

Habitatgebruik van steltlopers in de Westerschelde in relatie tot gebiedskenmerken en voedselaanbod

Statistische analyse van laagwatervogeltellingen in de
Westerschelde 2018-2021

B. van den Boogaard, J. Vanoverbeke, J. de Jong, F. Arts & G.
van Ryckegem

INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK



WAARDEN
BURG
Ecology

we
consult
nature.

Habitatgebruik van steltlopers in de Westerschelde in relatie tot gebiedskenmerken en voedselaanbod

Statistische analyse van laagwatervogeltellingen in de Westerschelde 2018 - 2021

B. van den Boogaard, J. Vanoverbeke, J. de Jong, F. Arts & G. van Ryckegem

Habitatgebruik van steltlopers in de Westerschelde in relatie tot gebiedskenmerken en voedselaanbod

Statistische analyse van laagwatervogeltellingen in de Westerschelde 2018 – 2021

B. van den Boogaard, J. Vanoverbeke, J. de Jong, F. Arts & G. van Ryckegem

Status uitgave: definitief

Rapportnummer:	24-120
Projectnummer:	23-0586
Datum uitgave:	7 april 2025
Foto omslag:	B. van den Boogaard
Projectleider:	Ing. Bas van den Boogaard
Tweede lezer:	drs. C. Heunks
Controle analyse en berekeningen:	T. Onkelinx (INBO)
Opdrachtgever:	Rijkswaterstaat Zee en Delta Poelendaelsesingel 18 4335 JA Middelburg Nederland
Referentie opdrachtgever:	Zaaknummer 31191539
Akkoord voor uitgave:	drs. C. Heunks
Datum akkoord:	28 maart 2025

Graag citeren als: Boogaard, van den B., J. Vanoverbeke, J. de Jong, F. Arts en G. van Ryckegem 2024. Habitatgebruik van steltlopers in de Westerschelde in relatie tot gebiedskenmerken en voedselaanbod. Statistische analyse van laagwatervogeltellingen in de Westerschelde 2018 – 2021. Rapport 24-120. Waardenburg Ecology, Culemborg.

Trefwoorden: steltlopers, Westerschelde, estuarium, habitatgebruik, vogeltellingen, laagwatervogeltellingen, statistische analyse, intergetijdengebied, voedselaanbod, bodemdieren

Waardenburg Ecology is niet aansprakelijk voor gevolgschade, alsmede voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van Waardenburg Ecology. Opdrachtgever hierboven aangegeven vrijwaart Waardenburg Ecology voor aanspraken van derden in verband met deze toepassing.

© Waardenburg Ecology / Rijkswaterstaat Zee en Delta

Dit rapport is vervaardigd op verzoek van opdrachtgever en is zijn eigendom. Niets uit dit rapport mag worden vervoelvoudigd en/of openbaar gemaakt worden d.m.v. druk, fotokopie, digitale kopie of op welke andere wijze dan ook, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de opdrachtgever hierboven aangegeven en Waardenburg Ecology, noch mag het zonder een dergelijke toestemming worden gebruikt voor enig ander werk dan waarvoor het is vervaardigd.

Waardenburg Ecology is een handelsnaam van Bureau Waardenburg BV. Lid van de branchevereniging Netwerk Groene Bureaus. Het kwaliteitsmanagementsysteem is gecertificeerd door EIK Certificering overeenkomstig ISO 9001:2015. Waardenburg Ecology hanteert als algemene voorwaarden de DNR 2011, tenzij schriftelijk anders wordt overeengekomen.

Waardenburg Ecology Varkensmarkt 9, 4101 CK Culemborg, 0345 512710
info@waardenburg.eco, www.waardenburg.eco

Voorwoord

De Westerschelde en Saeftinghe zijn samen aangewezen als één Natura 2000-gebied. Het vormt een belangrijk gebied voor overwinterende en doortrekkende watervogels in de Zuidwestelijke Delta van Nederland. De met laagwater droogvallende platen en slikken in de Westerschelde worden door verschillende soorten steltlopers, bergeenden en meeuwen gebruikt om te foerageren, rusten en ruïen.

Voor een aantal aangewezen steltlopersoorten worden de Natura 2000 doelen niet gehaald en vertonen de aantallen van sommige soorten een negatieve trend. Het is onvoldoende duidelijk wat de oorzaken hiervan zijn en welke omgevingsfactoren bepalend zijn voor de totale aantallen in de Westerschelde en de verspreiding en foerageergedrag van vogels op de droogvallende slikken en platen.

Om invulling te geven aan deze kennisleemtes is in 2018 door Rijkswaterstaat Zee & Delta een onderzoek gestart waarbij watervogels geteld zijn bij afgaand tij op droogvallende slikken en platen in de periode 2018 t/m 2021. De resultaten van de tellingen zijn beschreven in Boudewijn *et al.*, 2022. In voorliggend rapport wordt met behulp van statistiek het habitatgebruik van steltlopers in de Westerschelde geanalyseerd en waar mogelijk verklaard door vogeltelgegevens te combineren met omgevingsfactoren en voedselbeschikbaarheid.

Het projectteam bestond uit de volgende personen:

Waardenburg Ecology	Bas van den Boogaard, Job de Jong en Camiel Heunks
Instituut Natuur-en Bosonderzoek	Joost Vanoverbeke, Gunther van Ryckegem, Nicolas Vanermen en Thierry Onkelinx
Deltamilieu Projecten	Floor Arts, Pim Wolf en Mark Hoekstein

De begeleiding van het project door de opdrachtgever vond plaats door S. Ciarelli, K. Buis, en M. Dedert (allen Rijkswaterstaat Zee en Delta). Wij danken hen voor alle inhoudelijke input, het opbouwende commentaar op eerdere versies van dit rapport en de prettige samenwerking.

Inhoudsopgave

Voorwoord	4
Samenvatting	8
1 Inleiding	12
1.1 Aanleiding en achtergrondinformatie	12
1.2 Doel van het onderzoek	13
1.3 Onderzoeksvragen	13
1.4 Leeswijzer	14
2 Aanpak op hoofdlijnen	15
2.1 Beschikbare gegevens	15
2.2 Aanvullende gegevens	18
2.3 Bewerking van gegevens	18
2.4 Statistische analyse	19
2.5 Samenvatting van de aanpak	19
3 Bewerking van gegevens	21
3.1 Aggregatie units	21
3.2 Abiotische variabelen	23
3.2.1 Ecotopen	23
3.2.2 Droogvalduurkaarten	26
3.2.3 Aanvullende sediment gegevens	29
3.3 Macrofauna gegevens	30
3.4 Verstoring	32
3.5 Afstand tot HVP's	33
3.6 Vogelgegevens	33
3.6.1 Tellingen van vogels tijdens laagwater	33
3.6.2 Toekenning van aantallen aan aggregatie units	34
3.6.3 Selectie van geschikte aggregatie units voor verdere analyse	34
3.6.4 Voedselvoorkeur en seizoenen van voorkomen van vogelsoorten	35
3.6.5 Aantal foeragerende vogels	37
4 Resultaten uit de regressieanalyses	39
4.1 Voorbereidingen	39
4.2 Controle op correlaties tussen variabelen	41
4.3 Aanpak 'Generalized Linear Mixed Models'	43



4.4	Resultaten module 1	44
4.4.1	Overzicht analyseresultaten	45
4.4.2	Totale oppervlakte aan beschikbaar slikareaal	48
4.4.3	Proportie (slibrijk) laagdynamisch beschikbaar areaal	49
4.4.4	Range in droogvalduur in het slibrijk areaal	51
4.4.5	Slikvorm	52
4.4.6	Tijdstip telling ten opzichte van hoogwater	52
4.4.7	Hoogte van het slik (gemiddelde droogvalduur)	53
4.4.8	Mate van verstoring	54
4.4.9	Afstand tot hoogwatervluchtplaats	55
4.4.10	Verschillen tussen clusters en seizoenen	56
4.5	Resultaten module 2	58
4.5.1	Analyse van macrofauna per aggregatie unit	58
4.5.2	Analyse van macrofauna over het volledige studiegebied	60
4.6	Soortbesprekingen op basis van modelresultaten	62
5	Discussie	66
5.1	Ecologische interpretatie van de statistische uitkomsten	66
5.1.1	Aan-/afwezigheid versus aantallen	66
5.1.2	Voerageerhabitat, laagdynamisch areaal en range in droogvalduur	67
5.1.3	Beschikbaar slibrijk areaal	68
5.1.4	Tijd ten opzichte van hoogwater	69
5.1.5	Hoogte t.o.v. laagwater (gemiddelde droogvalduur)	70
5.1.6	Vorm van slikken en platen	71
5.1.7	Verstoring door menselijke activiteiten	72
5.1.8	Afstand tot HVP's	73
5.1.9	Voedselaanbod	74
5.1.10	N2000 doelen	76
5.2	Beperkingen van het onderzoek	78
5.2.1	Vogelgegevens	78
5.2.2	Macrofauna gegevens	79
5.2.3	Overige beperkende factoren	80
6	Conclusies en aanbevelingen	82
6.1	Conclusies	82
6.2	Aanbevelingen	85
	Literatuur	88
	Bijlage 1 Abiotische variabelen (histogrammen en kaarten)	91
	Bijlage 2 Macrofauna (kaarten)	98
	Bijlage 3 Vogels (kaarten)	103



Bijlage 4 Achtergronden bij de selectie van aggregatie units	107
Bijlage 5 Achtergronden bij de statistische verkenningen	111
Bijlage 6 Achtergronden lineaire regressieanalyses	124

Samenvatting

In dit rapport is het habitatgebruik van steltlopers in de Westerschelde onderzocht met behulp van statistische regressieanalyses. Aanvullend is literatuur geraadpleegd voor de verdere interpretatie van de statistische resultaten. Voor de statistische analyses zijn vogelaantallen tijdens laagwater gecombineerd met gebiedskenmerken en voedselaanbod. Dit rapport is een vervolg op eerder onderzoek, waarbij watervogels gedurende drie jaren (2018-2021) geteld zijn bij afgaand tij op drooggevalen slikken en platen. De analyses richten zich op de relatie tussen het habitatgebruik van steltlopers en de kenmerken van die gebieden (zoals oppervlakte laagdynamisch areaal, droogvalduur, sedimentsamenstelling en bodemdieren als voedselbron). Ook is gekeken naar mogelijke effecten van verstoring door menselijke activiteiten en naar het effect van afstand tot hoogwatervluchtplaatsen.

In deze studie zijn gegevens ruimtelijk gekoppeld, zodanig dat er afdoende ruimtelijke eenheden ontstonden met zowel informatie over vogels als informatie over gebiedskenmerken en voedselaanbod. Ter voorbereiding zijn de beschikbare gegevens verkend en is gecontroleerd of potentieel verklarende variabelen niet te sterk onderling correleren. Vervolgens zijn geschikte verklarende variabelen geselecteerd. Tot slot zijn modellen gemaakt om verbanden statistisch te toetsen. Daarvoor zijn generalized linear mixed models (GLMM's) gebruikt in R. Analyse aan de hand van GLMM's houdt rekening met de eigenheid van de data – aan/afwezigheid en aantallen op basis van tellingen – en ontrafelt het relatieve belang van mogelijk verklarende gebiedskenmerken. In deze studie zijn de volgende vogelsoorten onderzocht: bonte strandloper, drieteenstrandloper, bontbekplevier, steenloper, kanoet, tureluur, zilverplevier, rosse grutto, kluut, scholekster, wulp en bergeend.

Het onderzoek toont aan dat de *kans op aanwezigheid* van specifieke vogelsoorten in een gegeven gebied beter te verklaren is dan het *aantal* vogels in datzelfde gebied. Dit komt vooral naar voren bij kleinere soorten en is gerelateerd aan hun gedrag, aangezien ze in grote zwermen bewegen en vaak massaal aanwezig zijn of juist grotendeels afwezig. Voorts blijkt uit het onderzoek dat de volgende variabelen het habitatgebruik van foeragerende vogels in de Westerschelde goed verklaren: de onderzochte vogelsoorten geven de voorkeur aan slikken en platen met laagdynamisch areaal, waarbij er een brede range is in droogvalduur (30-70% droogvalduur) van fijn zandige tot enigszins slibrijke laagdynamische bodems en een licht bolle vorm (i.e. het profielverloop van slikken en platen). Specifiek voor de sedimentsamenstelling zijn er kleine verschillen in voorkeuren tussen de vogelsoorten, maar het optimum ligt tussen laagdynamisch fijn zandig (korrelgrootte: 63µm – 210µm) en laagdynamisch slibrijke gebieden (5-9% lutum). Ongestoorde gebieden en de nabijheid van hoogwatervluchtplaatsen blijken daarnaast een belangrijke rol te spelen. Voor wat betreft het voedselaanbod (i.e. voorkomen van



bodemdieren), kon voor slechts drie vogelsoorten een rechtstreeks verband met de totale biomassa macrofauna worden aangetoond. Dit betekent niet dat er voor de andere vogelsoorten geen relatie is met het aanbod van bodemdieren. De macrofauna data waren namelijk voor dit onderzoek niet optimaal (te veel variatie tussen monsterpunten, onvoldoende ruimtelijke dekking, data alleen beschikbaar voor het najaar enz.) om de verspreiding van vogelsoorten in tijd en ruimte goed te kunnen verklaren.

Per vogelsoort zijn hieronder de variabelen samengevat, waarvan in de statistische analyse een (duidelijk) positief of negatief verband is gevonden met het habitatgebruik van vogels.

Bonte strandloper: een positief effect van het oppervlakte beschikbaar slikareaal en binnen dit areaal een brede range in droogvalduur (dit betekent een effectief lange foerageerduur), licht bolle slikken en een negatief effect van (menselijke) verstoring tijdens het foerageren.

Drieteenstrandloper: een positief effect van het oppervlakte beschikbaar slikareaal, voorkeur voor meer zandige en wat hogere gelegen delen van het estuarium en een negatief effect van (menselijke) verstoring tijdens het foerageren.

Bontbekplevier: een positief effect van het oppervlakte beschikbaar slikareaal, voorkeur voor iets zandige delen van het estuarium, negatief effect van toenemende afstand tot HVP's.

Steenloper: geen effect van het oppervlak beschikbaar slikareaal, een voorkeur voor brede droogvalduur range in het slibrijk, voorkeur voor licht bolle slikken, negatief effect van toenemende afstand tot HVP's.

Kanoet: een positief effect van het oppervlakte beschikbaar laagdynamisch slikareaal en een brede range in droogvalduur, voorkeur voor bolle slikken en positief verband met de totale biomassa bodemdieren.

Tureluur: een positief effect van het oppervlakte beschikbaar laagdynamisch slikareaal en een brede range in droogvalduur, aandeel slibrijk sediment, voorkeur voor bolle slikken en positief verband met de totale biomassa bodemdieren.

Zilverplevier: een positief effect van het oppervlakte beschikbaar laagdynamisch slikareaal (brede range aan droogvalduur, voorkeur voor iets zandige delen en middelhoog gelegen en licht bolle slikken en platen, negatief effect van (menselijke) verstoring en toenemende afstand tot HVP's.

Rosse grutto: een positief effect van het oppervlakte beschikbaar laagdynamisch slikareaal, voorkeur voor bolle slikken en positief effect met toenemend afstand van/naar HVP's.

Kluut: een positief effect van het oppervlakte beschikbaar slikareaal, voorkeur voor slibrijk sediment, brede range aan droogvalduur en voorkeur voor laag gelegen gebiedsdelen.



Scholekster: een positief effect van het oppervlakte beschikbaar laagdynamisch slikareaal, brede range aan droogvalduur, voorkeur voor middelhoog gelegen en licht bolle slikken en platen, negatief effect van toenemende afstand tot HVP's, positief verband met de totale biomassa bodemdieren, voorkeur voor fijner sediment (meer slibrijk).

Wulp: een positief effect van het oppervlakte beschikbaar laagdynamisch slikareaal (voorkeur voor middelhoge, licht bolle slikken en platen, negatief effect van (menselijke) verstoring en toenemende afstand tot HVP's, voorkeur voor gebieden met een fijner sediment (meer slibrijk).

Bergeend: een positief effect van het oppervlakte beschikbaar laagdynamisch slikareaal, brede range aan droogvalduur range in het slibrijke areaal, voorkeur voor hoge, bolle slikken, negatief effect van (menselijke) verstoring.

De statistische relaties zijn sterk genoeg om als uitgangspunt te nemen voor inrichtings- en beheersvraagstukken. Van belang is behoud van het netto oppervlak droogvallend areaal, met een focus op licht bolle slikken met een groot aandeel laagdynamisch areaal en grote range in droogvalduur (gradiënten). Ook is variatie in (matig) slibrijke en meer zandige delen van belang om verschillende vogelsoorten optimale foerageeromstandigheden te bieden. Verder is het beperken van verstoring door menselijke activiteiten in de Westerschelde een belangrijke stuurvariabele, net als het behouden van afdoende geschikte HVP's op niet te grote afstand van foerageergebieden. Verdere beheermaatregelen kunnen eventueel meer specifiek afgestemd worden op de eisen van de meest bedreigde soorten (bijvoorbeeld rosse grutto en bontbekplevier). Overigens is een rechtstreekse doorvertaling van de gevonden statistische relaties in dit onderzoek naar de absolute aantallen vogels niet altijd te maken. Zo zijn de lagere aantallen vogels in het oostelijke deel van de Westerschelde (cluster 4) in vergelijking met de overige clusters (1, 2 en 3) in het westen en midden, niet direct te verklaren op basis van de gebiedskenmerken. In deze studie is ingegaan op afnemende trends van aangewezen vogelsoorten in de Westerschelde en het niet halen van de N2000 doelen. Achterliggende oorzaken zijn in deze studie niet onderzocht (wel zijn hiervoor aanbevelingen opgenomen).

In dit rapport zijn een aantal beperkingen van het onderzoek besproken, namelijk 1) de ingetekende posities van vogels tijdens de tellingen blijken in sommige situaties onnauwkeurig te zijn, 2) de verspreiding van 's-nachts foeragerende vogels volgt mogelijk een ander patroon, waardoor de gevonden relaties (op basis van overdag getelde vogels) niet noodzakelijkerwijs het hele verhaal vertellen, 3) de gebruikte macrofauna gegevens komen uit twee datasets die verschillen in ruimtelijke en temporele opzet, wat de nodige variatie en ruis oplevert, 4) de gehanteerde classificering in de mate van verstoring is vrij grof, 5) ten aanzien van HVP's is alleen de afstand meegenomen maar geen factoren die de geschiktheid van HVP's kwalitatief inschatten en tot slot 6) mogelijk is de ecotopen classificering in cluster 4 afwijkend, wat een oorzaak kan zijn waarom de modellen niet in staat zijn om de lagere aantallen vogels te verklaren in die cluster.



Het rapport sluit af met aanbevelingen, bijvoorbeeld meer in detail onderzoeken van de voedselkeuze van steltlopers in de Westerschelde (o.a. met eDNA technieken), beter inzicht in de rol van verstoringsbronnen, de functionaliteit van HVP's, het opstellen van proxies om draagkrachtmodellen te ontwikkelen en historische trends van gebiedskenmerken vergelijken met vogeltrends om oorzaken van (negatieve) vogeltrends beter te onderbouwen.

1 Inleiding

1.1 Aanleiding en achtergrondinformatie

De Westerschelde en Saeftinghe zijn samen aangewezen als één Natura 2000-gebied, met in totaal 9 aangewezen broedvogelsoorten en 31 niet-broedvogelsoorten. Dit is één van de belangrijkste gebieden voor overwinterende en doortrekkende watervogels in de Zuidwestelijke Delta van Nederland. De met laagwater droogvallende platen en slikken in de Westerschelde worden gebruikt om te foerageren, rusten en ruïen door verschillende soorten steltlopers, bergeenden en meeuwen.

Jaarlijks worden alle vogels die voorkomen op de hoogwatervluchtplaatsen (hierna: HVP's) door het MWTL-vogeltelprogramma van Rijkswaterstaat geteld. Deze langlopende monitoring geeft informatie over totale aantallen vogels die voorkomen in de Westerschelde en de ontwikkelingen in de tijd. De gegevens uit de HVP-tellingen geven echter geen inzicht in de geschiktheid van de droogvallende slikken en platen en de benutting van deze intergetijdengebieden door foeragerende vogels. Het gevolg hiervan is dat het onvoldoende duidelijk is welke omgevingsfactoren bepalend zijn voor de totale aantallen in de Westerschelde en de verspreiding en foerageergedrag van vogels op de droogvallende slikken en platen. Bovendien worden de Natura 2000 doelen voor een aantal steltlopersoorten niet gehaald en vertonen de aantallen van sommige soorten een negatieve trend. Vogelsoorten die in de Westerschelde afhankelijk zijn van intergetijdengebieden en die onder hun instandhoudingsdoel zitten (soms i.c.m. met negatieve trends) zijn bontbekplevier, bonte strandloper, groenpootruiter, kluut, rosse grutto, strandplevier, tureluur en zwarte ruit. Dit roept de vraag op wat daarvan de oorzaken kunnen zijn.

Om invulling te geven aan deze kennisleemtes is in 2018 door Rijkswaterstaat Zee & Delta een onderzoek gestart waarbij watervogels geteld zijn bij afgaand tij op droogvallende slikken en platen voor drie jaren (2018 t/m 2021). De resultaten van dit onderdeel (fase 1) zijn in 2022 opgeleverd en beschrijven welke soorten waar voorkomen en in welke aantallen/dichtheden (Boudewijn *et al.* 2022). Onderhavig rapport beschrijft de resultaten van een analyse waarin specifiek voor de Westerschelde is onderzocht in hoeverre de aantallen, verspreiding en het gebiedsgebruik voor een selectie van relevante vogelsoorten wordt bepaald door abiotische gebiedskenmerken en de beschikbaarheid van voedsel (macrofauna of bodemdieren) tijdens afnemend tij.

