveldverandering langs plaatranden: Opslibbingsplaten

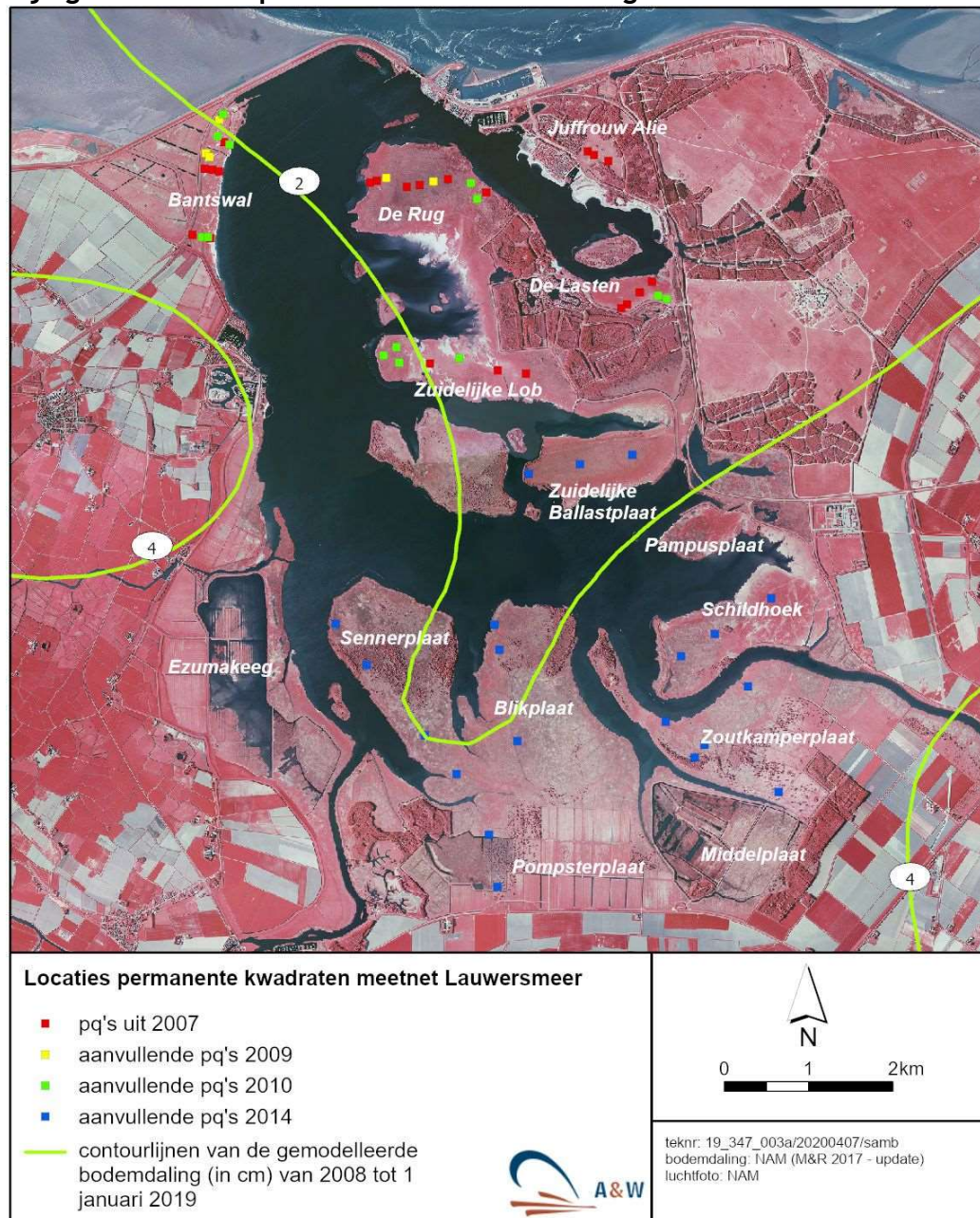
Transect	De Rug			Zuidelijke Lob			Zuidelijke Ballastplaat		
	2015	2017	2019	2015	2017	2019	2015	2017	2019
Ronde									
Datum	02-10-15	19-10-17	29-10-19	02-10-15	19-10-17	31-10-19	02-10-15	25-09-17	31-10-19
Meting 1	7,1	9,9	9,6	8,2	7,3	9,2	7,3	6,9	7,1
Meting 2	8,5	7,5	9,0	6,6	8,4	8,5	6,2	7,9	8,8
Meting 3	6,4	8,0	8,5	9,1	8,9	9,3	7,1	7,7	8,2
Meting 4	8,4	8,6	9,4	8,9	10,0	10,3	7,0	7,8	7,1
Meting 5	9,3	9,5	9,0	9,4	9,9	9,9	6,2	6,6	8,0
Meting 6	8,4	6,8	8,8	7,3	9,2	9,9	6,9	7,2	7,3
Meting 7	6,6	8,0	8,2	8,5	8,5	9,4	6,6	6,0	8,1
Meting 8	9,3	9,1	8,9	8,9	9,3	8,5	7,2	7,3	7,9
Meting 9	7,3	8,6	9,1	12,2	8,2	9,6	6,8	7,3	7,8
Gemiddelde	7,9	8,4	8,9	8,8	8,9	9,4	6,8	7,2	7,8
Vershil (to.v. 2015)	0,0	0,5	1,0	0,0	0,1	0,6	0,0	0,4	1,0

Het betreft metingen vanaf de bovenkant van de opslibbingsplaat tot aan het bodemoppervlak in centimeter

Bijlage 3. Vegetatiestructuurkaart 2018

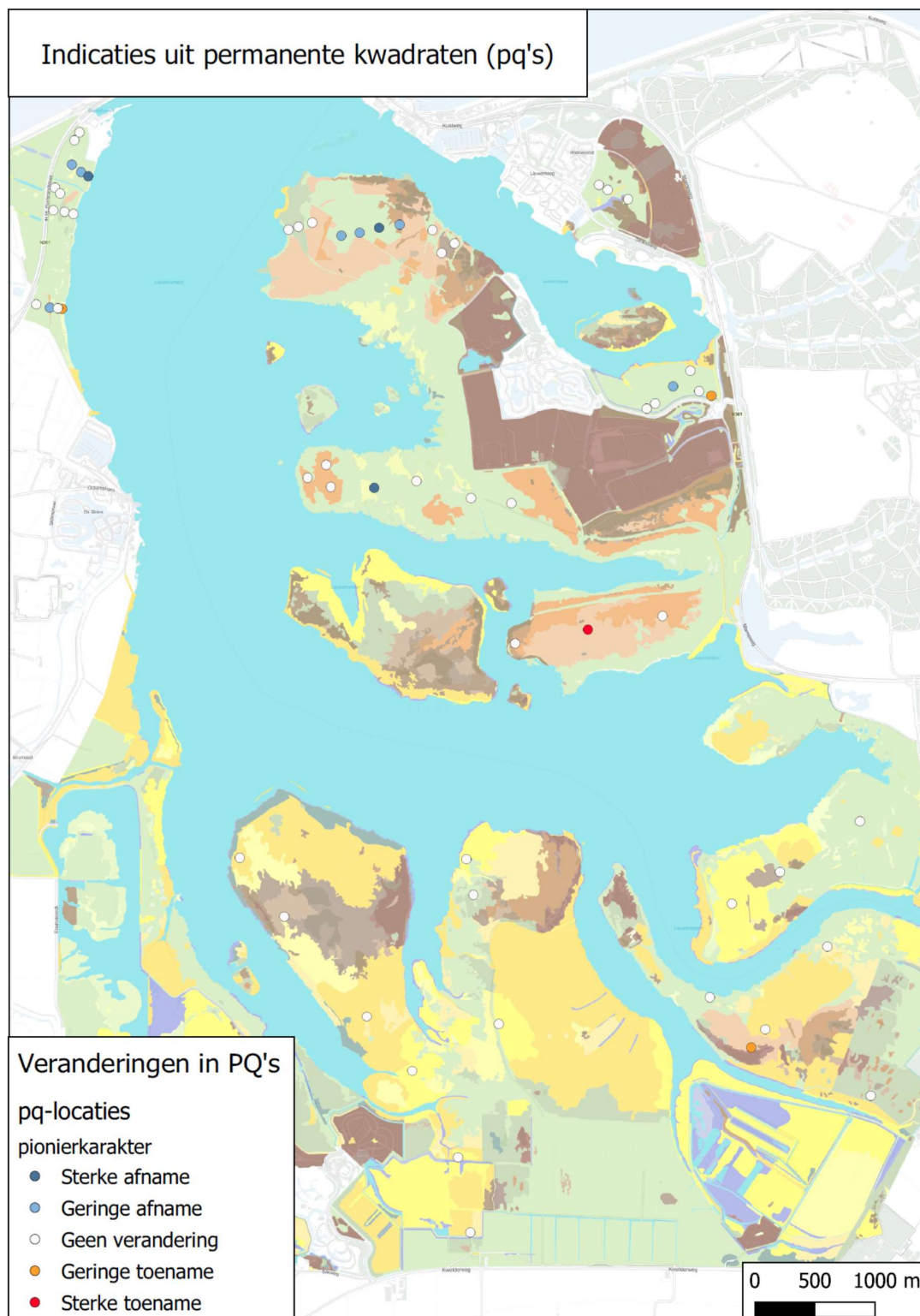


Bijlage 4. Locaties permanente kwadraten en gemodelleerde bodemdaling

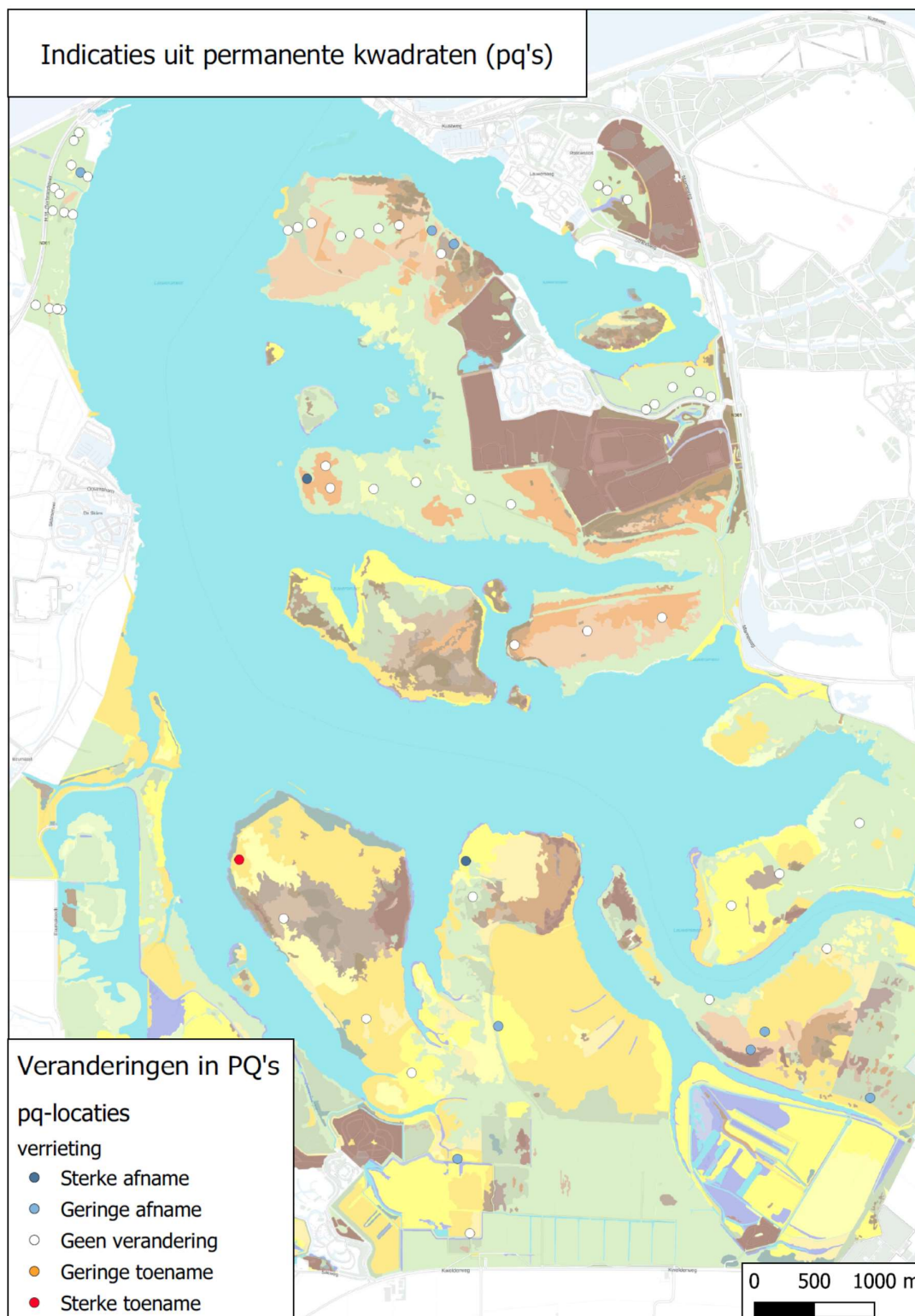


Bijlage 5. Veranderingen indicaties pq's op kaart.