De opzet van voorliggende analyse maakt gebruik van bestaande kennis over de ecologie van steltlopers in intergetijdengebieden. Al vele decennia is hier onderzoek aan verricht (Van de Kam, *et al.*, 1999). Daaruit blijkt dat het gedrag van foeragerende steltlopers en de verspreiding en aantallen in een gegeven gebied voor een belangrijk deel gestuurd



worden door het beschikbare slikoppervlakte, de sedimentsamenstelling, droogvalduur en voedselaanbod- en beschikbaarheid. Deze factoren hangen met elkaar samen; waarbij de samenstelling, dichtheden en biomassa van bodemdieren eveneens afhangt van voornoemde abiotische factoren. Specifiek is er in de Westerschelde onderzoek geweest naar de samenhang van habitatkenmerken, bodemdieren en het voorkomen van de foeragerende vogels tijdens laagwater door Baptist *et al.* (1995), Ens *et al.* (2005) bouwend op datarapport van Brinkman *et al.* (2005), Anonymous (2006), Bouwmeester (2015b), Vanoverbeke & Van Ryckegem (2015) en Boudewijn *et al.* (2022).

In een complex en uitgebreid systeem zoals de Westerschelde is het een uitdaging om duidelijke verbanden te identificeren tussen het gedrag, de verspreiding en de aantallen vogels enerzijds, en verklarende abiotische en biotische variabelen anderzijds. Het kwantificeren van de effectgroottes van deze variabelen tot voorspellende modellen is nog moeilijker. Toch hebben de genoemde onderzoeken waardevolle ecologische inzichten opgeleverd. De keuzes die vooraf zijn gemaakt bij de selectie van variabelen voor de statistische analyse, zijn gebaseerd op deze eerdere onderzoeken.

Vooropgesteld dat een intergetijdengebied voldoet aan alle abiotische en biotische eisen van foeragerende steltlopers, dan betekent het nog niet dat een gebied ook optimaal benut wordt door vogels. Vooral verstoring door menselijke activiteiten is in toenemende mate een belangrijke factor, waarvan we echter weinig weten over (cumulatieve) effecten op het gedrag, verspreiding en aantallen steltlopers in een gebied. Ook de nabijheid van geschikte HVP's is essentieel, maar ook daar is weinig onderzoek naar uitgevoerd. Beide componenten zijn in voorliggend onderzoek meegenomen.

1.2 Doel van het onderzoek

Het hoofddoel van dit onderzoek is inzicht krijgen in de belangrijkste factoren die specifiek in de Westerschelde de aantallen en verspreiding van foeragerende vogels kunnen verklaren. Met kennis en begrip van deze factoren kunnen hypothesen geformuleerd worden over mogelijke oorzaken van het niet behalen van N2000 instandhoudingsdoelen voor vogels. Om dit inzicht te verkrijgen is gekozen voor een statistische analyse aan de hand van generalized linear mixed models (GLMM). De hieronder genoemde onderzoeksvragen worden beantwoord op basis van de uitgevoerde statistiek. Een neven doel van deze studie is het in kaart brengen of de knelpunten die zich voordoen bij sommige vogelsoorten gerelateerd zijn aan specifieke gebiedseigenschappen van de Westerschelde of dat deze knelpunten wellicht elders zijn gelegen. De resultaten van dit onderzoek zijn relevant in het kader van herstel- en inrichtingsmaatregelen en vergunningverlening in de Westerschelde.

1.3 Onderzoeksvragen

1. Wat zijn de ruimtelijke verschillen in voedselaanbod per vogeltelgebied in de Westerschelde o.b.v. bodemdierendata (biomassa, dichtheid en soortensamenstelling) en sedimentkarakteristieken?
2. Is de beschikbare foerageerduur (o.b.v. droogvalduurkaart) in de hele Westerschelde voldoende toereikend voor de kleinere, meest kwetsbare soorten?



3. Is de vorm van slik/plaat (bol/hol) in elk telgebied geschikt om over de hele hoogteverdeling voldoende foerageeropervlak te geven?
4. Wordt de verspreiding van foeragerende vogels op de slikken en platen beïnvloed door de aanwezigheid van en afstand tot HVP's?
5. Zijn er mogelijke verstoringbronnen in de nabijheid van de vogeltelgebieden die het voorkomen van vogelsoorten op de verschillende clustergebieden mogelijk beïnvloeden?
6. Wat is de relatie tussen het voorkomen/(foerageer)gedrag van vogels en bodemdieren (voedselbeschikbaarheid), droogvalduur van laagdynamische gebieden, bodemhoogte (vorm slik/plaat) en evt. menselijke verstoring?
7. Wat zijn mogelijke oorzaken van het niet behalen van de Natura-2000 doelstellingen?

1.4 Leeswijzer

Dit rapport beschrijft de resultaten van een vrij complexe statistische analyse. Daarom schetsen we in **hoofdstuk 2** allereerst de aanpak op hoofdlijnen, zodat de lezer een eerste indruk krijgt van de gebruikte gegevens en de methoden. In **hoofdstuk 3** gaan we dieper in op de gebruikte gegevensbronnen, hoe we deze hebben bewerkt en de verantwoording van de verschillende keuzes die zijn gemaakt. Meer technische details van dit hoofdstuk zijn in bijlage 1 t/m 4 opgenomen. De uitkomsten van de statistische analyses zijn beschreven in **hoofdstuk 4**. Wederom zijn de meer technische aspecten en details nader toegelicht in een bijlage (nr. 5).

Lezers die direct naar de ecologische interpretaties van de resultaten willen, wordt verwezen naar **hoofdstuk 5**: we beschrijven daarin de belangrijkste relaties tussen de verspreiding van foeragerende steltlopers en de gebiedskenmerken en voedselaanbod in de Westerschelde. Ook worden in hoofdstuk 5 de onderzoeksvragen uit §1.3 beantwoord. Het rapport sluit af met conclusies en aanbevelingen (**hoofdstuk 6**). Deze beschouwen onder andere de bruikbaarheid en toepasbaarheid van de resultaten en de gekozen methodieken.

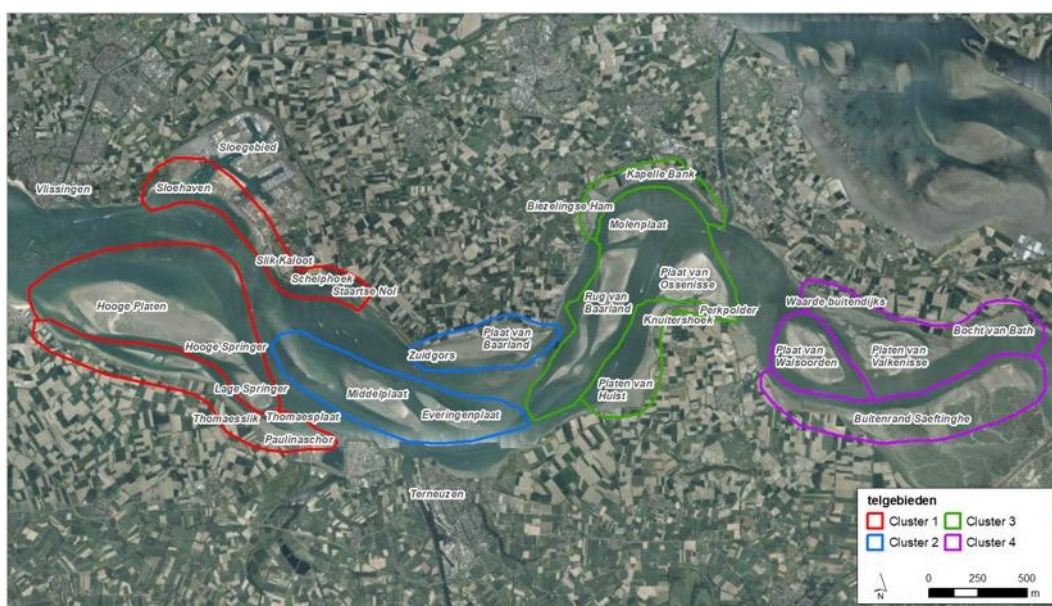
2 Aanpak op hoofdlijnen

2.1 Beschikbare gegevens

In de Westerschelde zijn verschillende langlopende meetreeksen van abiotische gegevens beschikbaar, alsmede (aanvullende) monitoring van macrofauna (bodemdieren) en vogeltellingen. Op basis van eerdere onderzoeken en ecologische kennis (zie §1.1 voor relevante bronnen), weten we dat deze gegevens in principe geschikt zijn voor het beantwoorden van de onderzoeksvragen.

Tellingen van vogels tijdens afgaand water

In de periode van oktober 2018 tot juni 2021 zijn tijdens afgaand water in de Westerschelde frequent en systematisch alle vogels geteld die op droogvallende platen en slikken voorkomen. Tijdens de tellingen zijn zowel foeragerende, rustende, slapende en poetsende vogels geregistreerd. De Westerschelde is hiervoor opgedeeld in vier clusters: het traject Vlissingen - Plaat van Ossenisso is in drie clusters ingedeeld, waarbij elk cluster bestaat uit een middengebied, bestaande uit platen, en twee oevergebieden: de slikken langs de noord- en de zuidoever. Het oostelijke deel van de Westerschelde bestond uit één cluster, cluster 4, waarbij de Plaat van Walsoorden als middengebied is begrensd (zie figuur 2.1). Deze indeling is gebaseerd op de aanname dat er vooral uitwisseling plaats vindt van vogels tussen plaat en slik binnen dezelfde cluster (zie Boudewijn et al., 2022).



Figuur 2.1. Indeling telgebieden in de Westerschelde tot clusters voor de laagwatertellingen, incl. de verschillende deelgebieden.



Jaarlijks zijn steeds vier tellingen uitgevoerd, één telling per periode: herfst (september - oktober), winter (november - februari), voorjaar (maart - april) en zomer (juni - juli). Alle watervogels zijn digitaal ingetekend, waarbij in cluster 1-3 de vogelgroepen als polygonen zijn ingetekend en in cluster 4 als stippen. Van elke groep is de activiteit vastgelegd. De tellingen van de middengebieden van de clusters 1-3 vonden vanaf een schip plaats en de oevergebieden zijn met een auto vanaf de dijk geteld. Cluster 4 is in z'n geheel vanaf een schip geteld.

Er zijn tellingen uitgevoerd op verschillende tijdstippen gedurende afgaand water. In cluster 1-3 zijn drie telronden per telling uitgevoerd. De eerste telronde startte 1 uur na hoogwater, de tweede telronde 3 uur en derde telronde 5 uur na hoogwater. In cluster 4 zijn twee telronden uitgevoerd, waarvan de eerste 1 uur na hoogwater begon en de tweede telronde 4 uur na hoogwater. Afhankelijk van het tijdstip is slechts een beperkt deel van het slik areaal beschikbaar (droog liggend). Hier wordt in de analyse rekening mee gehouden (zie hieronder). Los van het effect op beschikbaar areaal kan het tijdstip zelf ook het gedrag van vogels beïnvloeden. Er kan worden verondersteld dat kort na het vrijkomen van het slik de vogels maximaal zullen foerageren. Sommige soorten kunnen echter verzadigd zijn na verloop van tijd en dan minder foerageren. Dit kan weerspiegeld worden als een tijdseffect in de telrondes, onafhankelijk van het beschikbaar areaal. Daarom worden de telrondes ook als tijdseffect meegenomen in de analyse (een "design parameter").

Tijdens de tellingen zijn alle aanwezige vogelsoorten geteld. Specifiek voor onderhavige onderzoek zijn gegevens geanalyseerd van de volgende soorten: bergeend, bontbekplevier, bonte strandloper, drieteenstrandloper, kanoet, kluut, rosse grutto, scholekster, steenloper, tureluur, wulp en zilverplevier.

Macrofauna (MWTL-programma)

In de Westerschelde wordt als onderdeel van het MWTL-programma al vele jaren macrofauna bemonsterd, steeds in september. In dit project zijn de macrofauna gegevens gebruikt voor de periode 2018 - 2021. De methode gaat uit van random gekozen locaties van de monsterpunten, gestratificeerd binnen de verschillende ecotooptypen. Aantallen, biomassa en soortsaamenstelling van de aangetroffen macrofauna zijn per monster beschikbaar.

Macrofauna (MONEOS-programma)

Aanvullend zijn voor dit project 324 extra macrofauna monsters verzameld, op vaste raaien met per raai een relatief hoog aantal monsterpunten. De monsters zijn in 2020 en 2021 verzameld, steeds in september. Aantallen en biomassa van de aangetroffen macrofauna soorten zijn per monster beschikbaar.

Sediment-gegevens op vaste raaien (onderzoeksmonitoring)

Op iedere locatie waar macrofauna is bemonsterd is in de aanvullende onderzoeksmonitoring tevens sediment bemonsterd. Dat is zowel in 2020 als in 2021 uitgevoerd. Er is dus een 1:1 relatie te leggen tussen de gevonden macrofauna gemeenschappen en het sediment waarin ze zich bevonden. Voor elk sedimentmonster



zijn de korrelgrootteverdeling en enkele afgeleide kenmerken bepaald, zoals gemiddelde en mediane korrelgrootte en slibgehalte.

Ecotoopkaarten

Sinds 1996 worden er periodiek dekkende ecotoopenkaarten vervaardigd van de Westerschelde. Om het voorkomen van vogels tijdens laagwatertellingen te kunnen verklaren wordt onder andere een koppeling gelegd met de ecotoopenkaarten van 2018 en 2020. De ecotoopenkaarten omvatten alle ecotopen van de buitendijkse gebieden van de Westerschelde, zoals beschreven in het Zoute Ecotopen Stelsel (ZES.1, Bouma et al., 2005). De kaarten zijn opgebouwd uit de volgende basisbestanden:

- kaart met gebiedsbegrenzing;
- bodemhoogtekaart, op basis van laseraltimetrie en lodingen;
- droogvalduurkaart, op basis van de bodemhoogtekaart + waterstanden;
- geomorfologische kaart, op basis van luchtfoto's en veldwerk;
- stroomsnelheidskaart, op basis van een model en de bodemhoogtekaart;
- zoutkaart, op basis van een model + continue zoutmetingen.

Een uitgebreide toelichting op de totstandkoming van de zoute ecotoopenkaart is te vinden in 'Toelichting op de zoute ecotoopenkaart Westerschelde 2020' (Paree, 2021).

Droogvalduurkaarten

Voor het verklaren van het voorkomen van vogels wordt gekeken naar droogvalduurkaarten van 2018 en 2020. De droogvalduur (dvd) kaarten van de Westerschelde zijn rasterbestanden met daarin per rastercel het percentage van de tijd dat het droog ligt. De gegevens zijn beschikbaar op een ruimtelijk detailniveau van 20x20m (elke gridcel is 400m²). Voor de droogvalduurkaart is de M2-component van het getij de basis van de berekeningsmethodiek. Voor de droogvalduurkaart worden de bodemhoogtekaart en de opgetreden waterstanden over een periode van vier jaar meegenomen. De toegepaste methodiek staat beschreven in de "Dienstbeschrijving Zoute Ecotoopenkaarten" (Kers et al., 2003).

Een beknopt overzicht van de verschillende gegevensbronnen is gepresenteerd in tabel 2.1.



Tabel 2.1. Overzicht van beschikbare databronnen. Nb: de vogeltellingen in cluster 1-3 zijn als polygonen vastgelegd, in cluster 4 als punten.

Overzicht databronnen					
databron	type data	2018	2019	2020	2021
vogeltellingen	vlak/punt, gebiedsdekkend	sept-dec	jan-dec	jan-dec	jan-jun
macrofauna MONEOS	punt, monsters op raaien			sept	sept
macrofauna MWTL	punt, monsters random verdeeld	sept	sept	sept	sept
sediment MONEOS	punt, monsters op raaien			sept	sept
ecotopen	vlak, gebiedsdekkend	zomer		zomer	
droogvalduur	raster, gebiedsdekkend	zomer		zomer	

2.2 Aanvullende gegevens

De verspreiding en aantallen vogels, droogvalduur, ecotopen, sediment samenstelling en macrofauna zijn geteld, gekarteerd en gemeten in lopende monitoringprogramma's. Effecten van verstoring en afstanden tot HVP's worden niet gestandaardiseerd gemeten. Bij aanvang van het onderzoek zijn we er daarom van uitgegaan dat het effect van deze factoren niet in de statistische analyse kon worden meegenomen maar dat dit achteraf, via expert-judgement, moest worden ingeschat. Al snel bleek er echter wel degelijk een manier om verstoring en afstand tot HVP's (semi) te kwantificeren, en derhalve op te nemen in de statistische analyses. Per ruimtelijke analyse eenheid (aggregatie unit, zie §2.3) is de omvang van verstoring door menselijke activiteiten ingeschat door de vogeltellers. Afstanden tussen iedere aggregatie unit en de dichtstbijzijnde HVP is ingemeten op kaart. Meer details daarover zijn te vinden in §3.4 en §3.5.

2.3 Bewerking van gegevens

De verschillende data zijn aangeleverd in verschillende datastructuren, variërend van puntgegevens, geografische polygonen tot gebiedsdekkende kaarten. Om deze verschillen in datastructuren tussen de gegevensbronnen te overbruggen, was het nodig om de data te aggregeren naar gestandaardiseerde ruimtelijke eenheden (aggregatie units). Een aggregatie unit is een polygoon met een dusdanige (ruimtelijke) resolutie dat alle parameters op de juiste wijze zijn te koppelen. De koppeling moet recht doen aan de verschillende ruimtelijke resoluties van de gegevens.

Bij het vaststellen van de aggregatie units is rekening gehouden met de volgende voorwaarden:

- Ruimtelijke resolutie moet passen bij de telgegevens (zie tabel 4.1 in hoofdstuk 4);
- Ruimtelijke resolutie moet passen bij de verklarende variabelen (ecotopen / droogvalduur / macrofauna / sediment) (zie tabel 4.1 in hoofdstuk 4);
- Aggregatie units hebben bij voorkeur een grote homogeniteit in habitatvariabelen (ecotoop, droogvalduur);



- Aggregatie units zijn schaalbaar naar grotere units, voor het berekenen van een aantal omgevingskenmerken op grotere schaal. Dat resulteert in die gevallen overigens in een lagere ruimtelijke resolutie.

Vanwege de opzet van de statistische analyses is getracht de spreiding in oppervlakte van de aggregatie units enigszins te beperken. Naast het gegeven dat de data ruimtelijk gekoppeld dienen te worden op basis van de aggregatie units moeten de verschillende gegevensbronnen worden bewerkt tot relevante variabelen die binnen de regressieanalyses gebruikt kunnen worden. Voor elke afzonderlijke gegevensbron is hiervoor een specifieke werkwijze nodig. De bewerkingsstappen per gegevensbron worden nader toegelicht in hoofdstuk 3.

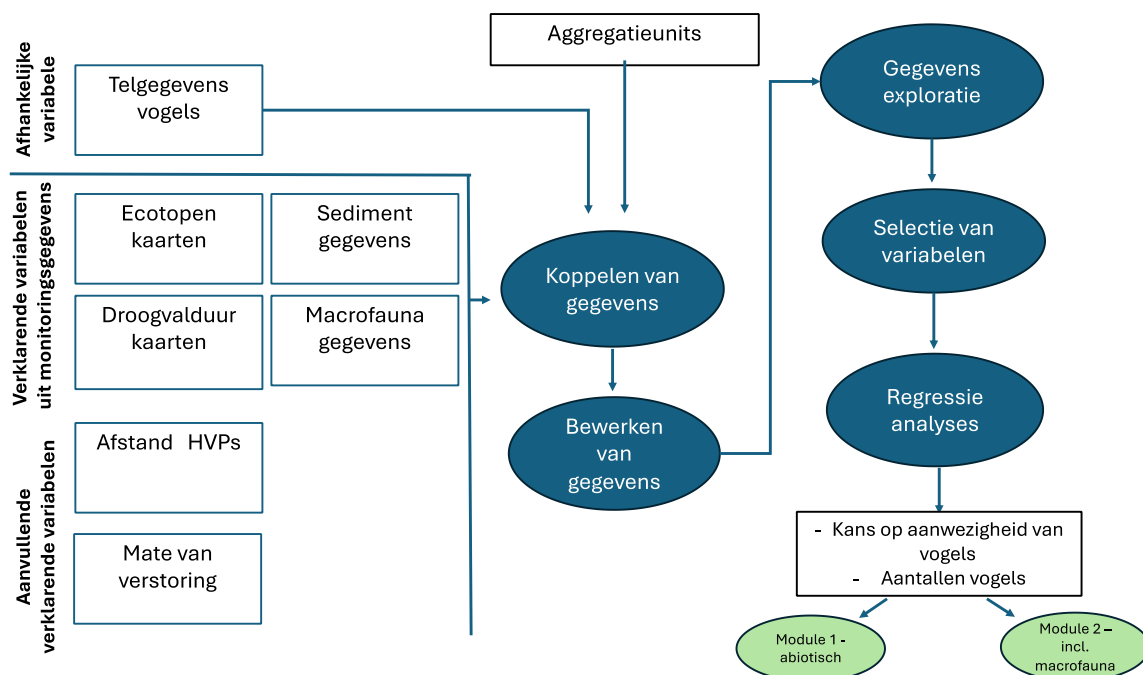
2.4 Statistische analyse

Gezien het type onderzoeksvragen en de beschikbare gegevens, is een vorm van regressieanalyse noodzakelijk. Aan de hand van '*generalized linear mixed models*' (GLMM) is onderzocht welke (combinaties van) factoren de verspreiding van vogels beïnvloeden. Analyse aan de hand van GLMM houdt rekening met de eigenheid van de data – aan/afwezigheid en aantallen op basis van tellingen – en ontrafelt het relatieve belang van mogelijk verklarende gebiedskenmerken. Naast lineaire verbanden kunnen hierbij ook unimodale of meer complexe, polynomiale verbanden worden onderzocht. De beperking tot lineaire verbanden (en polynomen) maakt dat de resultaten eenduidig te verklaren zijn in functie van de meegenomen variabelen. De statistische analyses zijn per soort afzonderlijk worden uitgevoerd. Hierbij is zowel gekeken naar aan/afwezigheid als naar aantallen vogels. Ter voorbereiding voor regressieanalyses was het noodzakelijk om de gegevens te bewerken en verkenningen van de data uit te voeren. De resultaten van de statistische analyses zijn ecologisch geïnterpreteerd en gekoppeld aan de gebiedskennis van de tellers en inzichten uit bestaande literatuur. Met die combinatie van informatie beantwoorden we de in hoofdstuk 1 geformuleerde onderzoeksvragen.