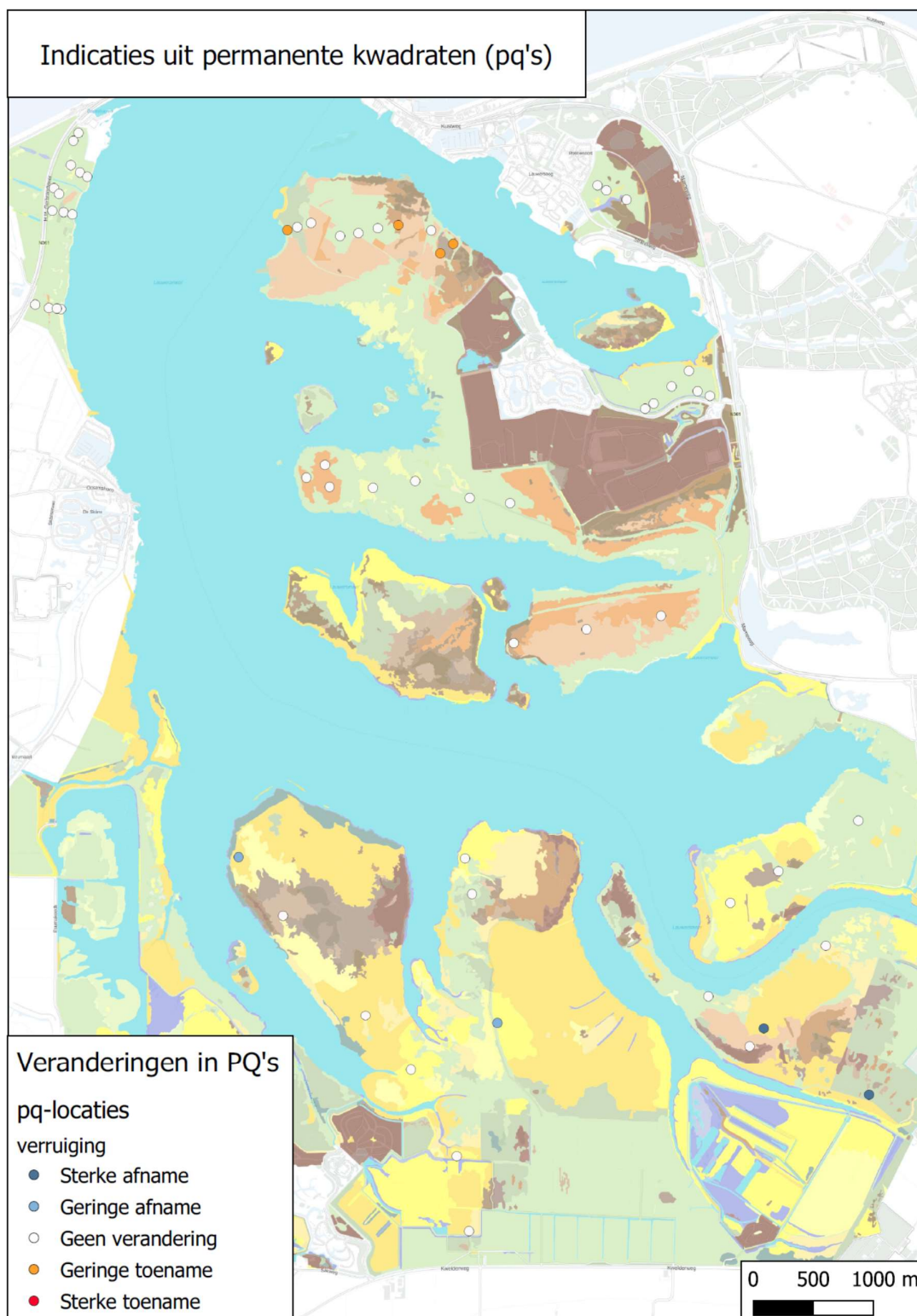
Bijlage 5a. Pionierkarakter



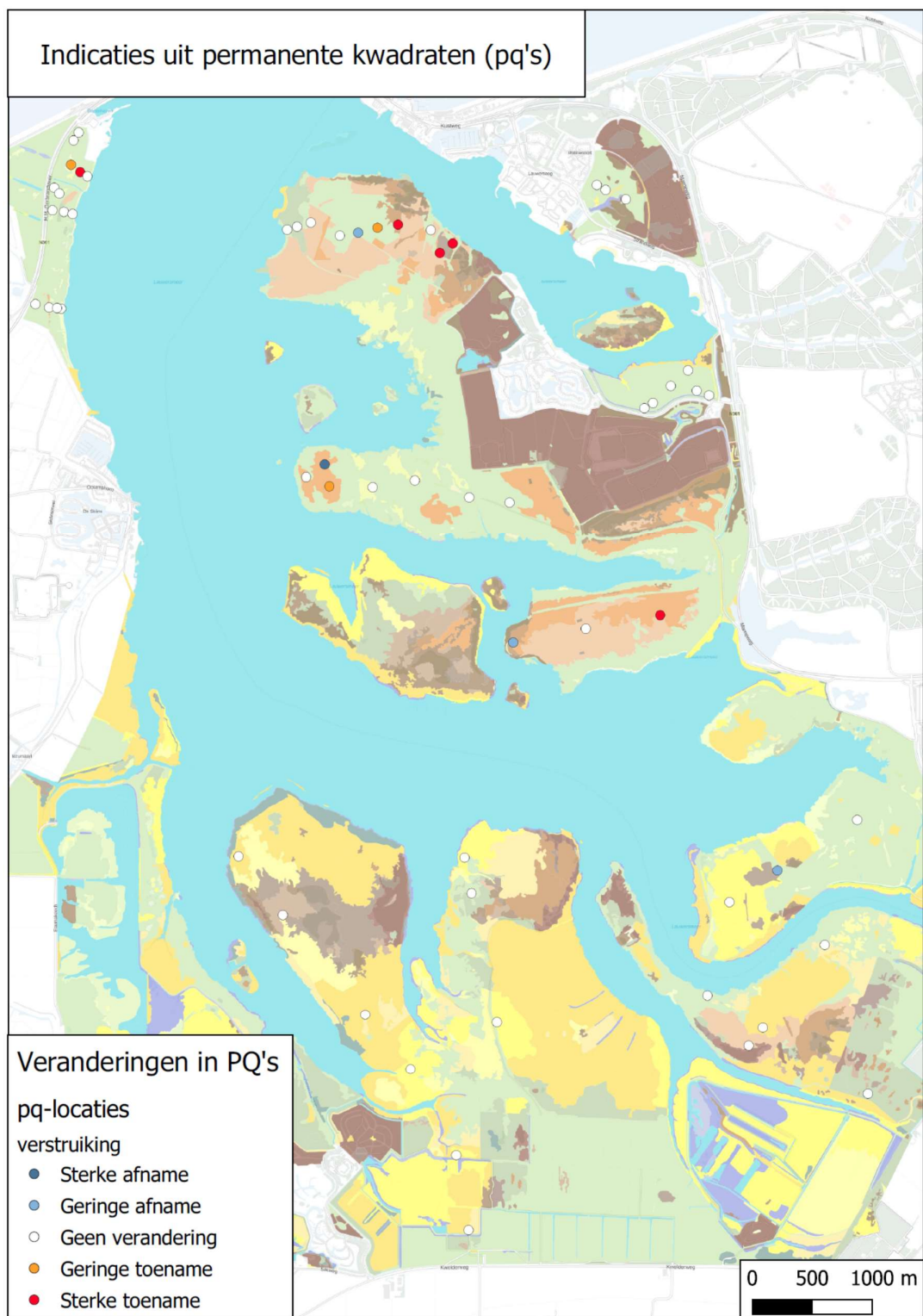
Bijlage 5b. Verrieting



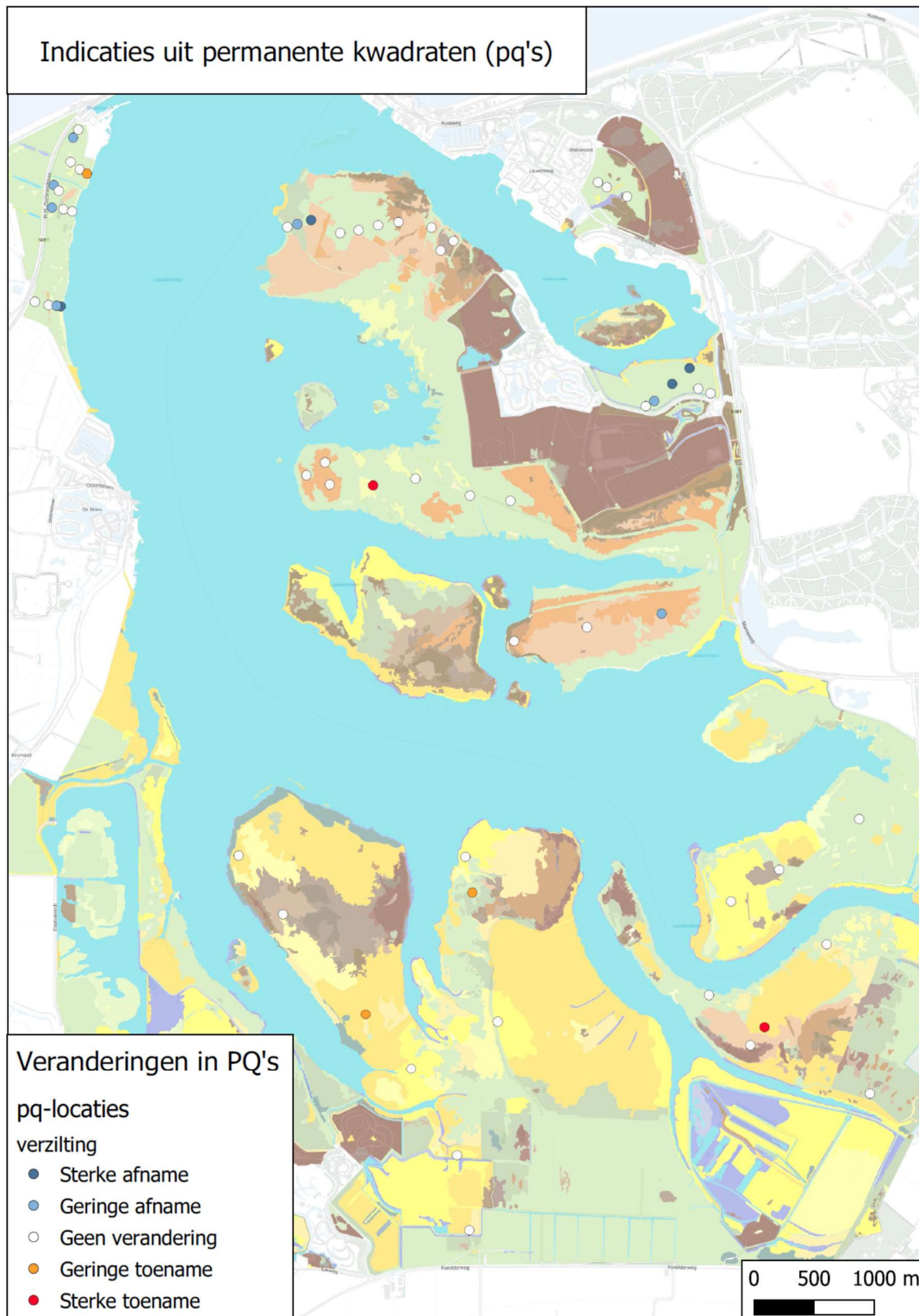
Bijlage 5c. Verruiging



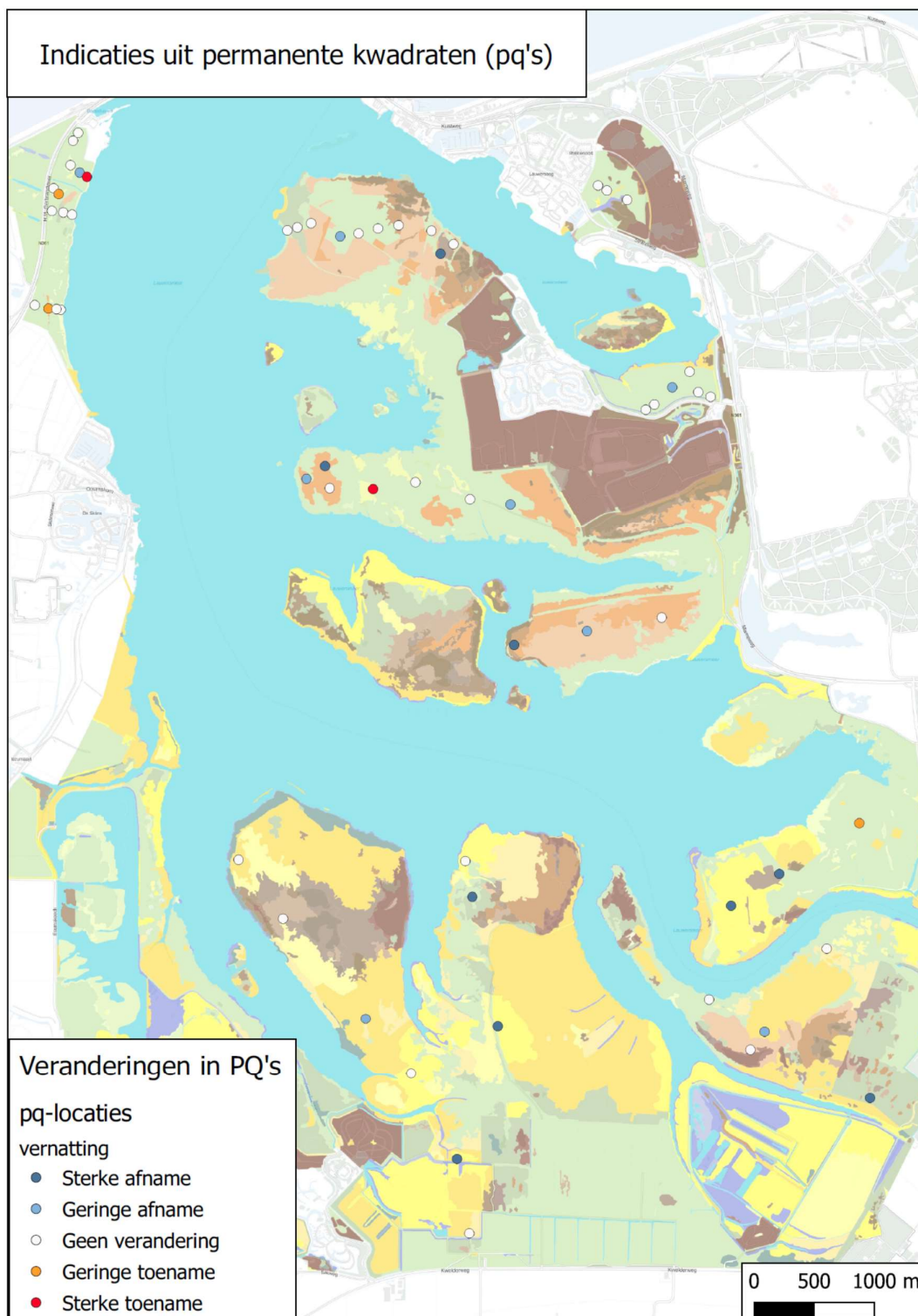
Bijlage 5d. Verstruiking



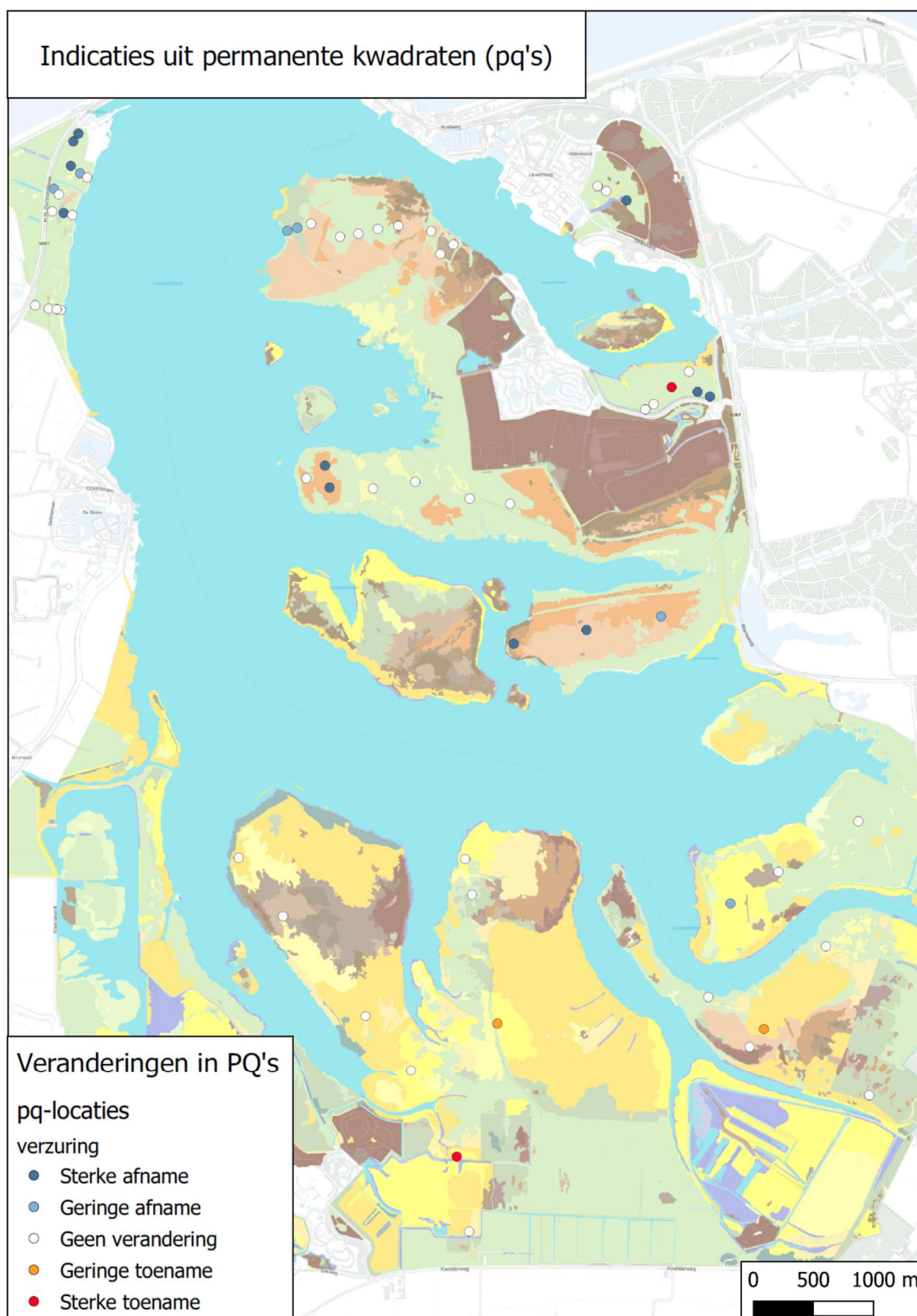
Bijlage 5e. Verzilting