2.5 Samenvatting van de aanpak

De bewerkingsstappen en analyses die voor dit onderzoek zijn uitgevoerd kunnen op de volgende manier worden samengevat:

De verschillende beschikbare gegevensbronnen (vogeltellingen, ecotopen, droogvalduurkaarten, macrofauna, verstoring en afstand tot HVP's) zijn op basis van aggregatie units aan elkaar gekoppeld. De gegevens zijn dusdanig bewerkt dat ze geschikt zijn gemaakt om door middel van regressieanalyses de verspreiding van vogels te kunnen analyseren. Per vogelsoort is bekeken wat de relevante variabelen zijn die in de regressieanalyses verder zijn onderzocht. Een schematische weergave van de verschillende bewerkings- en analysestappen is opgenomen in figuur 2.2.



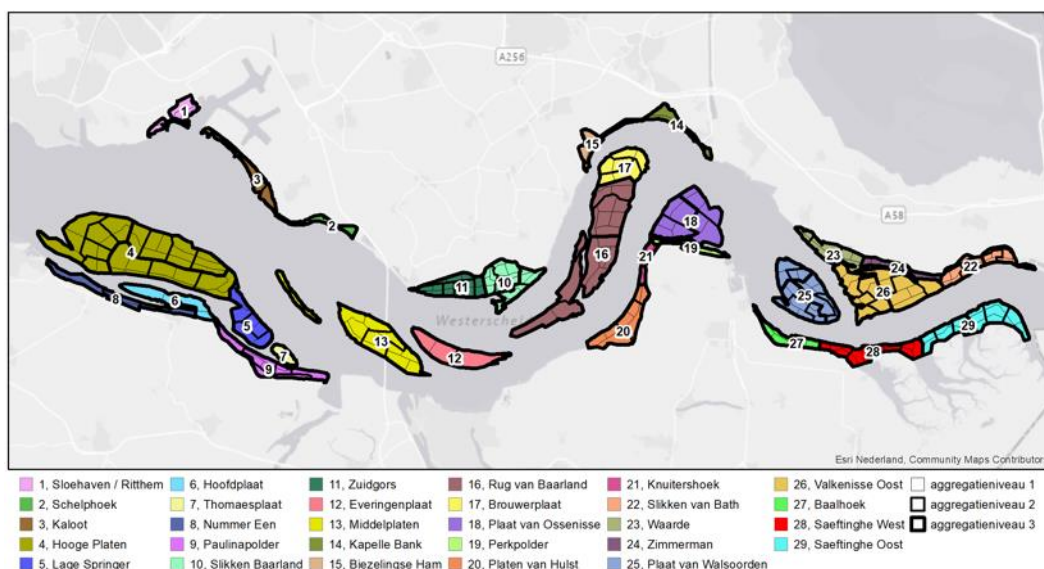
Figuur 2.2. Schematische weergave van de gegevensbronnen, de verschillende bewerkingsstappen en de regressieanalyses.

3 Bewerking van gegevens

Om de verspreiding van vogels te begrijpen is de invloed van verschillende omgevingskenmerken gekwantificeerd in verschillende variabelen. Ter voorbereiding op de analyse zijn de verschillende data-dimensies (vogeldata en omgevingsvariabelen) omgewerkt naar uniforme dichtheden/aantallen/waarden per oppervlakte-eenheden of aggregatie units. Een overzicht van de variabelen die voortvloeien uit deze bewerkingen en zijn meegenomen in de analyses, is weergegeven in tabel 4.1 in hoofdstuk 4.

3.1 Aggregatie units

Om te komen tot geschikte 'aggregatie units', die ons in staat stellen om de verschillende data en datastructuren op gepaste wijze te combineren, zijn als basis de polygonen van de 29 oorspronkelijke vogeltelgebieden gehanteerd (zie figuur 3.1). De vogelgegevens vormen immers de basis van het onderzoek (de te verklaren variabele). De telgebieden waarin de vogelgegevens zijn vastgelegd, vormen daarmee een logisch startpunt voor het genereren van aggregatie units. Een kaartoverzicht met de indeling in aggregatie units is weergegeven in figuur 3.1.



Figuur 3.1. Indeling aggregatie units op verschillende detailniveaus (aggregatieniveau 1 tot 3). De verschillende aggregatieniveaus zijn weergegeven in zwarte lijnen van oplopende dikte. De genummerde gebieden in verschillende kleuren zijn de vogeltelgebieden zoals beschreven in Boudewijn et al. (2022).



Om de macrofauna- en abiotische gegevens op een passende ruimtelijke resolutie te kunnen koppelen aan de vogelgegevens zijn de 29 vogeltelgebieden opgedeeld in aggregatie units aan de hand van de volgende criteria:

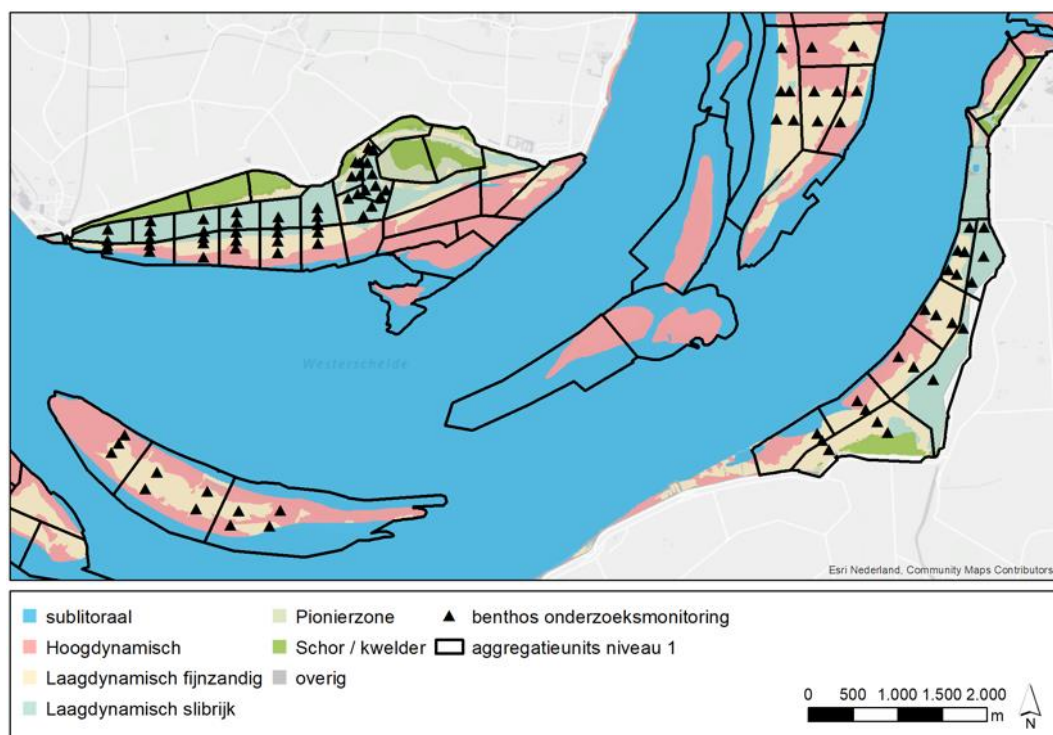
- Per aggregatie unit minimaal 2 (bij voorkeur 3) macrofauna monsterpunten;
- De grootte van de aggregatie unit is groter dan de mediane grootte van de telpolygonen per vogeltelgebied berekend. Zo wordt rekening gehouden met de sterke variatie in omvang van de telpolygonen zodat er een passende resolutie wordt aangehouden ten aanzien van de oorspronkelijke telgegevens. De aggregatie units zijn klein genoeg om de telgegevens te linken aan lokale omgevingskenmerken, maar groot genoeg om het merendeel van de telpolygonen te laten overlappen met slechts 1 of 2 aggregatie units.
- In het begrenzen van de aggregatie units is ernaar gestreefd dat één type ecotoop per unit is opgenomen. Dit is uitgevoerd door een visuele controle van de polygonen. Indien nodig werden polygonen handmatig bijgewerkt.

De definitieve aggregatie units (niveau 1) zijn samengevoegd met naastgelegen aggregatie units zodat een grovere resolutie kon worden gehanteerd (niveau 2). Het doel hiervan is om omgevingsvariabelen te kunnen berekenen op een verschillende schaal, afhankelijk van de variabele. Voor sommige variabelen kan immers het lokale schaalniveau (niveau 1) meer van belang zijn, terwijl voor andere variabelen eerder een groter schaalniveau (niveau 2) van belang is. Dit wordt verder uitgelegd in tabel 4.1. Merk op dat bij het opschalen naar niveau 2 de homogeniteit van de ecotopen binnen een aggregatie unit niet meer is gewaarborgd. Bij het opschalen is er op gelet om dit in eerste instantie te doen over de hoogtegradiënt zodat hogere aggregatieniveaus het slik bevatten vanaf de laagwaterlijn tot aan de schorgrens. Dit is relevant om karakteristieken zoals bijvoorbeeld de range in droogvalduur en de vorm (hol/bol) van een slik te berekenen. Deze eigenschappen zijn karakteristiek voor het volledige slik van laagwaterlijn tot schorrand.

Tenslotte zijn aggregatie units op niveau 2 ook nog eens samengevoegd tot een grovere resolutie (niveau 3). Dit niveau is gebruikt om de ruimtelijke structuur (ruimtelijke autocorrelatie) van de data te vatten in de analyses.

De handmatige indeling van de telgebieden tot aggregatie units waarbinnen de getelde vogelaantallen en verklarende variabelen gekoppeld kunnen worden heeft geleid tot 272 deelgebieden op het meest gedetailleerde niveau (niveau 1). Deze deelgebieden zijn in stappen hiërarchisch op te schalen naar minder gedetailleerde niveaus (niveau 2, 127 deelgebieden, en niveau 3, 46 deelgebieden).

De aggregatie units lopen soms door tot onder de laagwaterlijn omdat alle polygonen (cluster 1-3) en puntdata (cluster 4) uit de vogeltelgegevens uiteindelijk moeten worden toegekend aan een aggregatie unit. De telpolygonen zijn in sommige gevallen onnauwkeurig ingetekend waardoor ze deels overlappen met gebieden onder de laagwaterlijn. In bijlage 4 is beschreven hoe hier mee is omgegaan. Een detailkaart met een voorbeeld van de indeling in aggregatie units is weergegeven in figuur 3.2.



Figuur 3.2. Voorbeeld van de indeling in aggregatie units op niveau 1 in het centrale deel van de Westerschelde, gecombineerd met de ecotopenkaart (2018) en de monsterlocaties voor macrofauna uit de MONEOS onderzoeksmonitoring.

3.2 Abiotische variabelen

3.2.1 Ecotopen

Methode

In de Westerschelde worden 19 verschillende litorale ecotopen afgebakend (tabel 3.1). In onderhavig onderzoek is deze indeling vereenvoudigd tot een aantal basis ecotopen of categorieën waarvan verondersteld wordt dat zij het meest relevant zijn voor de analyse van het voorkomen van de betrokken vogelsoorten. In eerste instantie moet een afbakening van het slik gemaakt kunnen worden ten opzichte van het schor en het subtidaal. Er wordt immers verondersteld dat de foerageeractiviteit van de betrokken soorten voornamelijk plaatsvindt op de droogvallende slikken en platen. Op basis van bestaande kennis (zie §1.3) wordt ook verondersteld dat het laagdynamisch slik/plaat belangrijker is als foerageerhabitat dan het hoogdynamisch slik/plaat. Binnen het laagdynamisch areaal wordt dan nog een onderscheid gemaakt tussen het slibrijk en het zandig areaal, waarbij er verwacht wordt dat sommige soorten een voorkeur hebben voor het fijne (slibrijke) sediment en andere soorten voor het relatief grovere zandige sediment. In de analyses gaan we per vogelsoort het relatieve belang van de abiotische variabelen onderzoeken, waaronder de verschillende ecotooptypen. De ecotopen zijn gegroepeerd



tot de volgende vereenvoudigde categorieën: laagdynamisch zandig, laagdynamisch slibrijk, hoogdynamisch, pionierschor, schor, sublitoraal en overig.

Het volledige slik wordt gezien als het geheel van hoogdynamisch slik, laagdynamisch slik en het pionierschor. Het pionierschor wordt niet meegenomen in het laagdynamisch ecotoop. Nb: vogels die zich tijdens de tellingen in het pionierschor bevonden, worden wel meegenomen in de analyse; ze worden toegekend aan de bijbehorende aggregatie unit. De vertaling van ecotoop naar categorie is opgenomen in tabel 3.1.

Tabel 3.1. De vertaling van de oorspronkelijke litorale ecotooptypen naar categorieën die in de analyses gebruikt zijn.

Ecotoop	Categorie
Hoogdynamisch fijnzandig litoraal	Hoogdynamisch
Hoogdynamisch zacht substraat supralitoraal	Hoogdynamisch
Laagdynamisch slibrijk middelhoog litoraal	Laagdynamisch slibrijk
Laagdynamisch slibrijk laag litoraal	Laagdynamisch slibrijk
Laagdynamisch slibrijk hoog litoraal	Laagdynamisch slibrijk
Laagdynamisch fijnzandig laag litoraal	Laagdynamisch zandig
Laagdynamisch fijnzandig middelhoog litoraal	Laagdynamisch zandig
Laagdynamisch fijnzandig hoog litoraal	Laagdynamisch zandig
Laagdynamisch zacht substraat in het supralitoraal	Laagdynamisch zandig
Pionierzone en pre-pionierzone	Pionierschor
Kwelder / Schor	Schor
Schor / kwelder	Schor
Hoogdynamisch zacht substraat in het sublitoraal	Sublitoraal
Laagdynamisch zacht substraat in het diepe sublitoraal	Sublitoraal
Laagdynamisch zacht substraat in het ondiepe sublitoraal	Sublitoraal
Hard substraat harde veen/klei in het supralitoraal	Overig
Hard substraat harde veen/klei in het litoraal	Overig
Hard substraat steen in het litoraal	Overig
Overig	Overig

De ecotopenkaarten van 2018 en 2020 zijn in GIS gecombineerd met de aggregatie units en per aggregatie unit is het oppervlak per ecotoopklasse berekend. Dit resulteert in een database als input voor de statistische analyse. Histogrammen met het totale oppervlak in hectare per ecotoop per cluster per jaar is weergegeven in bijlage 3. Daaruit blijkt allereerst dat het netto oppervlakte per ecotoop binnen de clusters tussen 2018 en 2020 weinig varieert. In cluster 1, 2 en 3 domineren hoofdzakelijk het hoogdynamisch, laagdynamisch zandig en laagdynamisch slibrijk ecotoop. In cluster 4 is het aandeel hoogdynamisch en het laagdynamisch zandig ecotoop het hoogst, het aandeel laagdynamisch slibrijk is er beduidend lager. Tot slot valt op dat in cluster 1 er een relatief groot oppervlak schor aanwezig is (onderdeel van de Hooge Platen).

Zoals eerder beschreven zijn de vogels op het slik meerdere keren geteld tijdens afgaand tij. In cluster 1-3 is geteld ongeveer 1 uur, 3 uur en 5 uur na hoogwater. In cluster 4 is geteld ongeveer 1-2 uur en 4-5 uur na hoogwater. Tijdens de verschillende telrondes ligt dus een



verschillend aandeel van het slik areaal vrij (boven water) en neemt het drooggevallel deel toe met afgaand tij; Enkel dit vrijliggend deel is relevant, aangezien de betrokken soorten hierop foerageren en niet op het open water. Om rekening te houden met het droogliggend areaal tijdens iedere telronde is een koppeling gemaakt met de geclassificeerde droogvalduurkaarten (zie §3.2.2) zodat ook het beschikbaar (= droogliggend) areaal van de ecotoopklassen per telronde bekend is.

Voor aggregatieniveau 1-3 zijn de oppervlakte en proporties berekend van de volgende ecotoop categorieën:

1) ***Totale beschikbare oppervlakte slik***

Dit staat gelijk aan het beschikbare oppervlakte hoogdynamisch + laagdynamisch zandig + laagdynamisch slibrijk + pionierschor

Voor de bepaling van de totale beschikbare oppervlakte slik wordt hierbij rekening gehouden met de volgende droogvalduurgrenzen:

Gedurende telronde 1: oppervlak met dvd > 66%

Gedurende telronde 2: oppervlak met dvd > 33%

Gedurende telronde 3: volledig slik (dvd > 1%)

[In cluster 4: telronde 1 > 50%; telronde 2 > 1%]

Totale beschikbare oppervlakte slik is een maat voor het totaal beschikbare (foerageer) areaal in een unit. De *verwachting* is hierbij dat hoe groter het drooggevallel slik areaal, hoe meer vogels er kunnen foerageren.

2) ***Proportie beschikbare oppervlakte laagdynamisch slik***

A priori gaan we er van uit dat er vooral gefoerageerd wordt in laagdynamisch slik omdat daar meer voedsel aanwezig is. De proportie beschikbaar laagdynamisch areaal ten opzichte van het totaal beschikbare slibareaal geeft dus een indicatie van de kwaliteit van het slik in een unit. Daarom wordt de proportie beschikbaar laagdynamisch areaal berekend en opgenomen in de analyses. De *verwachting* is, hoe meer laagdynamisch areaal, hoe meer vogels.

3) ***Proportie beschikbaar slibrijk in het laagdynamisch slik***

Er is een positief verband tussen slibgehalte in het laagdynamisch en biomassa macrofauna (Van de Kam, 1999; figuur 1.6). Dit geeft dus een verdere indicatie van de kwaliteit van een slik als foerageergebied. De algemene *verwachting* is, hoe meer slibrijk laagdynamisch areaal, hoe meer vogels. Dit kan echter ook afhangen van de voedselpreferenties en foerageermethodes van de verschillende soorten. De proportie beschikbaar slibrijk slik wordt berekend relatief ten opzichte van de beschikbare oppervlakte laagdynamisch areaal en niet ten opzichte van de totaal beschikbare oppervlakte slik. Dit zorgt dat de proportie beschikbaar laagdynamisch areaal en de proportie beschikbaar slibrijk areaal relatief onafhankelijk zijn van elkaar en het onderlinge belang in de analyses kan vergeleken worden.



3.2.2 Droogvalduurkaarten

Zoals aangegeven, zijn de tellingen uitgevoerd op verschillende tijdstippen gedurende afgaand tij. Zodoende is bij verschillende tellingen een verschillend deel van het totale slikareaal beschikbaar. Bij een telling kort na hoog water is er minder areaal beschikbaar dan bij een telling rondom laag water. Om hier rekening mee te houden in de analyses wordt elke telronde gekoppeld aan een ondergrens van droogvalduur, en worden de ecotoop oppervlaktes navenant bijgesteld (zie hierboven §3.2.1). De droogvalduurkaarten worden hiervoor opnieuw geclassificeerd naar klassen die overeenkomen met de telrondes waarin de laagwatertellingen zijn uitgevoerd. Hierdoor kan voor elke telronde worden ingeschat welk deel van een aggregatie unit beschikbaar (droogliggend) is als foerageerareaal voor vogels (zie hierboven §3.2.1). Voor het westelijke deel van de Westerschelde (cluster 1-3) startte de eerste telling 1 uur na hoogwater, de tweede telling 3 uur en derde telling 5 uur. Dit komt globaal overeen met droogvalduurpercentages van 66-100% dvd voor telronde één, 33-100% dvd voor telronde twee en 1-100% dvd voor telronde drie.

In het oostelijk deel van de Westerschelde (cluster 4) zijn bij elke telling twee telronden uitgevoerd, waarvan de eerste ronde 1 uur na hoogwater en de tweede telling 4 uur na hoogwater startte. Dat komt globaal overeen met droogvalduurpercentages van 51-100% dvd voor telronde één, 1-100% dvd voor telronde twee.

Naast de classificaties naar beschikbaar areaal per telronde is ook een classificatie uitgevoerd naar vijf procent DVD-klassen (1-5%, 6-10%, 11-15% etc.). Uit deze vijf procent-klassen kunnen de volgende variabelen worden berekend.