Bijlage 5f. Vernatting



Bijlage 5g. Verzuring



Bijlage 5h. GvG ITERATIO


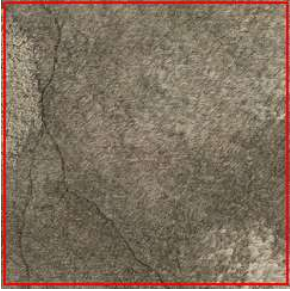


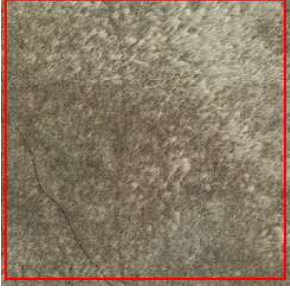
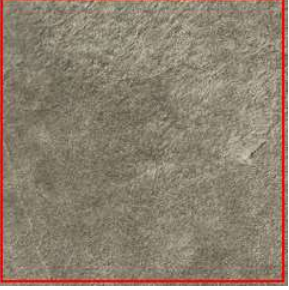








Bijlage 6. Vegetatieopnamen pq's 2019

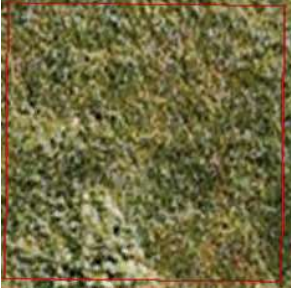
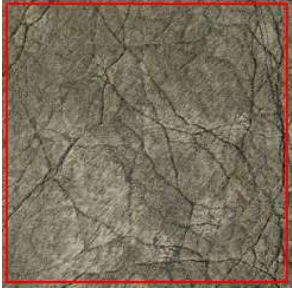