Op het aggregatieniveau met de hoogste ruimtelijke resolutie - niveau 1:

- 1) **De gemiddelde droogvalduur:** De gemiddelde droogvalduur geeft een indicatie van de gemiddelde hoogteligging ten opzichte van laagwater. De gemiddelde hoogteligging is hoofdzakelijk relevant op het niveau van de kleinste aggregatie units (niveau 1) omdat op dit niveau de gradiënt van de laagwaterlijn tot de schorgrens is opgedeeld in verschillende units die dus op verschillende hoogtes in het getijdenvenster liggen.

Op aggregatieniveau 2 (iets grovere ruimtelijke resolutie); variabelen berekend op een ruimtelijke schaal die eigenschappen van een slik als geheel reflecteren (van de laagwaterlijn tot het schor):

- 2) **Range in droogvalduur** in het **laagdynamisch areaal**. De range in droogvalduur wordt gedefinieerd als het verschil tussen de hoogste waargenomen droogvalduur voor het laagdynamisch slik in de aggregatie unit en de laagste waargenomen droogvalduur. Deze range geeft een maat voor het tijdsvenster dat vogels hebben om te foerageren tijdens het verplaatsen van de waterlijn. Dit kan belangrijk zijn voor soorten die hoofdzakelijk foerageren langs de waterlijn. Als die geleidelijk afgaat over een grote range van droogvalduur hebben de dieren meer tijd om te foerageren langs de waterlijn. De *verwachting* is dat gebieden met een grotere

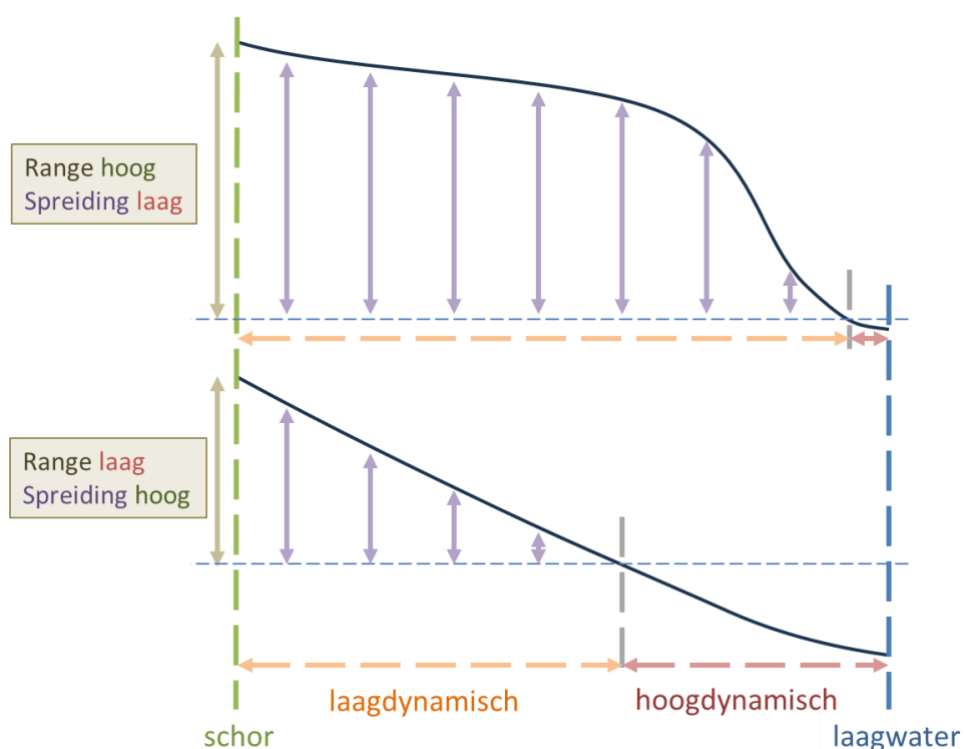


range in droogvalduur interessanter zijn om te foerageren, omdat er efficiënter kan worden gefoerageerd langs de laagwaterlijn.

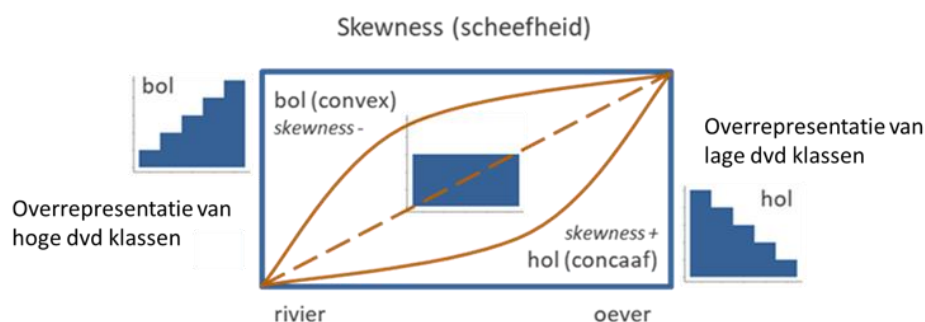
- 3) **Spreiding in droogvalduur** in het **laagdynamisch areaal**. Spreiding in dvd houdt zowel rekening met de range in dvd klassen als de 'eveness' (gelijkmatige spreiding van de klassen). Deze spreiding wordt berekend als $1/\sum p_{dvd}^2$ met p_{dvd} de proportie van elke dvd-klasse (in stappen van 5%). Net zoals de range is de spreiding in droogvalduur een maat voor het tijdsvenster dat vogels hebben om te foerageren langs de waterlijn. Het verschil tussen range en spreiding in droogvalduur is geïllustreerd in figuur 3.3. Ook hier is de *verwachting* dat er in gebieden met een grotere spreiding in droogvalduur efficiënter kan worden gefoerageerd langs de laagwaterlijn.
- 4) **Range en spreiding in droogvalduur** in het **laagdynamisch slibrijk areaal**. In *aanvulling* op de hiervoor beschreven variabelen (punt 2 en 3), zijn de range en spreiding in droogvalduur ook afzonderlijk berekend voor het laagdynamisch slibrijk areaal. Wegens de doorgaans hogere dichtheden aan macrofauna in slibrijk sediment, zijn er (*a priori*) aanwijzingen dat vooral het slibrijk areaal interessant is als foerageergebied voor een deel van de steltlopersoorten.
- 5) **Vorm** van het slik (hol-bol): De vorm van het slik wordt berekend op het *totale slik areaal* (laagdynamisch slik + hoogdynamisch slik + pionierschor) als de 'skewness' (scheefheid) van de verdeling van droogvalduur-klassen (in stappen van 5%). Een negatieve skewness staat gelijk met een bol slik, een positieve skewness met een hol slik. Dit is geïllustreerd in figuur 3.4. De vorm van het slik kan voor foeragerende vogels van het belang zijn:
 - Een egaal afhellend slik (niet hol of bol) is een indicatie voor een goede spreiding in droogvalduur en kan de voorkeur hebben voor soorten die de waterlijn volgen.
 - Een bol slik is hoofdzakelijk hooggelegen. De spreiding in droogvalduur is hier minder maar er ligt veel areaal vroeg vrij in het getijvenster, dus dieren kunnen snel beginnen met foerageren.
 - Een hol slik heeft ook een lagere spreiding in dvd en ligt vooral laaggelegen. Dit kunnen minder interessante gebieden zijn om te foerageren omdat ze vaak hoogdynamisch zijn en pas laat in het getijvenster vrij komen te liggen.

De *verwachting* is dus dat egaal afhellende of bolle slikken aantrekkelijker zijn voor vogels, afhankelijk van de soort. Uit de analyse zal blijken of de vorm van het slik een (aantoonbaar) relevante variabele is.

De range in droogvalduur en spreiding in droogvalduur enerzijds en spreiding in droogvalduur en slikvorm anderzijds bevatten dus deels dezelfde informatie, namelijk respectievelijk de duur binnen het getijvenster waarin gefoerageerd kan worden langsheen de laagwaterlijn en het al dan niet gelijkmatige vrijkomen van het slik. Met de analyses zal worden nagegaan welke combinatie van deze variabelen het meest verklarend potentieel heeft.



Figuur 3.3. Illustratie van het verschil tussen range en spreiding in droogvalduur in het laagdynamisch slik. **Boven:** een bol slik dat is gekenmerkt door een grote range in droogvalduur ($\max_{dvd} - \min_{dvd}$) in het laagdynamisch deel. Het grootste deel van de oppervlakte komt vroeg na hoogwater langdurig vrij te liggen. De waterlijn trekt in dit hogere deel echter snel af en alle hooggelegen areaal komt quasi gelijktijdig vrij te liggen. Een dergelijk gebied kan daarom minder interessant zijn voor soorten die de waterlijn volgen. **Onder:** een egaal afhellend slik, maar met een kleinere range in droogvalduur in het laagdynamisch. Doordat dit slik egaal afhelt is de spreiding in droogvalduur groter dan voor het bolle slik ondanks de kleinere range in droogvalduur. Een dergelijk slik kan ondanks de kleinere range in dvd toch interessanter zijn voor soorten die de waterlijn volgen omdat de waterlijn gestaag terugtrekt en het slik gelijkmatig vrijkomt.



Figuur 3.4. Vorm van het slik (hol/bol) uitgedrukt als skewness (scheefheid) van het histogram met verdeling van droogvalduur klassen. Een negatieve skewness is indicatief voor een bol slik, Een positieve skewness voor een hol slik. Bij skewness = 0 is het slik egaal afhellend.

De verschillende verklarende variabelen worden ruimtelijk gekoppeld aan de aggregatie units. Dit resulteert in een database met de aggregatie units op verschillende detailniveaus en alle vogelaantallen en eigenschappen van verklarende variabelen die op deze aggregatie units van toepassing zijn. Deze database vormt de input voor de regressieanalyses. Enig inzicht in de droogvalduur gegevens is weergegeven in bijlage 1, waarin met histogrammen de oppervlakte (in hectaren) per droogvalduurklasse is opgenomen. De verdelingen zijn voor 2018 en 2020 weergegeven, met per cluster histogrammen voor de verschillende deelgebieden (doorgaans noord, midden en zuid).

3.2.3 Aanvullende sediment gegevens

Methode

Voor elk van de monsterlocaties die voor de macrofauna bemonstering in het MONEOS & MWTL-programma is uitgevoerd, is ook een sedimentmonster genomen (2020 en 2021). Binnen deze sedimentmonsters is de sedimentsamenstelling vastgesteld waarbij de procentuele verdeling van verschillende korrelgrootte-klassen is bepaald. Daarnaast zijn per monster een aantal statistieken berekend over de korrelgrootteverdeling zoals mediaan (D50), gemiddelde, variantie, standaarddeviatie etc.

Voor de koppeling met vogelaantallen is gekeken naar de mediane korrelgrootte per monster (D50). Per aggregatie unit is de gemiddelde mediane korrelgrootte berekend over monsterlocaties binnen de polygoon.

Voor veel aggregatie units zijn geen sedimentgegevens beschikbaar omdat lang niet alle aggregatie units een monsterlocatie bevatten. Een eigenschap die ook een indicatie geeft van de sedimentsamenstelling en wél dekkend voor alle aggregatie units beschikbaar is, is het percentage slibrijk laagdynamisch areaal (zie §3.2.2). Het percentage slibrijk laagdynamisch areaal is voor alle aggregatie units voor 2018 en 2020 bepaald. Er is beoordeeld in hoeverre de D50 correleert met proportie laagdynamische areaal en de range in slibrijk areaal. Omdat daar wél voor alle aggregatie units informatie over beschikbaar is via de ecotopenkaarten, kunnen die variabelen mogelijk als proxy dienen



voor de D50. Kaartbeelden met de verdeling in sedimentsamenstelling zijn opgenomen in bijlage 1.

3.3 Macrofauna gegevens

Methode

Om de voedselbeschikbaarheid voor vogels mee te kunnen nemen in de analyses is gekeken naar biomassa en dichtheid van macrofauna. In de periode dat de vogeltellingen zijn uitgevoerd zijn macrofauna bemonsteringen uitgevoerd binnen twee monitoringsprogramma's: MWTL en MONEOS. Voor beide monitoringsprogramma's worden in de nazomer (tussen 15 augustus en 15 oktober) rond laagwater bemonsteringen uitgevoerd met behulp van een steekbuis.

Macrofauna bemonsteringen MWTL

In de Westerschelde wordt als onderdeel van het MWTL-programma al vele jaren macrofauna bemonsterd in de sublitorale en litorale zones. Specifiek voor dit project zijn de litorale monsters geschikt. Jaarlijks worden monsterpunten random gekozen, gestratificeerd binnen de verschillende ecotooptypen. Het resultaat daarvan is dat de monsterpunten over de slikken, platen en deelgebieden niet homogeen verdeeld zijn. Op sommige delen van een plaat liggen monsterpunten dicht bij elkaar, op andere delen zijn helemaal geen monsterpunten aanwezig. Aantallen, biomassa en soortensamenstelling van de aangetroffen macrofauna zijn per monster beschikbaar.

Macrofauna bemonsteringen onderzoeksmonitoring

Aanvullend op het macrofauna MWTL-programma zijn speciaal voor dit project 324 extra macrofauna monsters verzameld, op vaste raaien met per raai een relatief hoog aantal monsterpunten. Aantallen en biomassa van de aangetroffen macrofauna soorten zijn per monster beschikbaar. De verdeling van monsterpunten over de slikken en platen kent een homogener verdeling dan die binnen het MWTL-programma. De monsters zijn in 2020 en 2021 verzameld (dus komen maar deels overeen met de periodes waarin vogels zijn geteld). De bemonsteringen zijn in september van beide jaren uitgevoerd.

Details over de monsternamen en analyse zijn te vinden in het 'RWSV - Bemonstering van macrozoöbenthos en sediment in de mariene wateren' (Rijkswaterstaat, 2021).

Per bemonsterde locatie zijn gegevens beschikbaar van dichtheid (n/m^2) en biomassa asvrij drooggewicht (mg/m^2) van de aangetroffen macrofauna soorten. Deze soorten zijn met behulp van het online soortregister 'World Register of Marine Species' (WoRMS) ingedeeld in de volgende groepen: Arthropoda (kreeftachtigen), Bivalvia (tweekleppigen), Gastropoda (slakken), Polychaeta (wormen) en "Other" (overig).

Naast analyses waarin de relatie tussen de totale macrofauna biomassa en vogels wordt onderzocht, gebruiken we voornoemde indeling in groepen ook om meer in detail relaties met vogels te onderzoeken. Macrofauna groepen zijn gekoppeld aan vogelsoorten, op basis van het hoofdbestanddeel in het dieet (zie tabel 3.4 in §3.6.4). Deze indeling is



gebaseerd op informatie uit Boudewijn *et al.*, 2022. Gegevens voor de voedselgroep 'overig' zijn niet verder meegenomen in berekeningen en analyses.

We hanteren twee werkwijzen om de macrofaunadata te aggregeren:

Werkwijze 1

De bewerkingen starten met de aggregatie units op het fijnste niveau (niveau 1, polygonen met minimaal 2 macrofauna bemonsteringspunten. In deze werkwijze is maar voor een deel van het studiegebied voldoende data beschikbaar en gebeuren de analyses dus ook op een kleinere dataset (beperkt aantal aggregatie units).

De macrofauna bemonsteringen zijn namelijk niet in alle aggregatie units uitgevoerd. Ook als de monitoringsgegevens van zowel de onderzoeksmonitoring als MWTL worden samengevoegd is slechts in de helft van de aggregatie units op niveau 1 (hoogste detailniveau) één of meer macrofauna monsterpunten beschikbaar. In tabel 3.2 staat een overzicht met het aantal macrofaunapunten per aggregatie unit (niveau 1) voor de verschillende jaren.

Tabel 3.2. Overzicht van het aantal macrofauna monsterpunten per aggregatieunit (niveau 1) per jaar.

Aantal benthospunten per aggr-unit	aantal aggregatieunits per jaar			
	2018 mwtl	2019 mwtl	2020 moneos +mwtl	2021 moneos +mwtl
0	201	201	139	118
1	48	45	12	31
2	15	12	32	38
3	3	7	43	37
4	2	2	24	27
5	1	1	9	11
6			5	4
7	1	4	4	3
8			2	2
9			1	1
10>	1		1	
totaal	272	272	272	272
aantal units >=2 punten	23	26	121	123

Werkwijze 2

De tweede werkwijze schaaft de macrofaunaresultaten op naar een gemiddelde waarde per cluster en per ecotoop. Dit gebeurt door per cluster de gemiddelde macrofauna biomassa per ecotoop te berekenen, en vervolgens binnen elke aggregatie unit op basis van deze waarden het gewogen gemiddelde over de ecotopen te berekenen (dus op basis van de ecotoop verhoudingen binnen elke unit). Bij deze werkwijze worden de macrofauna gegevens dus geëxtrapoleerd naar het volledige studiegebied en zijn er dus meer aggregatie units beschikbaar om mee te nemen in de analyses.



In beide werkwijzen worden de macrofauna gegevens uitgemiddeld over de verschillende jaren zodat er één waarde is per aggregatie unit. Verder focussen we op de biomassa en gebruiken de dichtheid niet.

Op basis van verkennende grafieken zijn de relaties tussen de verschillende voedselgroepen en de verschillende vogelsoorten verkend. Afhankelijk van deze verkennende responsen (= zonder rekening te houden met datastructuur en andere variabelen) zijn afwegingen gemaakt over welke voedselgroepen voor welke vogelsoorten worden meegenomen in verdere regressieanalyses.

De bewerking en koppeling aan aggregatie units resulteert in een database met gegevens over macrofauna per unit, als input voor de statistische analyse. Vanuit deze database zijn kaartbeelden gegenereerd die inzicht geven in de ruimtelijke variatie van macrofauna groepen in de Westerschelde. Een weergave daarvan is opgenomen in verscheidene kaartbeelden, zie bijlage 2.

3.4 Verstoring

Naast de gegevens die standaard gemonitord worden en rechtstreeks beschikbaar zijn voor analyse zijn er andere factoren die mogelijk sturend zijn voor de verspreiding van vogels. Een belangrijke sturende factor is waarschijnlijk de mate van verstoring van foerageergebieden door menselijk gebruik. De mate van verstoring wordt niet standaard gemonitord en moet daarom worden ingeschat op basis van lokale gebiedskennis of eigenschappen die de mate van verstoring beïnvloeden.

Verstoring kan onder andere veroorzaakt worden door aanwezigheid van parkeerplaatsen en dijkovergangen. Deze locaties zijn bekend en zijn door de vogeltellers van de Westerschelde vastgelegd in GIS (als shapefile). Per aggregatie unit is de afstand tot parkeerplaatsen en dijkovergangen berekend.

Een korte afstand tot parkeerplaatsen of dijkovergangen betekent echter niet per definitie dat een gebied ook meer verstoord is. In sommige gevallen ligt er een ontoegankelijke kreek of schor tussen de slikken en de dijk of zijn gebieden afgesloten door middel van hekken. Daarnaast zijn er delen van de Westerschelde die juist sterk verstoord zijn door recreatievaart of zeegroente-snijders. Deze verstoring kan niet direct gekoppeld worden aan de afstand tot een parkeerplaats of dijkovergang. Daarom is door de vaste vogeltellers van Deltamilieu Projecten een expert inschatting gemaakt van de mate van menselijke verstoring (bijvoorbeeld wandelaars, sportvissers, zeegroentesnijders, droogvallers op platen, waterrecreatie met bootjes etc.). Deze medewerkers tellen al vele jaren beroepsmatig de HVP's in het Westerschelde bekken, en waren tevens de tellers in het onderzoek van Boudewijn *et al.*, 2022. Per aggregatie unit op niveau1 hebben zij een inschatting gegeven van de gemiddelde mate van verstoring in de categorieën 1 (nauwelijks verstoring) tot 4 (veel verstoring). Om de verstoring te berekenen op hogere aggregatieniveaus kan de verstoringsmaat worden uitgemiddeld over de niveau 1 units binnen de units op niveau 2,3 of 4.

Dit resulteert in een database met gegevens over verstoring per aggregatie unit, als input voor de statistische analyse. Vanuit deze database zijn kaartbeelden gegenereerd die



inzicht geven in de ruimtelijke variatie van verstoring in de Westerschelde. Een weergave daarvan is opgenomen in bijlage 1.

3.5 Afstand tot HVP's

De meeste vogels die foerageren op droogvallende slikken en platen in de Westerschelde maken tijdens hoogwater gebruik van vaste locaties om te rusten. Deze locaties worden hoogwatervluchtplaatsen (HVP's) genoemd. De afstand van HVP's tot foerageergebieden is mogelijk sturend voor de verspreiding van vogels tijdens laagwater. Daarom wordt deze eigenschap ook meegenomen in de analyse. De locaties van de HVP's zijn door de vaste vogeltellers van de Westerschelde ingetekend en vervolgens is per aggregatie unit op niveau1 de afstand tot de dichtstbij zijnde HVP bepaald. Zoals voor de verstoringmaat worden de waarden op niveau1 uitgemiddeld om schattingen te krijgen op een hoger aggregatieniveau.

Dit resulteert in een database met gegevens over afstanden tussen aggregatie units en HVP's, als input voor de statistische analyse. Vanuit deze database zijn kaartbeelden gegenereerd die inzicht geven in deze afstanden per unit. Een weergave daarvan is opgenomen in bijlage 1.

3.6 Vogelgegevens

3.6.1 Tellingen van vogels tijdens laagwater

Voor de analyses zoals beschreven in dit rapport is gebruik gemaakt van telgegevens die zijn verzameld in de periode oktober 2018 – juni 2021. De resultaten van deze tellingen zijn uitgebreid beschreven in Boudewijn *et al.* 2022, we verwijzen naar dat rapport voor details over de methode en de resultaten. In Cluster 1 – 3 zijn de vogels geteld in telpolygonen die een bepaalde oppervlakte van het areaal bestrijken. Individuele telpolygonen kunnen aantallen van meerdere soorten bevatten. In cluster 4 zijn de vogels geteld als puntlocaties (waarbij een punt meerder vogels kan bevatten).