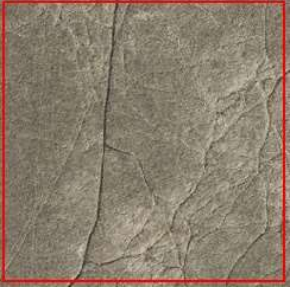






Digitale bijlage *'Bijlage 6 Vegetatieopnamen pq's 2019.pdf'*

Bijlage 7. Padennetwerk zuidelijke platen 2005/2012/2018

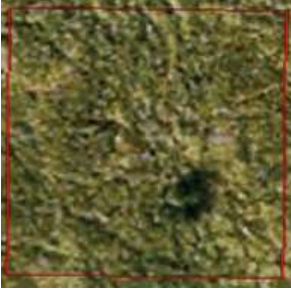




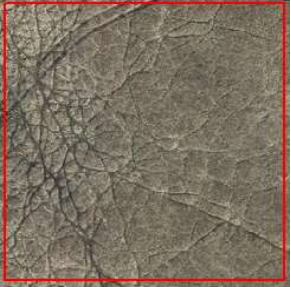






Sennerplaat - geen vegetatiebeheer

	2005	2012	2018
SE1			
SE2			
SE3			
SE4			













Blikplaat - extensieve jaarrondbeweiding -

	2005	2012	2018
B1			
B2			
B3			
B4			

Zoutkamperplaat - intensieve jaarrondbeweiding

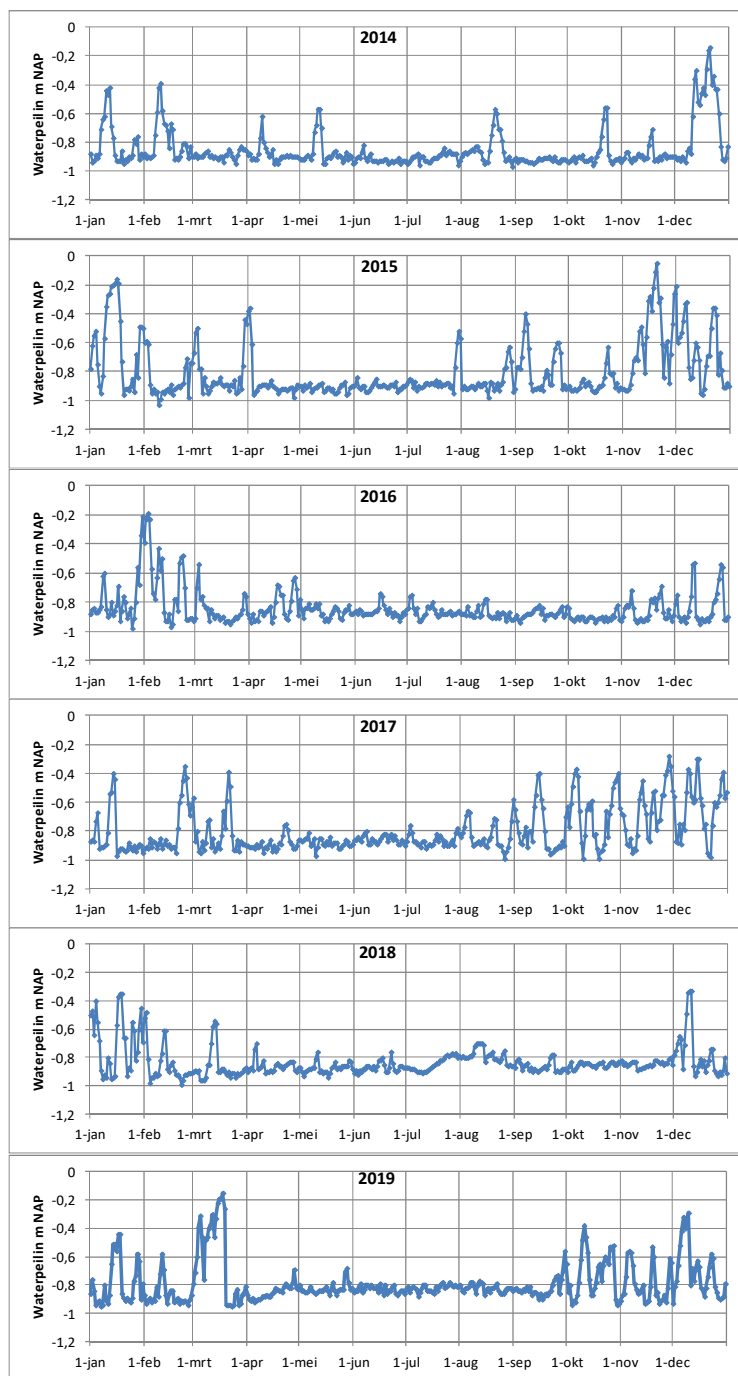
	2005	2012	2018
Z1			
Z2			
Z3			
Z4			

Schildhoek - seizoensbeweiding -

	2005	2012	2018
S1			
S2			
S3			
S4			

Bijlage 8. Waterpeilverloop Lauwersmeer 2014-2019

Waterpeilverloop in de boezem van het Lauwersmeer in 2014-2019. Locatie: R.J. Cleveringsluizen Lauwersoog. Weergegeven is het maximum waterpeil per dag, gebaseerd op metingen om het kwartier.



Bijlage 9. Waterpeilen Lauwersmeer op teldagen voor roofvogels in 2019

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. Cleveringhsluizen Lauwersoog.

Teldag	Waterpeil op de teldag (in m NAP)	Maximum waterpeil in periode vanaf 1 juli tot aan de teldag (in m NAP)
14-1-1999	-0,51	-0,33
11-2-1999	-0,58	-0,33
25-3-1999	-0,86	-0,15
23-4-1999	-0,79	-0,15
20-5-1999	-0,78	-0,15
24-6-1999	-0,8	-0,15
22-7-1999	-0,78	-0,78
19-8-1999	-0,82	-0,77
16-9-1999	-0,86	-0,77
21-10-1999	-0,77	-0,38
18-11-1999	-0,81	-0,38
16-12-1999	-0,67	-0,29

Bijlage 10. Resultaten muizencensus 2019

Overzicht van het totaal aantal gevangen muizen per soort per muizenraai in het Lauwersmeer in oktober 2018. Voor de ligging van de muizenraaien zie figuur 2.7.

Muizenraai	Vangsten totaal 2018							Totaal
	Veldmuis	Aardmuis	Bosspit	Waterspit	Dwergspit	Bosmuis	Dwergmuis	
	s	s	s	s	s	s	s	
Pampusplaat 1	4	0	0	0	0	0	0	4
Pampusplaat 2	0	0	0	0	0	0	0	0
Schildhoek 1	20	15	0	0	1	0	5	41
Schildhoek 2	0	15	0	0	0	2	17	35
Z. Ballastplaat 1	42	0	0	0	0	0	0	42
Z. Ballastplaat 2	43	0	0	0	0	0	0	43
Zuidelijke Lob 1	26	3	8	0	2	0	0	39
Zuidelijke Lob 2	42	0	1	0	0	0	0	43
Rug 1	37	0	0	0	0	0	0	37
Rug 2	11	17	1	0	0	0	4	33
Totaal	225	50	10	0	3	2	26	317

Overzicht van het aantal individuele vangsten van woelmuizen (Veldmuis, Aardmuis, totaal) en de muizenindex (Veldmuis, Aardmuis, totaal) per muizenraai in het Lauwersmeer in oktober 2019. Voor de ligging van de muizenraaien zie figuur 2.7.

Muizenraai	Individuele vangsten 2019			Individuele muizenindex 2019		
	Veldmuis	Aardmuis	woelmuis totaal	Veldmuis	Aardmuis	woelmuis totaal
Ppl-west-1	1	0	1	1,7	0,0	1,7
Rug-oost	24	0	24	40,0	0,0	40,0
Rug-west	4	12	16	10,0	30,0	40,0
SH-HW	11	9	20	18,3	15,0	33,3
SH-mid	0	11	11	0,0	18,3	18,3
ZBP-N	28	0	28	46,7	0,0	46,7
ZBP-Z	23	0	23	38,3	0,0	38,3
Zlob-oost	27	0	27	45,0	0,0	45,0
Zlob-west	18	1	19	30,0	1,7	31,7
Eindtotaal	136	33	169	24,3	5,9	30,2

Bijlage 11. Vegetatiemetingen in muizenraaien in 2019

Samenvatting van vegetatiemetingen (gemiddeldes) in de muizenraaien in oktober 2019.

Locatie	vegetatiehoogte (cm)	vegetatiebedekking (%)	bedekking houtigen (%)	riethoogte (cm)
Ppl. 1	16	76	0	29
Ppl. 2	13	63	0	24
SH 1	28	85	2	64
SH 2	51	83	3	78
ZBP 1	41	80	70	52
ZBP 2	36	72	60	42
Zlob 1	29	78	60	34
Zlob 2	29	82	39	38
Rug 1	21	52	46	35
Rug 2	29	56	55	46



In opdracht van:



NAM Nederlandse Aardolie Maatschappij B.V.

Sovon Vogelonderzoek Nederland

Postbus 6521
6503 GA Nijmegen
Toernooiveld 1
6525 ED Nijmegen
T (024) 7 410 410

E info@sovon.nl
I www.sovon.nl



Buijs

Altenburg & Wymenga



ECOLOGISCH ONDERZOEK