De grootte van de polygonen waarin getelde vogels tijdens de laagwatertellingen zijn vastgelegd varieert sterk. Om inzicht te geven in de datastructuur (als voorbereiding op de analyses), is in tabel 3.3 de variatie in oppervlaktes van de telpolygonen weergegeven. De telgebieden op de slikken zijn over het algemeen vanaf de dijk geteld en zijn vaak nauwkeuriger ingetekend dan de telgebieden op de platen die vanaf een boot zijn geteld. Hierdoor zijn de aggregatie units op de platen gemiddeld groter dan op de slikken. Grote polygonen bevatten vaak een laag aantal getelde vogels (zie bijlage 3). Wanneer weinig vogels van een soort geteld zijn in een grote polygoon betekent dit dat er extra onzekerheid is in verband met de exacte locatie van die vogels en dat de koppeling met de aggregatie units dus meer onzeker is als telpolygonen over meerdere aggregatie units gespreid liggen.



Tabel 3.3. Variatie in de grootte van de vogeltelpolygonen per cluster. In cluster 4 zijn de vogeltellingen vastgelegd als punten waardoor er geen oppervlak van telpolygonen beschikbaar is voor dit gebied.

categorie	slik/plaat	n (polygonen)	oppervlak (ha)			
			mediaan	gemiddeld	min	max
Cluster 1 - noordzijde	slik	1034	2.2	4.4	0.001	30.9
Cluster 1 - midden	plaat	1384	33.3	48.4	0.001	284.5
Cluster 1 - zuidzijde	plaat	68	12.3	13.8	0.001	50.1
Cluster 1 - zuidzijde	slik	1104	5.0	8.2	0.001	51.0
Cluster 2 - noordzijde	slik	940	13.1	18.5	0.087	89.6
Cluster 2 - midden	plaat	479	22.6	30.4	0.001	142.7
Cluster 3 - noordzijde	slik	1254	3.0	5.4	0.001	44.8
Cluster 3 - midden	plaat	1004	30.8	39.5	0.001	230.6
Cluster 3 - zuidzijde	slik	862	3.9	11.5	0.001	115.1

3.6.2 Toekenning van aantallen aan aggregatie units

Een verkennende analyse van de match (overlap) tussen telpolygonen en aggregatie units, toont dat op niveau1 (kleinste ruimtelijk niveau) telpolygonen vaak gespreid liggen over verschillende aggregatie units. Wanneer een telpolygoon overlapt met meerdere aggregatie units, worden de aantallen verdeeld over de aggregatie units volgens het percentage overlap met de telpolygoon. Hierbij wordt er wel op toegezien dat de aantallen als gehelen worden verdeeld (geen fracties van individuen) en dat de som exact overeenkomt met het aantal getelde vogels in de betreffende polygoon.

Dit resulteert in een database met de aantallen getelde vogels per aggregatie unit, als input voor de statistische analyse. Vanuit deze database zijn per vogelsoort kaartbeelden gegenereerd van de aantallen vogels per aggregatie unit. Dit geeft inzicht in de ruimtelijke verdeling over de verschillende delen van de Westerschelde. De kaartbeelden zijn opgenomen in bijlage 3.

3.6.3 Selectie van geschikte aggregatie units voor verdere analyse

Een aantal aggregatie units zijn *a priori* niet geschikt voor analyse omdat deze te weinig slik areaal bevatten (bijvoorbeeld aggregatie units gelegen in het schor of grotendeels in het subtidaal) of omdat het droogliggende slikoppervlak op het moment van de telling verwaarloosbaar klein is. Daarom zijn er een aantal criteria opgesteld in verband met totale en beschikbare slikoppervlakte waar de aggregatie units op elk telmoment aan moeten voldoen om verder meegenomen te worden in de analyses. Deze criteria worden verder verduidelijkt in bijlage 4.



3.6.4 Voedselvoorkeur en seizoenen van voorkomen van vogelsoorten

Per vogelsoort is in tabel 3.4 weergegeven wat het stapelvoedsel is (opgedeeld in primaire en secundaire voedselbronnen) en in welke seizoenen van het jaar de hoogste aantallen van elke vogelsoort in de Westerschelde voorkomen (opgedeeld in een “primaire” en “secundaire” periode; bron: Sovon.nl). Dit is ook aangegeven voor het landelijk voorkomen. De indeling in voedselgroepen is overgenomen uit tabel 5-18 (pag.253) van het Evaluatierapport T2021 Westerschelde; de voedselbronnen komen uit Leopold 2004 en Boudewijn 2022; de periodes van voorkomen zijn overgenomen uit Boudewijn 2022 en voor het landelijk beeld van Sovon.nl. De definitie van de periodes is conform de momenten waarop de tellingen zijn uitgevoerd: herfst (september - oktober), winter (november - februari), voorjaar (maart - april) en zomer (juni - juli).

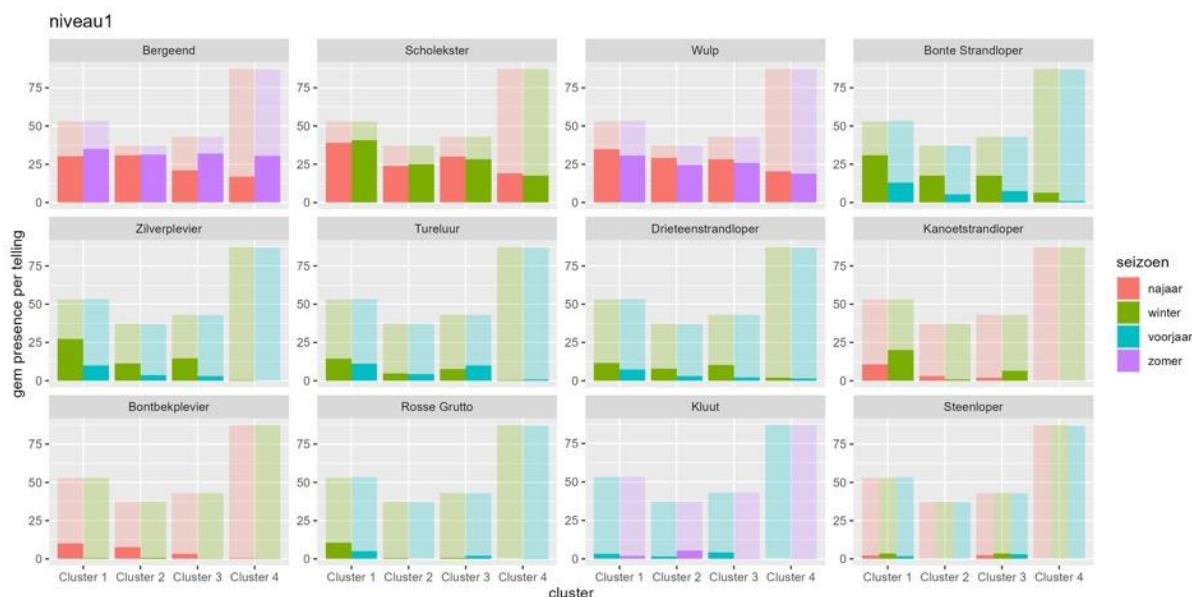
Tabel 3.4. Overzicht per vogelsoort van preferente voedselbronnen (no.1 = primair, no.2 = secundair), piekperiodes van de hoogste aantallen in de Westerschelde en landelijk, de geselecteerde clusters t.b.v. de analyse en geselecteerde periodes in de analyse (module 1: exclusief macrofauna gegevens; toelichting daarop in §4.5).

Vogelsoort	Voedsel (no.1)	Voedsel (no.2)	Piek-periode in de WS (1)	Piek-periode in de WS (2)	Piekperiode in landelijk	Selectie van clusters	Selectie van periode (bij analyse zonder macrofauna)
Tureluur	wormen	kreeftachtigen	voorjaar	winter	mei, jul-sept	1-3	winter, najaar
Bergeend	slakken	kreeftachtigen	zomer	najaar	jul-nov	1-4	zomer, najaar
Kanoet	twee-kleppigen	wormen	winter	najaar	aug-nov	1	najaar, winter
Scholekster	twee-kleppigen	wormen	najaar	winter	aug-feb	1-4	najaar, winter
Wulp	wormen	kreeftachtigen (m.n. zomer en herfst)	najaar	zomer	aug-mrt	1-4	zomer, najaar
Bontbek plevier	wormen	-	najaar	winter	mei, aug-sept	1-3	najaar
Bonte strandloper	wormen	kreeftachtigen	winter	voorjaar	aug-mei	1-4	winter
Drieteen strandloper	slakken	kreeftachtigen	winter	voorjaar	mei, aug-nov	1-4	winter
Kluut	wormen	kreeftachtigen	zomer	voorjaar	jul-nov	1-3	voorjaar
Rosse grutto	slakken	tweekleppigen, slakken	voorjaar	winter	mei, aug-sept	1	winter, voorjaar
Zilverplevier	wormen	tweekleppigen	voorjaar	winter	mei, aug-nov	1-3	winter
Steenloper	wormen	Kreeftachtigen, tweekleppigen, slakken	voorjaar	najaar	aug-jan	1-3	najaar, winter, voorjaar

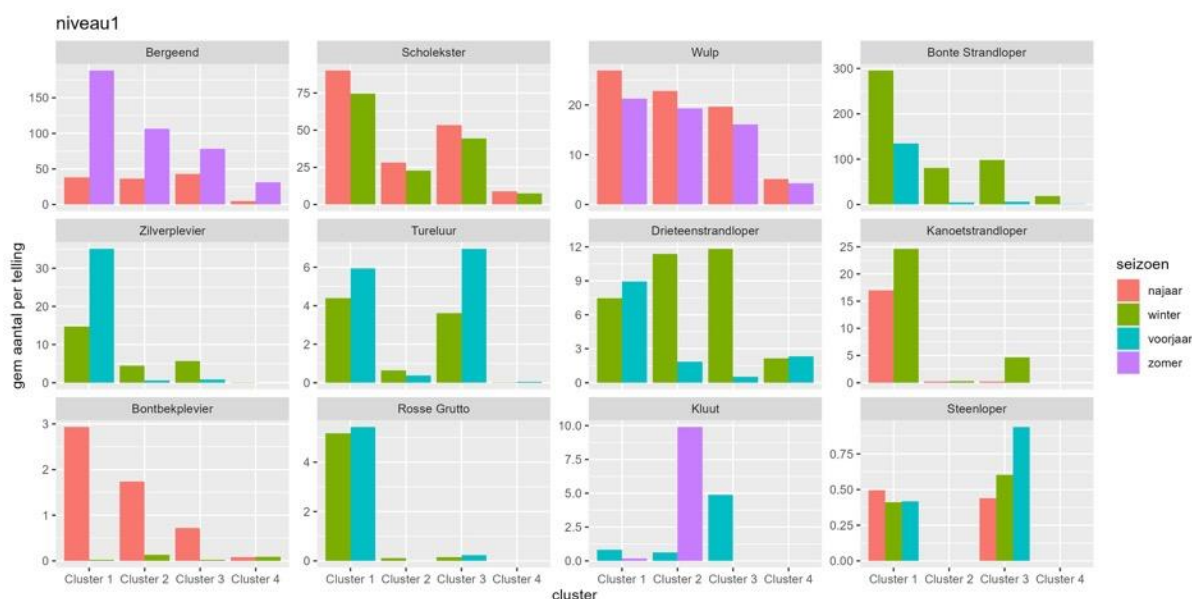


Een eerste verkenning van de aan/afwezigheid per soort in de aggregatie units (niveau 1) per telronde (figuur 3.5) geeft aan dat voor alle soorten behalve bergeend, scholekster en wulp er veel meer tellingen zijn waar de soorten niet werden aangetroffen dan wel. En zelfs indien aanwezig, is het gemiddeld aantal getelde vogels per soort per telronde (figuur 3.6) vaak laag. Uit figuur 3.5 en 3.6 blijkt ook dat voor de piekperiodes per soort zoals vooropgesteld in tabel 3.4, nog een groot aantal afwezigheden (aggregatie units waarin de soort niet is waargenomen in een telronde) en lage aantallen worden waargenomen. Sommige soorten komen ook niet of sporadisch voor in bepaalde geografische clusters. Als gevolg van deze observaties is er voor een aantal soorten verdere beperking nodig van de meegenomen seizoenen en clusters in de analyses. Er is namelijk regelmatig sprake van een te grote representatie van nul waarnemingen (een volledig seizoen of een volledige cluster met nul waarnemingen), wat de analyses bemoeilijkt. Dergelijke gegevens zijn immers niet informatief voor de analyses omdat quasi een volledig seizoen of cluster uit nultellingen bestaat. In tabel 3.4 is daarom per vogelsoort ook de uiteindelijke selectie van seizoenen en clusters samengevat die zijn meegenomen in de analyses (laatste twee kolommen). Merk op dat in deze selectie (informatieve) nultellingen binnen de geselecteerde seizoenen en clusters nog steeds zijn meegenomen. Er dient ook opgemerkt te worden dat betreffende periode selectie betrekking heeft op analyses met uitsluitend de abiotische variabelen en verstoring & afstand tot HVP's (dus exclusief macrofauna gegevens; zie module 1 in §4.5). Voor de analyses mét macrofauna gegevens dient nog een verdere beperking te worden opgelegd (zie hieronder). Voor Bonte strandloper komt enkel de winter in aanmerking voor verdere analyse en voor Bontbekplevier enkel het najaar. Voor Zilverplevier en Drieteenstrandloper is de verdeling van de aantallen tussen clusters verschillend afhankelijk van het seizoen. Hier is ervoor gekozen om enkel het seizoen met de meest homogene verdeling mee te nemen, namelijk de winter. Om dezelfde reden is voor Kluut enkel het voorjaar meegenomen. Daarnaast is het ook enkel voor Bergeend, Scholekster, Wulp, Bonte strandloper en Drieteenstrandloper nuttig om cluster 4 mee ten nemen in de analyses. De andere soorten komen niet of heel zelden voor in cluster 4. Voor Steenloper is de analyse op basis van voorkomen verder beperkt tot cluster 1 en 3 en voor Kanoetstrandloper en Rosse Grutto enkel tot cluster 1.

Bij de regressieanalyses mét macrofauna gegevens zijn voor alle vogelsoorten alleen de gegevens uit het najaar en de winter gebruikt (de onderbouwing daarvoor is beschreven in §4.2).



Figuur 3.5. Aanwezigheid (volle kleur) en afwezigheid (doorschijnend) van vogelsoorten in de aggregatie units (niveau 1) per seizoen en cluster, gemiddeld over teldagen, telrondes en aggregatie units.



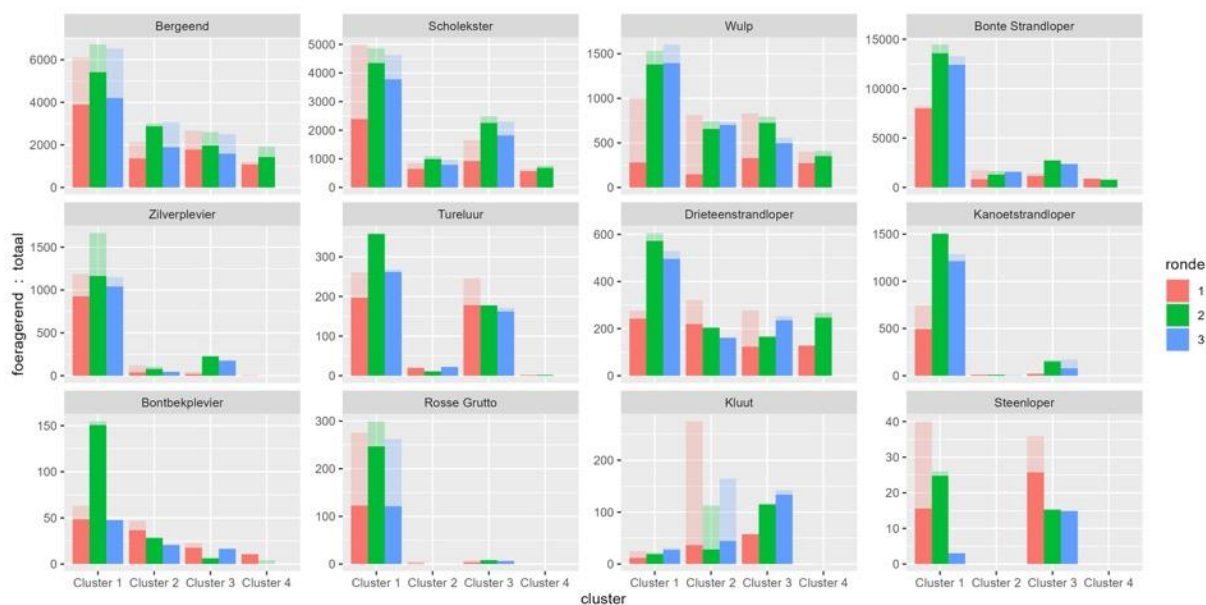
Figuur 3.6. Aantal vogels (inclusief nultellingen (= afwezig)) in de aggregatie units (niveau 1) per seizoen en cluster, gemiddeld over teldagen, telrondes en aggregatie units.

3.6.5 Aantal foeragerende vogels

In figuur 3.7 wordt verder ingegaan op het aantal foeragerende versus niet foeragerende vogels uitgesplitst over de telrondes. Voor bijna alle soorten werd het overgrote deel van de getelde vogels gemarkeerd als foeragerend. De meest opvallende uitzondering is het percentage niet foeragerende vogels voor Kluut in cluster 2. Een vergelijking van het aantal foeragerende vogels tussen telrondes geeft wel aan dat telronde 1 in cluster 1-3 vaak een



lager percentage aan foeragerende vogels (bijvoorbeeld scholekster, wulp en steenloper) heeft dan de daaropvolgende telrondes (zie figuur 3.7). In telronde 1 is op veel plaatsen slechts een beperkt deel van het slik bereikbaar omdat het water nog vrij hoog staat. Aanwezige vogels zitten dan vermoedelijk te rusten of te wachten tot het water verder is teruggetrokken en de foerageergebieden vrij komen te liggen. Omdat we in deze studie vooral geïnteresseerd zijn in foeragerende vogels, kon overwogen worden om vogels van telronde 1 (met een lager aandeel foeragerende individuen) uit de analyse te houden. Verkennende analyses laten echter zien dat er weinig verschil is in de resultaten indien de gegevens uit telronde 1 buiten de analyse worden gehouden. Daarom is uiteindelijk besloten om in de verdere analyses te werken met het totaal aantal vogels uit alle telronden en verder ook geen onderscheid te maken tussen foeragerende vogels of slapende/rustende vogels.



Figuur 3.7. Aantal foeragerende en niet-foeragerende vogels per cluster en per telronde, gemiddeld over seizoenen en teljaren. Vol = aantal foeragerend; doorzichtig = aantal niet foeragerend.

4 Resultaten uit de regressieanalyses

Dit hoofdstuk omvat **1)** de verdere voorbereidingen die genomen zijn om de gegevens af te stemmen op de statistische analyses, **2)** een beschrijving van de toegepaste statistiek en **3)** de bespreking van de resultaten uit de analyses. De bespreking van de resultaten is opgesplitst in een module voor de resultaten uit analyses die uitsluitend betrekking hebben op de abiotische variabelen, verstoring en afstand tot HVP's (module 1), en een module voor de resultaten uit analyses met inbegrip van macrofauna gegevens (module 2). De resultaten in dit hoofdstuk zijn een directe weergave van de uitkomsten uit de analyses. Voor een geïntegreerde ecologische interpretatie en discussie van de resultaten verwijzen we naar hoofdstuk 5.

4.1 Voorbereidingen

Het resultaat van de bewerkingsstappen zoals beschreven in hoofdstuk 3 is een dataset waarin het getelde aantal vogels binnen een aggregatie unit is gekoppeld aan de verschillende (afgeleide) verklarende variabelen. Op basis van verkennende statistiek (zie ook bijlage 5) zijn de transformaties van de variabelen meegegeven en is onderbouwd wat de best passende verklarende variabelen zijn om de regressieanalyses mee uit te voeren. In tabel 4.1 is een overzicht opgenomen met alle relevante variabelen, opgedeeld in categorieën, welke afkortingen we gebruiken in de resultaatbesprekingen, motivatie van de keuzes en aan welk aggregatieniveau een variabele is toegekend.

Tabel 4.1. Overzicht van eigenschappen en verklarende variabelen voor de verspreiding van vogels inclusief beschrijving van de motivatie of hypothese.

Categorie	Variabele	Afkorting	Motivatie van keuze - hypothesen	Aggregatie niveau
Aggregatie unit	niveau 1	niveau1	Aggregatie op lokaal niveau - de fijnst mogelijke resolutie met minimaal 2 macrofauna staalnamepunten, oppervlakte unit groter dan mediane telpolygoonoppervlakte en homogene ecotoop (n = 272)	niveau 1
Aggregatie unit	niveau 2	niveau2	Aggregatie over hoogte gradiënt - unit gekozen vanaf waterlijn tot schor (indien aanwezig) (n = 127)	niveau 2
Aggregatie unit	niveau 3	niveau3	Aggregatie van gelijksoortige hoogtegradiënten per vogeltelgebied (n= 46). Captatie van de geografische samenhang van de aggregatie units.	niveau 3



Aggregatie unit	cluster	cluster	4 clusters van vogelgebieden van west naar oost. Captatie van geografische samenhang en saliniteitsgradiënt.	cluster
Tijd	teljaar	teljaar	Elk teljaar loopt van juli tot juni van het daaropvolgende jaar. Captatie van temporele structuur.	
Tijd	seizoen	seizoen	najaar – winter – lente - zomer	
Tijd	telronde	telronde	Cluster 1-3: 3 telrondes: 1 uur, 3 uur en 5 uur na hoogwater Cluster 4: 2 telrondes: 1 uur en 4 uur na hoogwater Captatie van tijdsaspect en van telmethodiek.	
Ecotoop	totale oppervlakte beschikbaar areaal	Opp_B	Beschikbare oppervlakte slik per telronde berekend - de vogelsoorten zijn afhankelijk van de zachtsubstraatzones om te foerageren. Bij meer beschikbaar zacht substraat worden meer vogels verwacht.	niveau 1
Ecotoop	proportie beschikbaar laagdynamisch slik	Prop_LD_B	Proportie laagdynamisch areaal binnen het beschikbaar slik areaal - het voorkomen van de vogels wordt verondersteld vooral gestuurd te zijn door het laagdynamisch areaal. Deze zone is voedselrijker dan hoogdynamisch slik.	niveau 1
Ecotoop	proportie beschikbaar slibrijk laagdynamisch slik	Prop_S_LD_B	Proportie slibrijk areaal binnen het beschikbaar laagdynamisch slik. Deze zone is voedselrijker dan zandig/hoogdynamisch slik (maar minder algemeen) en wordt verwacht interessanter te zijn voor vogels.	niveau 1
Droogvalduur	gemiddelde droogvalduur	dvd_mean	Indicatief voor de gemiddelde hoogteligging t.o.v. laagwater. In interactie met de tijd t.o.v. hoogwater kan dit een indicatie geven van het volgen van de waterlijn om te foerageren.	niveau 1
Droogvalduur	range dvd laagdynamisch slik	dvd_range_LD	Verskil tussen hoogste dvd en laagste dvd in het laagdynamisch slik. Indicatief voor het tijdsvenster beschikbaar om te foerageren. Er worden meer vogels verwacht in gebieden met een grote range in droogvalduur.	niveau 2
Droogvalduur	spreiding dvd laagdynamisch	dvd_sp_LD	Maat voor range en gelijkmatige spreiding van elke droogvalduurklasse. Indicatief voor het tijdsvenster beschikbaar om te foerageren. Er worden meer vogels verwacht in gebieden met een grote spreiding in droogvalduur.	niveau 2
Droogvalduur	range dvd laagdynamisch slibrijk slik	dvd_range_S	Idem als voor laagdynamisch slik maar toegespitst op het slibrijk areaal.	niveau 2



Droogval- duur	spreading dvd laagdynamisch slibrijk slik	dvd_sp_S	Idem als voor laagdynamisch slik maar toegespitst op het slibrijk areaal.	niveau 2
Droogval- duur	slikvorm	slikvorm	Indicatie van de mate van bol, egaal hellend of hol slik; holle slikken, met meer lage hoogdynamische/zandige habitats, zijn verwacht minder interessant te zijn	niveau 2
Verstoring	verstoringscategorie	verstoring	Inschatting van de mate van verstoring. Bij meer verstoring worden minder vogels verwacht.	niveau 1
Hvp's	afstand tot hvp	dist_hvp	Afstand tot dichtsbijzijnde hoogwatervluchtplaats; Verwachting is dat hoe verder weg van hvp, hoe minder vogels.	niveau 1
Macrofauna	biomassa per voedselgroep	biom_groep	Per aggregatie unit gemiddelde biomassa per voedselgroep - de vogelsoorten hebben afzonderlijk specifieke voedselvoorkeuren waardoor de relevante soortgroepen gebruikt kunnen worden voor de analyse. Beperkte dataset omdat macrofaunagegevens zijn niet dekkend beschikbaar zijn. Er wordt verwacht dat er meer vogels zijn bij hogere biomassa soortspecifieke voedselvoorkeur.	niveau 1
Macrofauna	totale biomassa	biom_tot	Per aggregatie unit gemiddelde totale biomassa over voedselgroepen. Beperkte dataset omdat macrofaunagegevens zijn niet dekkend beschikbaar zijn. Er wordt verwacht dat er meer vogels zijn bij hogere totale macrofaunabiomassa.	niveau 1
Macrofauna	slibgehalte	D50	Mediane korrelgrootte is een maat voor het slibbig dan wel zandig karakter van het sediment. Slibbig sediment (lage D50) wordt verondersteld hogere biomassa's aan macrofauna te huisvesten en dus meer vogels aan te trekken.	niveau 1

4.2 Controle op correlaties tussen variabelen

Voorafgaand aan de regressieanalyses is gecontroleerd in hoeverre variabelen onderling gecorreleerd zijn (multicollineariteit). In bijlage 5 is in meer detail beschreven wat de uitkomsten daarvan zijn. In deze paragraaf zijn de belangrijkste uitkomsten samengevat.

Indien sprake is van een sterke onderlinge correlatie, dan mogen deze variabelen niet gelijktijdig in een regressieanalyse worden meegenomen. Om dit te onderzoeken is de *Generalized Variance Inflation Factor* (hierna GVIF) berekend en/of zijn er paarsgewijze correlaties uitgevoerd. De GVIF factor geeft per variabele een inschatting van de



gemiddelde correlatie met de overige variabelen en is bij voorkeur niet hoger zijn dan 2 (zie nadere toelichting bijlage 5). Deze controle is uitgevoerd voor drie onderdelen:

1) Multicollineariteit tussen omgevingsvariabelen (analyse module 1)

Zowel voor range als voor spreiding is er een sterk verband tussen de waarde voor het laagdynamisch en de waarde voor het slibrijk areaal. Uit verkennende analyses blijken er sterkere verbanden met de range of spreiding in het slibrijk areaal dan in het totaal laagdynamisch areaal. Daarom wordt enkel de range of spreiding van de droogvalduur in het slibrijk areaal verder meegenomen in de analyses. Range in droogvalduur en spreiding in droogvalduur kunnen echter niet samen worden geanalyseerd omdat ze ook te sterk gecorreleerd zijn. Omdat we *a priori* geen keuze kunnen maken welk van de twee variabelen het meest de abundanties van de soorten beïnvloedt, wordt afzonderlijk een analyse uitgevoerd inclusief range en een analyse inclusief spreiding. Voor de soorten kanoet, rosse grutto en steenloper is de collineariteit tussen beschikbare totale slikoppervlakte (opp_B_log) en de gemiddelde droogvalduur (dvd_mean) van het slik te hoog. Dat geldt ook voor de collineariteit tussen de proportie slibrijk areaal binnen het beschikbaar laagdynamisch (prop_S_LD_B) en de range of spreiding in droogvalduur in het slibrijk areaal (dvd_range_S, dvd_sp_S). *Voor deze soorten is de set van verklarende variabelen verder gereduceerd door prop_S_LD_B en dvd_mean te verwijderen.*

2) Macrofauna groepen (analyse module 2)

Uit paarsgewijze correlaties blijkt dat tweekleppigen en wormen onderling relatief sterk gecorreleerd zijn (zie bijlage 5). Doordat deze twee voedselgroepen de grootste biomassa's bevatten zijn ze ook sterk gecorreleerd aan de totale biomassa. In een eerste verkenning is de aan/afwezigheid van de vogelsoorten in relatie tot de biomassa van de afzonderlijke macrofaunagroepen onderzocht, en in relatie tot de totale biomassa. Hieruit blijken niet echt duidelijke verbanden met de *a priori* vooropgestelde primaire en secundaire voedselbronnen voor elke vogelsoort. De meeste vogelsoorten vertonen wel een positief verband met tweekleppigen en met de totale biomassa (waarvan tweekleppigen veruit de grootste fractie uitmaken). Op basis van deze verkennende verbanden is beslist om voor alle vogelsoorten alleen de relatie met de totale biomassa verder te analyseren.

Voorts is gebleken dat de relatie tussen aan/afwezigheid van de vogels en de totale biomassa aan macrofauna kan verschillen tussen de seizoenen (merk hierbij op dat macrofauna gegevens alleen voor het najaar voorhanden zijn). Om variatie in de resultaten te minimaliseren, is daarom enkel verder gewerkt met vogeltellingen uit het najaar en de winter. Dit zijn de seizoenen die het dichtst aanleunen tegen het tijdstip waarop de macrofauna gemeenschap is bemonsterd. Deze keuze heeft als consequentie dat er voor kluut geen verdere analyses in relatie tot macrofauna mogelijk is, omdat de soort maar heel sporadisch voorkomt in de Westerschelde in najaar en winter.



3) Multicollineariteit tussen omgevingsvariabelen, macrofauna en sediment (analyse module 2)

Eventuele multicollineariteit tussen omgevingsvariabelen, macrofauna en sediment is op twee schaalniveaus onderzocht: 1) op het niveau van aggregatie units in een ruimtelijk beperkte dataset en 2) met geëxtrapoleerde macrofauna gegevens per ecotooptype op het niveau van het volledige studiegebied.

Op het *schaalniveau van aggregatie units* blijkt de totale biomassa macrofauna niet sterk gecorreleerd met de ecotoopvariabelen. Wel is er een vrij sterke correlatie tussen de mediane korrelgrootte van het sediment en de proportie aan beschikbaar laagdynamisch areaal, de proportie beschikbaar slibrijk areaal en de range in droogvalduur in het slibrijk. *Daarom wordt in de analyses met macrofauna biomassa gebruik gemaakt van de mediane korrelgrootte, en worden de hiermee gecorreleerde variabelen niet meegenomen.*

Op het schaalniveau van geëxtrapoleerde macrofauna gegevens over het hele studiegebied blijkt een sterke correlatie tussen de macrofauna biomassa en de mediane korrelgrootte van het sediment. *De mediane korrelgrootte wordt daarom niet verder meegenomen in de analyses met geëxtrapoleerde macrofauna data.*

Ook is de multicollineariteit tussen beschikbaar laagdynamisch areaal, beschikbaar slibrijk areaal en de totale macrofauna biomassa te sterk. *De variabelen voor 'beschikbaar laagdynamisch areaal' en 'beschikbaar slibrijk areaal' worden daarom niet meegenomen in de analyses met geëxtrapoleerde waarden voor macrofauna biomassa.*

4.3 Aanpak 'Generalized Linear Mixed Models'

Een uitgebreide beschrijving van de 'Generalized Linear Mixed Models' (GLMM) is opgenomen in Bijlage 6. Hieronder worden de belangrijkste aspecten kort toegelicht.

Lineaire regressies

Het effect van de mogelijke verklarende variabelen op aan-/afwezigheid of het aantal individuen in een aggregatie unit wordt ingeschat aan de hand van GLMM's. Zoals de naam (linear) aangeeft gaat de techniek uit van lineaire verbanden, maar door het toevoegen van polynomen kunnen ook niet lineaire verbanden (b.v. een optimum) onderzocht worden.

Analyse modules

In een eerste fase (module 1) worden analyses uitgevoerd zonder rekening te houden met de gegevens voor biomassa van macrofauna. De data voor macrofauna biomassa zijn slechts beschikbaar voor een subset van de gebieden waar vogels zijn geteld. Daarom worden in eerste instantie analyses uitgevoerd zonder de biomassa gegevens om zo het volledige potentieel van de vogeltellingen te kunnen benutten.

In een tweede fase (module 2) worden vervolgens analyses uitgevoerd waarbij de biomassa gegevens voor macrofauna wel worden meegenomen, evenals gegevens voor de sedimentsamenstelling. Deze gegevens worden op twee manieren verwerkt. Eerst worden analyses uitgevoerd waarbij de dataset beperkt wordt tot die gebieden (aggregatie units) waarvoor gegevens voor biomassa voorhanden zijn (met een bijkomende restrictie



dat er minstens twee macrofauna monsterpunten in de geselecteerde aggregatie units moeten liggen). Vervolgens worden ook analyses uitgevoerd waarbij de macrofauna biomassa gegevens worden geëxtrapoleerd naar het volledige studiegebied op basis van de relatie tussen macrofauna biomassa en ecotooptype per cluster (zie paragraaf §3.3).

Onafhankelijke variabelen

De omgevingsvariabelen die worden meegenomen in de analyses zijn opgenomen in tabel 4.1. Zoals reeds aangegeven, kunnen range in droogvalduur en spreiding in droogvalduur niet samen worden geanalyseerd omdat ze te sterk gecorreleerd zijn en wordt er afzonderlijk een analyse uitgevoerd inclusief range en een analyse inclusief spreiding van de droogvalduur in het slibrijk laagdynamisch areaal. Voor de gemiddelde droogvalduur (gemiddelde hoogte van het slik ten opzichte van laagwater) en voor de slikvorm (hol/bol) wordt er ook nagegaan of er een unimodaal verband (een optimum) is met het voorkomen van de soorten. Er wordt ook een interactie term toegevoegd tussen tijdstip en gemiddelde droogvalduur. Met deze interactie kan er nagegaan worden of er zich een verschuiving voordoet in de hoogte waarop de meeste vogels zich bevinden met afgaand tij. In module 2 worden totale macrofauna biomassa en mediane korrelgrootte van het sediment (D50) toegevoegd aan de variabelen. Hierdoor worden, afhankelijk van de analyse, een aantal van de omgevingsvariabelen niet meegenomen door te hoge collineariteit (zie verkennende analyses, §4.2).

Naast de omgevingsvariabelen, macrofauna biomassa en sedimentsamenstelling worden ook factoren toegevoegd die de ruimtelijke en temporele samenhang van de dataset meenemen. De belangrijkste hiervan zijn cluster (west – oost gradiënt, ruimtelijke samenhang) en seizoen (lente, zomer, herfst, winter; temporele samenhang). Voor verdere details, zie bijlage 6.

Afbouwen van modellen

Uitgaande van een maximaal model dat alle, niet gecorreleerde variabelen bevat, worden modellen afgebouwd tot een uiteindelijk model waarin enkel de relevante, verklarende variabelen zijn behouden. Dit gebeurt aan de hand van vergelijking van AIC-waarden (Akaike Information Criterion). Voor verdere uitleg, zie bijlage 6.

4.4 Resultaten module 1

In module 1 zijn regressies uitgevoerd waarbij de aan/afwezigheid en de aantallen vogels verklaard zijn vanuit abiotische variabelen (droogvalduur, ecotopen en sediment) en variabelen zoals verstoring en afstand tot HVP's. Hieronder worden enkel de analyses besproken waarin de *range* in droogvalduur in het slibrijk areaal (dvd_range_S) is meegenomen en niet de *spreiding* in droogvalduur in het slibrijk areaal (dvd_sp_S).

Uit de analyses kwam naar voor dat dvd_sp_S nooit een duidelijk beter passend model (op basis van vergelijking aan de hand van AIC-waarden, zie bijlage 6) opleverde dan dvd_range_S. De informatie die in de spreiding in droogvalduur vervat zit, zit ook vervat in de combinatie van range in droogvalduur en slikvorm. Die laatste combinatie heeft meer verklarend potentieel dan spreiding in droogvalduur.



Per soort werden twee analyses uitgevoerd in module 1: één analyse op aan/afwezigheid en één analyse op aantallen. Door het hoge aantal nultellingen (afwezigheid van een soort in een aggregatie unit tijdens een telronde), bevatten ook de analyses op aantallen echter een deelmodel dat rekening houdt met aan/afwezigheid (zie bijlage 6). Het deelmodel op aantallen geeft in dat geval de verwachte aantallen *gesteld dat* de soort aanwezig is.

Voor alle soorten is een analyse uitgevoerd op enkel **aan/afwezigheid** (voor steenloper, kanoet en rosse grutto evenwel op een beperktere set aan variabelen wegens te hoge multicollineariteit). Voor de analyse met **aantallen** kon dit uitsluitend worden uitgevoerd voor bonte strandloper, drieteenstrandloper, kanoet, tureluur, zilverplevier, scholekster, wulp en bergeend. Door de relatief lage aantallen van bontbekplevier, steenloper, rosse grutto en kluut, bevat de dataset niet voldoende informatie om een analyse op aantallen te kunnen uitvoeren voor deze soorten.

4.4.1 Overzicht analyseresultaten

Een visuele weergave van de modelcoëfficiënten uit de uiteindelijke, afgebouwde modellen (na afbouwen van het maximale model met alle variabelen) wordt gegeven in figuur 4.1A (analyse op aan/afwezigheid) en 4.1B (analyse op aantallen). Negatieve waarden voor de coëfficiënten duiden op een negatief effect van gebiedskenmerken en *vice versa* voor positieve waarden. Negatieve waarden voor kwadratische termen (dvd_mean^2 , $slikvorm^2$) duiden op een unimodale respons met een optimum. Het belang van de variabelen kan ook onderling vergeleken worden (er is met herschaalde variabelen gewerkt in de analyses; zie bijlage 5). Gebiedskenmerken met een grote absolute waarde voor de coëfficiënt, hebben een sterk positief of negatief effect. Voor kluut, rosse grutto en steenloper zijn de foutenmarges op de geschatte coëfficiënten over het algemeen vrij groot. Deze drie soorten komen dan ook het minst voor waardoor de onzekerheid van de resultaten groter is (met andere woorden, de dataset is voor deze soorten minder informatief).

In figuur 4.1A is te zien dat de belangrijkste positieve effecten op aan/afwezigheid worden vastgesteld voor de beschikbare oppervlakte aan slikareaal (opp_B_log), de proportie laagdynamisch beschikbaar areaal ($prop_LD_B$) en de range in droogvalduur in het slibrijk areaal (dvd_range_S). Duidelijke negatieve effecten zijn er voor de afstand tot hoogwatervluchtplaatsen ($dist_hvp$) en mate van verstoring. Voor tijdstip van de telling kan het effect positief of negatief zijn naargelang de soort. Verschillende soorten vertonen een optimum wat betreft vorm van het slik (hol of bol). De resultaten worden hieronder in meer detail besproken.

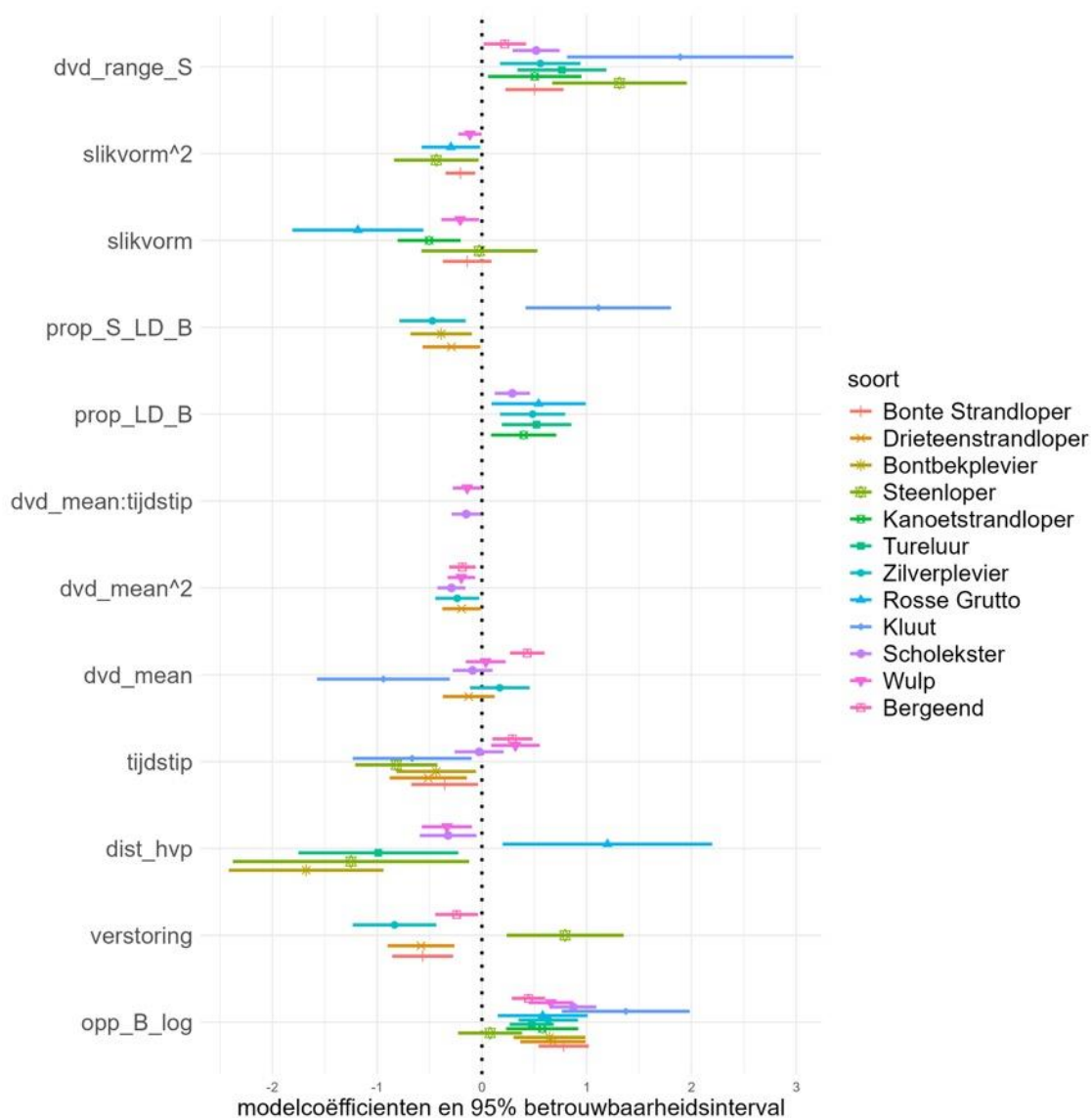
Zoals reeds vermeld, zijn analyses op aantallen niet uitgevoerd voor bontbekplevier, steenloper, rosse grutto en kluut, omdat voor deze soorten de aantallen te beperkt zijn. Wel zijn analyses op aantallen uitgevoerd voor bonte strandloper, drieteenstrandloper, kanoet, tureluur, zilverplevier, scholekster, wulp en bergeend. Voor de analyses op aantallen zijn 'zero-inflated' modellen gebruikt, wat inhoudt dat gelijktijdig een analyse gebeurt op aan/afwezigheid (zero-inflated submodel) en een analyse op de aantallen, gesteld dat de soort aanwezig is (conditional submodel). Dit is nodig omdat niet alle



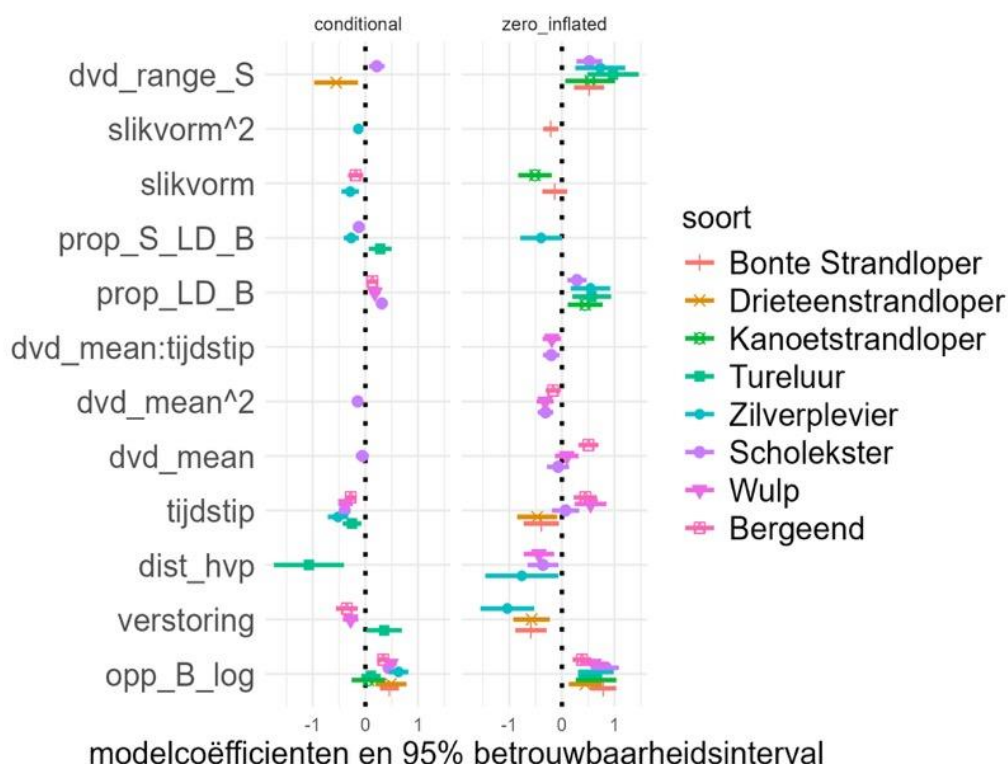
afwezigheden (aantal = 0) verklaard kunnen worden door een model puur gebaseerd op aantallen.

Figuur 4.1B toont dat de kleinere soorten (bonte strandloper, drieteenstrandloper en kanoet) vooral worden gestuurd door effecten op aan/afwezigheid (hoofdzakelijk sterke effecten in het 'zero-inflated' modeldeel) (met uitzondering van dvd_range_S voor drieteenstrandloper). Dit suggereert dat deze soorten zich hoofdzakelijk in groepen verplaatsen, zodat ze als groep ofwel aanwezig ofwel afwezig zijn op een bepaalde locatie en tijdstip. Voor grotere soorten worden ook de effectieve aantallen ('conditional' modeldeel) deels verklaard door de in rekening gebrachte gebiedskenmerken. Zo zullen er bijvoorbeeld hogere aantallen scholekster, wulpen en bergeenden worden waargenomen in gebieden met een groter aandeel aan laagdynamisch areaal (prop_LD_B). Ook voor de grotere soorten wordt een belangrijk deel van het voorkomen echter nog steeds verklaard door de aan/afwezigheid als groep.

In de volgende paragrafen worden de resultaten meer in detail besproken per gebiedskenmerk. Hierbij worden in eerste instantie de resultaten besproken *van de regressies met de kans op aan/afwezigheid van vogels*. Indien relevant of afwijkend, worden de resultaten uit de analyse op aantallen ook vermeld.



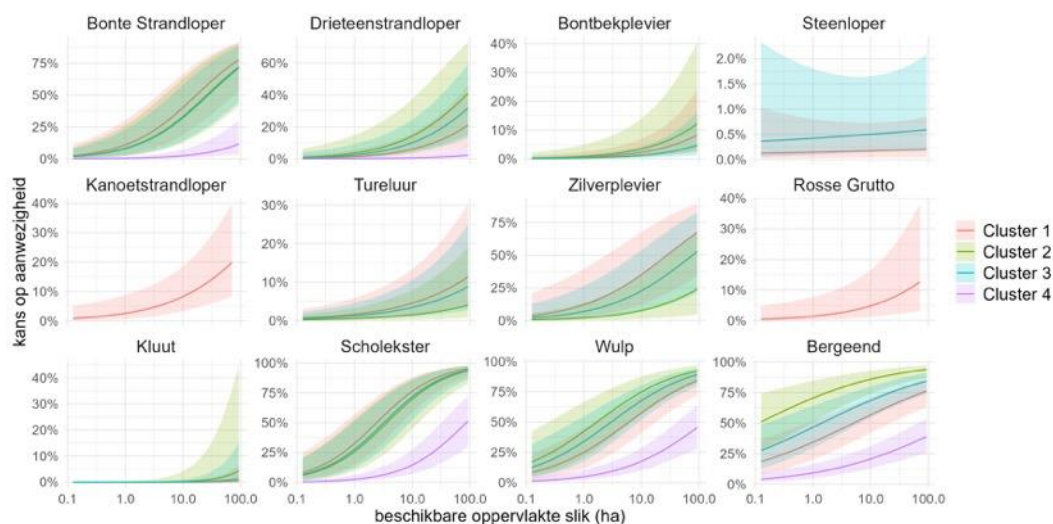
Figuur 4.1A. Model coëfficiënten voor **gebiedskenmerken** uit de uiteindelijke modellen op **aan/afwezigheid** na afbouwen van het maximale model op basis van AIC. Indien een variabele niet is weergegeven voor een bepaalde soort heeft die variabele geen invloed op de kans op aanwezigheid en werd die dus niet opgenomen in het uiteindelijke model voor die soort. De soorten zijn gerangschikt van klein (bonte strandloper) naar groot (bergeend).



Figuur 4.1B. Model coëfficiënten voor **gebiedskenmerken** uit de uiteindelijke modellen op **aantallen** na afbouwen van het maximale model op basis van AIC. Analyse op aantallen bestaat uit een modeldeel dat omgaat met de aantallen conditioneel op aanwezigheid van de soort (Conditional) en een modeldeel dat omgaat met de aan/afwezigheden om het overgroot deel van de nulwaarnemingen op te vangen (zero_inflated). Indien een variabele niet is weergegeven voor een bepaalde soort heeft die variabele geen invloed op de kans op aanwezigheid en werd die dus niet opgenomen in het uiteindelijke model voor die soort. De soorten zijn gerangschikt van klein (bonte strandloper) naar groot (bergeend).

4.4.2 Totale oppervlakte aan beschikbaar slikareaal

De beschikbare oppervlakte aan slikareaal heeft een positief effect op de kans op aanwezigheid van de onderzochte soorten (figuur 4.2), met uitzondering van steenloper. Voor een gegeven oppervlakte aan beschikbaar areaal kunnen er echter nog sterke verschillen optreden tussen de geografische clusters. Vooral in cluster 4 is de kans op aanwezigheid beduidend lager dan in de andere clusters (zie ook paragraaf 4.4.10). Dit geldt voor alle soorten waarvoor cluster 4 werd meegenomen in de analyses. Er valt ook op te merken dat de grotere soorten (scholekster, wulp en bergeend) ook aanwezig kunnen zijn wanneer er zo goed als geen slikareaal droog ligt (telronde 1, kort na hoogwater). Vooral voor bergeend, die zich ook op het open water kan bevinden, is dit goed verklaarbaar. In cluster 4, waar de kans op aanwezigheid duidelijk lager ligt (zie ook paragraaf 4.4.10), is dit effect minder zichtbaar.

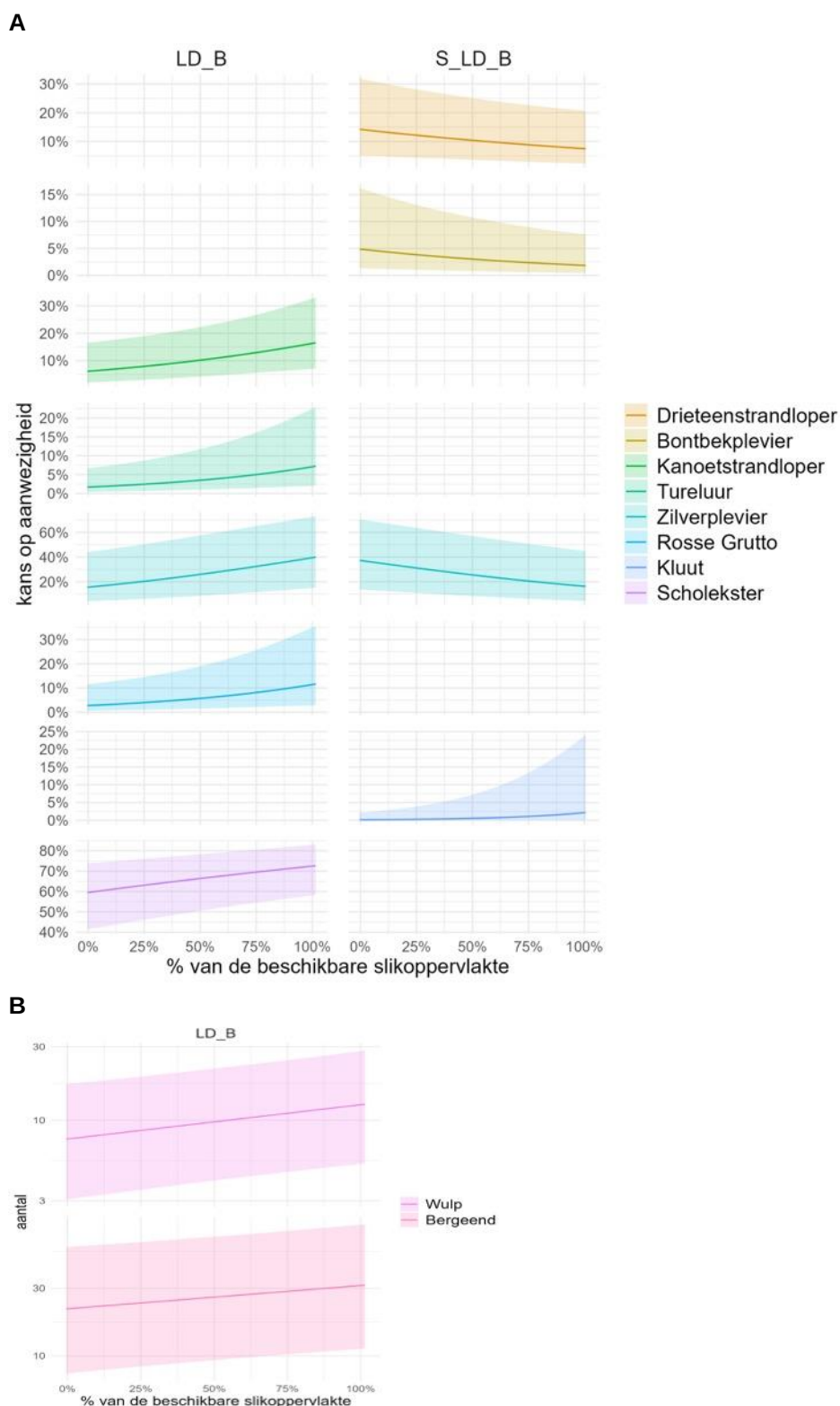


Figuur 4.2. Kans op aanwezigheid in relatie tot de totale beschikbare oppervlakte slikareaal en geografische cluster (cluster 1 = richting monding, cluster 4 = richting bovenloop).

4.4.3 Proportie (slibrijk) laagdynamisch beschikbaar areaal

De proportie laagdynamisch areaal heeft een positief effect op de kans op aanwezigheid van kanoet, tureluur, zilverplevier, rosse grutto en scholekster (figuur 4.3A). Aanvullend is er een positief effect op de aantallen van wulp en bergeend (figuur 4.3B).

De proportie slibrijk areaal, daarentegen, lijkt in het laagdynamisch voor drieteenstrandloper, bontbekplevier en zilverplevier een negatief effect te hebben op de aanwezigheid (figuur 4.3A). Van drieteenstrandloper is bekend dat ze een voorkeur hebben voor meer zandige delen om te foerageren. Ook bontbekplevier en zilverplevier staan erom bekend niet in heel slibrijke delen te foerageren. De zilverplevier is op basis van deze resultaten eerder gebonden aan laagdynamische zandig ecotopen.

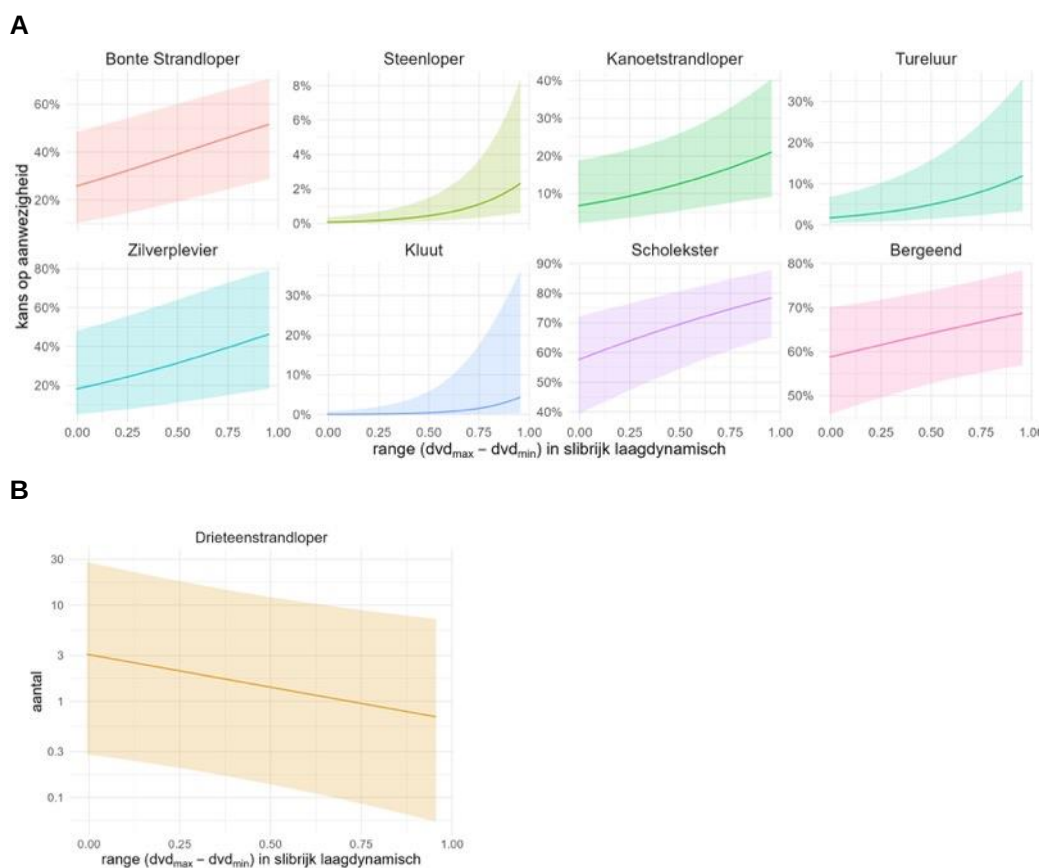


Figuur 4.3. A) Kans op aanwezigheid in relatie tot de proportie laagdynamisch beschikbaar areaal (LD_B) en de proportie slibrijk in het laagdynamisch areaal (S_LD_B). **B)** Aantallen in relatie tot de proportie laagdynamisch beschikbaar areaal (LD_B). Resultaten zijn uitgemiddeld over de clusters.



4.4.4 Range in droogvalduur in het slibrijk areaal

Voor de soorten in figuur 4.4A is de range in droogvalduur in het slibrijk areaal (dvd_range_S) positief gecorreleerd aan de kans op aanwezigheid (zowel kleine als grote soorten). Daarentegen is er voor drieteenstrandloper en bontbekplevier (beiden kleinere soorten) geen positief effect van dvd_range_S en is er zelfs een negatief verband waargenomen met de proportie aan slibrijk areaal. Dat is echter verklaarbaar vanuit de preferenties van die soorten (zie hierboven). Voor drieteenstrandloper wordt dit bevestigd door een negatief effect van de range in droogvalduur in het slibrijk areaal (dvd_range_S) op de aantallen (figuur 4.4B). Voor zilverplevier lijken de resultaten wat tegenstrijdig, aangezien er een negatief effect is van de proportie aan slibrijk areaal maar een positief effect van de range in droogvalduur in het slibrijk areaal. Het valt echter niet uit te sluiten dat er ook een (sterker) positief effect is van de range in droogvalduur in het laagdynamisch zandig areaal. Voor kanoet, tureluur, zilverplevier en scholekster is er zowel een positief effect van de proportie laagdynamisch areaal als de range in droogvalduur in het slibrijk areaal.

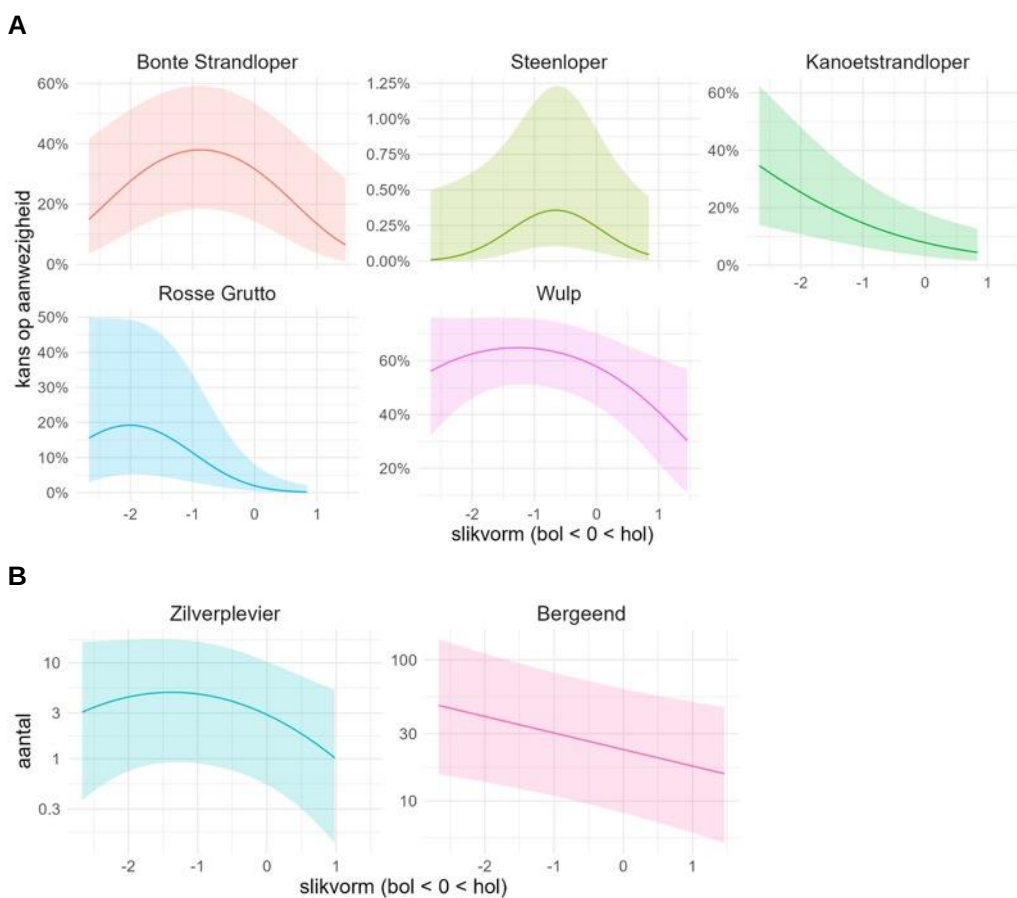


Figuur 4.4. A) Kans op aanwezigheid in relatie tot de range in droogvalduur in het slibrijk (laagdynamisch) areaal. B) Aantallen in relatie tot de range in droogvalduur in het slibrijk (laagdynamisch) areaal. Resultaten zijn uitgemiddeld over de clusters.



4.4.5 Slikvorm

Voor een aantal soorten (bonte strandloper, steenloper, rosse grutto en wulp) zijn er aanwijzingen dat licht tot matig bollende slikken de kans op aanwezigheid vergroten (figuur 4.5A). Voor kanoet lijken sterk bolle slikken de voorkeur te hebben. Ook voor de zilverplevier worden de hoogste aantallen geteld op lichtbolle slikken en op bolle slikken komen grotere aantallen bergeend voor (figuur 4.5B). Er zijn geen aanwijzingen dat holle slikken een positief effect kunnen hebben op de kans op aanwezigheid van de geanalyseerde soorten.



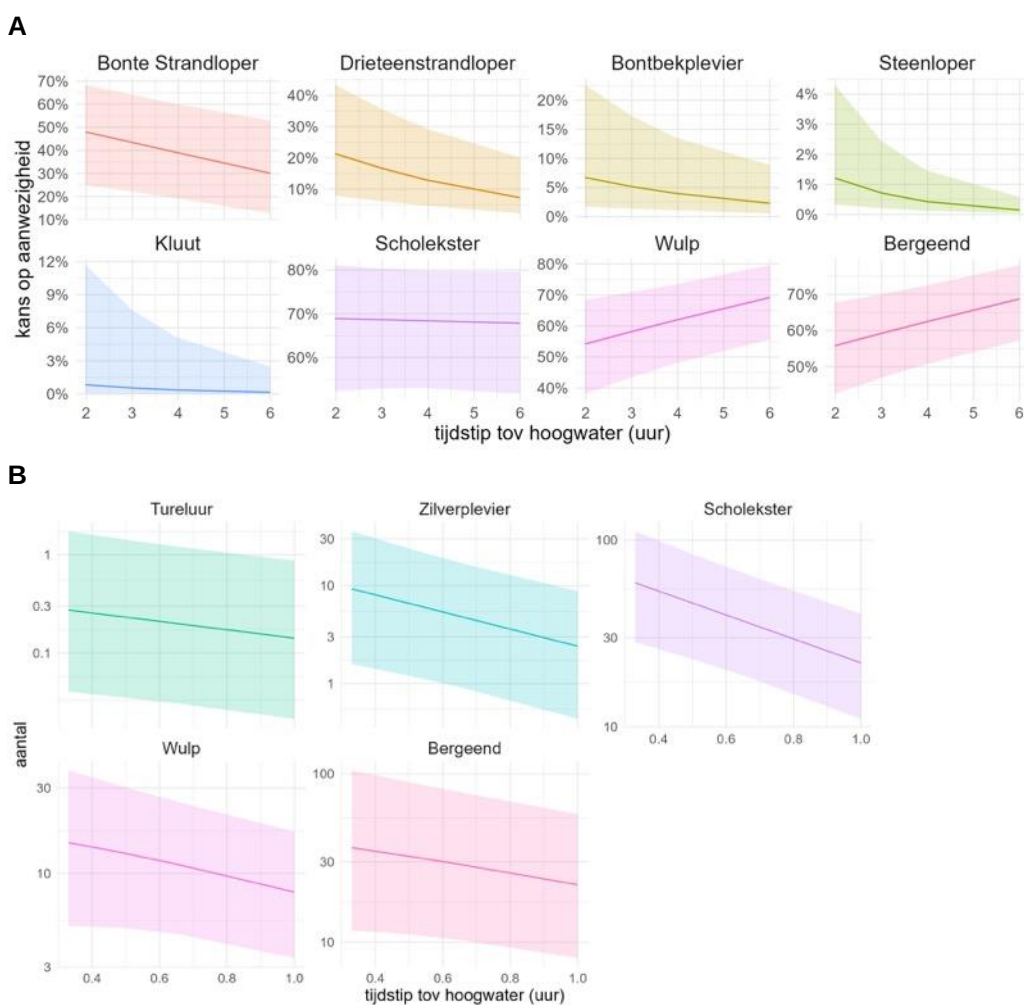
Figuur 4.5. **A)** Kans op aanwezigheid in relatie tot de slikvorm. **B)** Aantallen in relatie tot de slikvorm. Negatieve waarden geven aan dat een het slik bol (convex) is, positieve waarden geven aan dat het slik hol (concaaf) is. Resultaten zijn uitgemiddeld over de clusters.

4.4.6 Tijdstip telling ten opzichte van hoogwater

Voor de soorten in figuur 4.6A is er een effect van het tijdstip waarop de telling is uitgevoerd op de kans op aanwezigheid. Opvallend is dat kleinere soorten (bonte strandloper, drieteenstrandloper, bontbekplevier en steenloper) een hogere kans op aanwezigheid hebben kort na hoogwater, terwijl de grotere soorten geen relatie vertonen (scholekster) of net vaker voorkomen bij laagwater (wulp en bergeend). De analyse op aantallen (mits



aanwezig) bevestigt dit patroon voor de grote soorten (figuur 4.6B). In het 'zero-inflated' modeldeel van deze gecombineerde analyse, dat het effect op aan/afwezigheid weergeeft (zie §4.3; figuur 4.1B), blijft het patroon dat wordt waargenomen in de enkelvoudige analyse op aan/afwezigheid voor wulp en bergeend behouden. Wanneer gekeken wordt naar het specifieke effect op de aantallen ('conditional' modeldeel), zien we dat het patroon voor de grotere soorten (tureluur, zilverplevier, scholekster, wulp, bergeend) is omgekeerd: mits de soort aanwezig is, heeft het tijdstip ten opzichte van hoogwater een negatief effect op de aantallen.



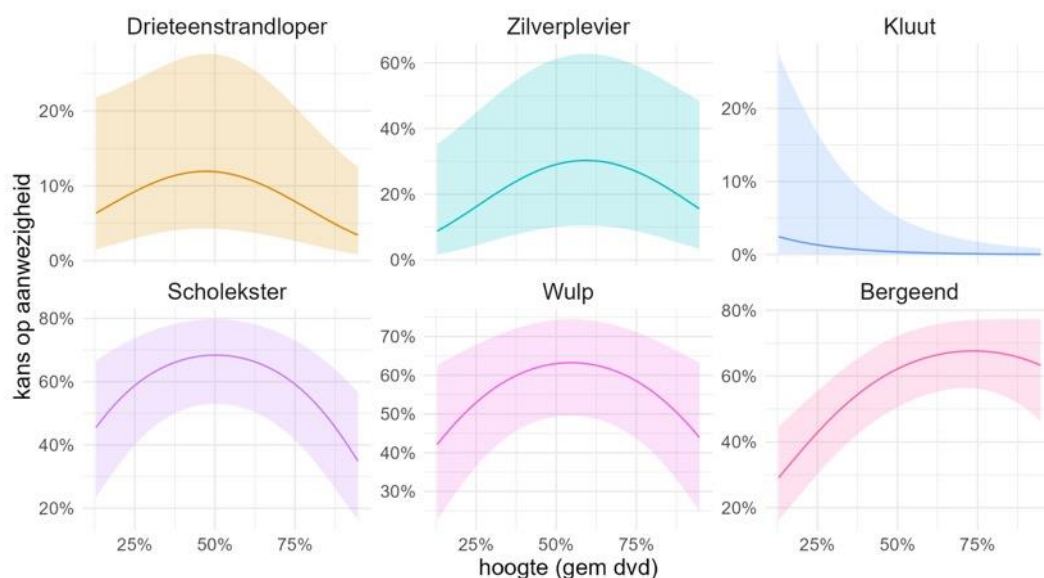
Figuur 4.6. A) Kans op aanwezigheid in relatie tot het tijdstip ten opzichte van hoogwater. **B)** Aantallen in relatie tot het tijdstip ten opzichte van hoogwater. In cluster 1 – 3 werden tellingen uitgevoerd ongeveer 1, 3, en 5 uur na hoogwater, in cluster 4 ongeveer 1 en 4 uur na hoogwater. Resultaten zijn uitgemiddeld over de clusters.

4.4.7 Hoogte van het slik (gemiddelde droogvalduur)

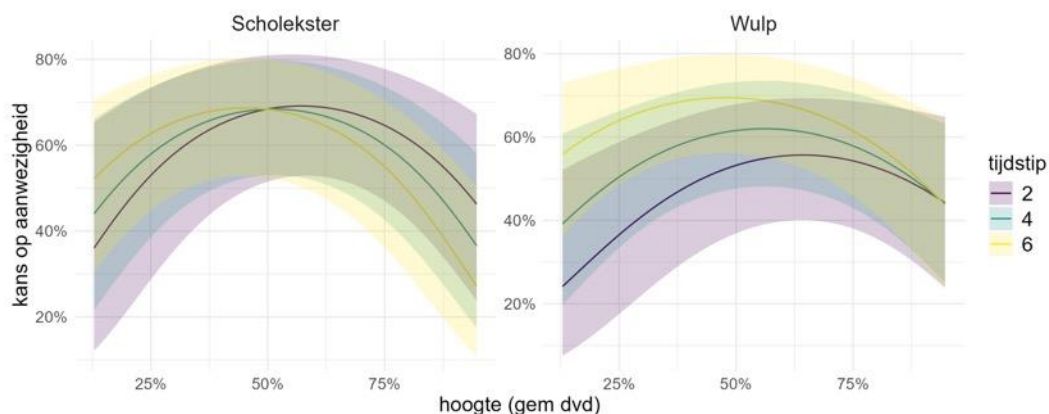
Voor drieteenstrandloper, zilverplevier, scholekster en wulp is de grootste kans op aanwezigheid op middelhoog slik (figuur 4.7). Kluut lijkt vooral laag op het slik aanwezig te zijn, terwijl bergeend zich vooral hoog op het slik bevindt. Voor scholekster en wulp is er



wel een interactie tussen hoogte en tijdstip ten opzichte van hoogwater. Voor beide soorten verschuift de aanwezigheid van hoog naar laag slik met afgaand tij (figuur 4.8), wat verwacht kan worden van soorten die tijdens het foerageren de waterlijn volgen. Deze resultaten worden bevestigd in de analyses op aantallen (resultaten niet getoond).



Figuur 4.7. Kans op aanwezigheid in relatie tot de hoogte (gemiddelde droogvalduur) van het slik. Resultaten zijn uitgemiddeld over de clusters.



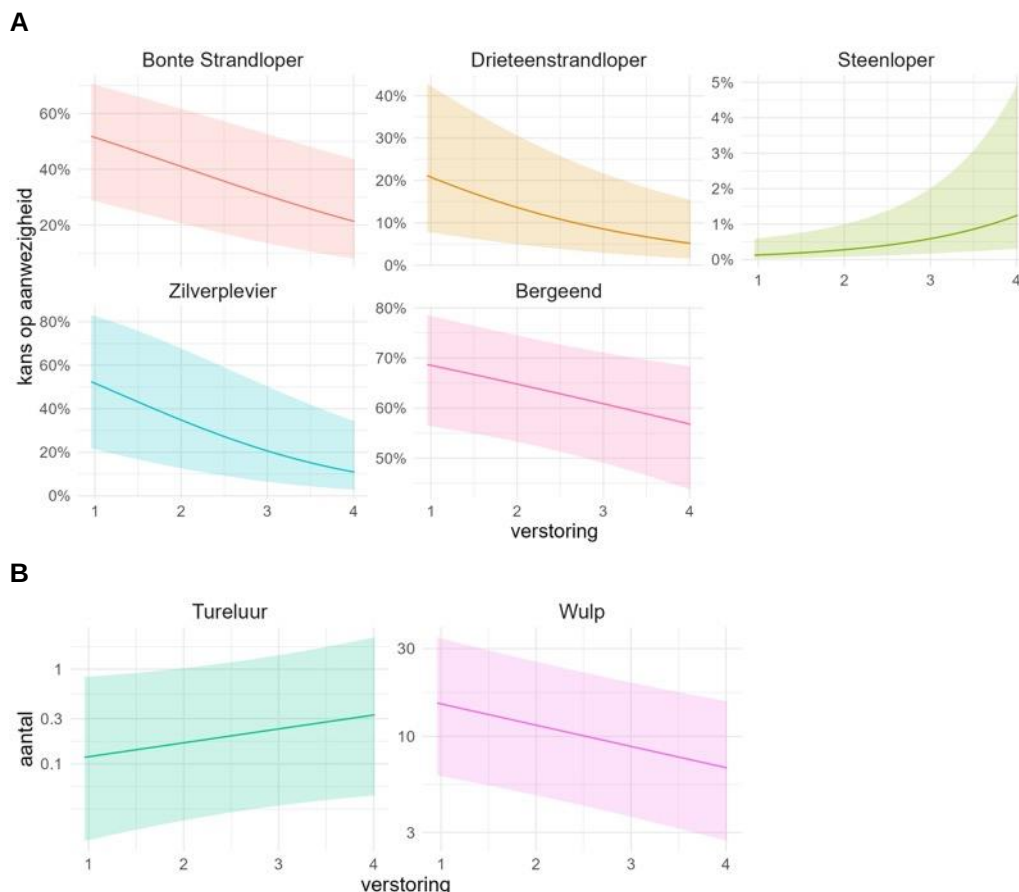
Figuur 4.8. Kans op aanwezigheid in relatie tot hoogte en tijdstip ten opzichte van hoogwater. Resultaten zijn uitgemiddeld over de clusters.

4.4.8 Mate van verstoring

De mate van verstoring heeft een negatief effect op de kans op aanwezigheid van bonte strandloper, drieteenstrandloper, zilverplevier en bergeend (figuur 4.9A). Steenloper lijkt daarentegen voor te komen op locaties met een hogere mate van verstoring. Een verklaring voor steenloper is dat deze vaak foerageert bij harde structuren, om daar prooidieren te



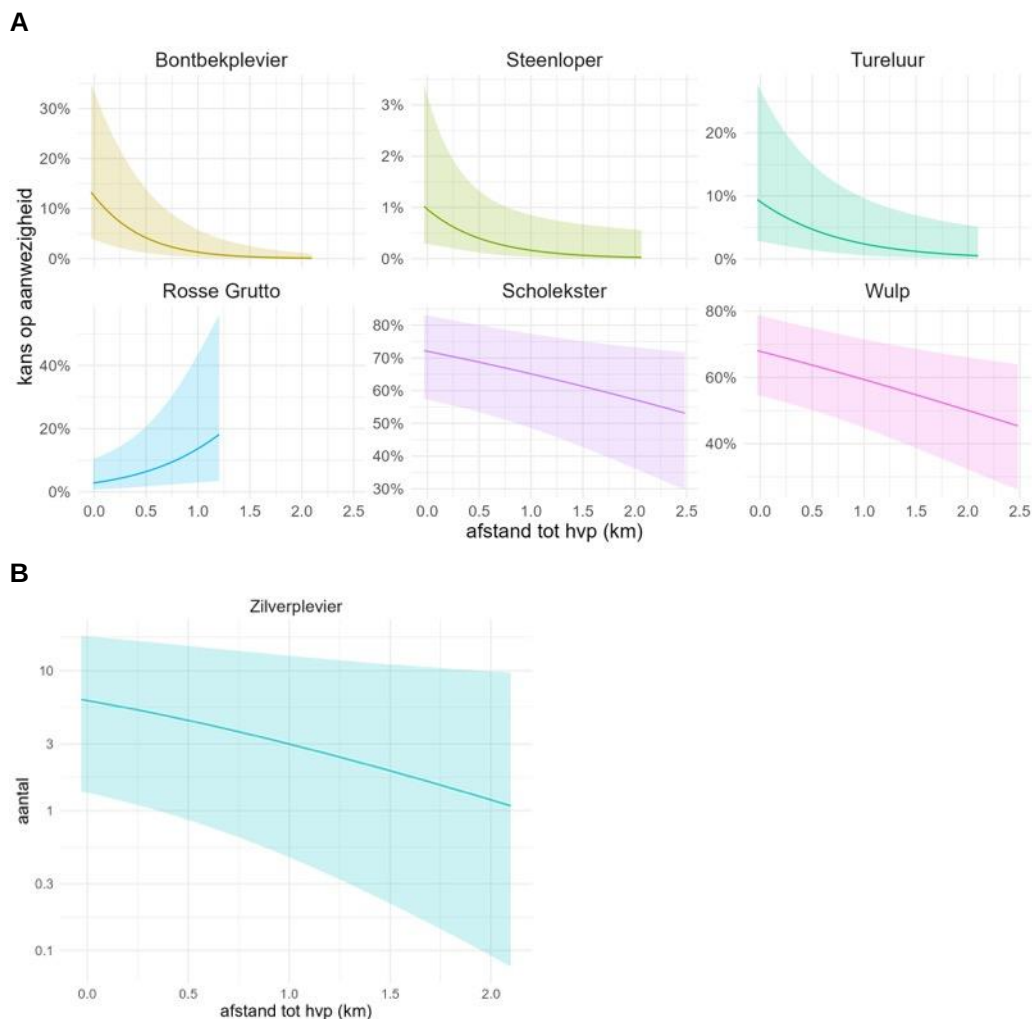
zoeken tussen organismen die zich hechten aan hard substraat. Voorbeelden zijn strekdammetjes, de verharde dijkvoet, palenrijen etc. Dat zijn plekken waar meer menselijke activiteit is te verwachten dan ergens midden op een drooggevalen slikplaat. Daarbij komt dat steenlopers er tevens bekend om staan weinig schuw te zijn. Aanvullend is er een (ogenschijnlijk) positief effect van verstoring op de aantallen van tureluur en een negatief effect op de aantallen van wulp (figuur 4.9B).



Figuur 4.9. A) Kans op aanwezigheid in relatie tot de mate van verstoring. B) Aantallen in relatie tot de mate van verstoring. Resultaten zijn uitgemiddeld over de clusters.

4.4.9 Afstand tot hoogwatervluchtplaats

Hoe groter de afstand tussen foerageergebieden en HVP's, des te kleiner de kans dat foeragerende vogels aanwezig zijn op drooggevalen slikken en platen. Dit verband komt duidelijk naar voren bij bontbekplevier, steenloper, tureluur, scholekster en wulp (figuur 4.10A). Alleen voor rosse grutto wordt ogenschijnlijk een omgekeerd verband gevonden. Deze soort wordt echter hoofdzakelijk waargenomen in gebieden die op minder dan anderhalve kilometer van een hoogwatervluchtplaats liggen (vooral bij de Hooge Platen, zie bijlage 3). Als we naar de regressie uitkomsten kijken op basis van aantallen, dan is er ook een negatief effect van afstand tot HVP's op het aantal zilverplevier (figuur 4.10B).



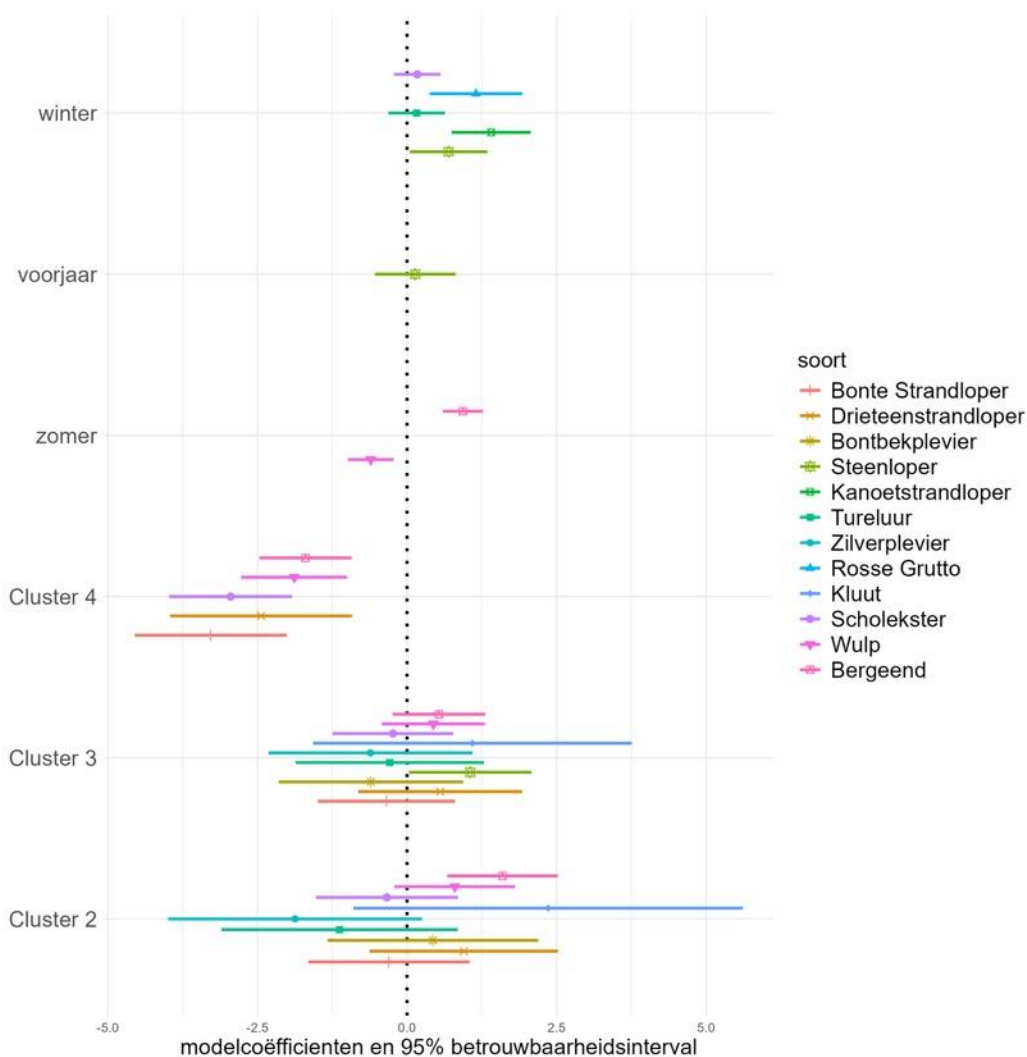
Figuur 4.10. A) Kans op aanwezigheid in relatie tot de afstand tot de dichtstbijzijnde hoogwatervluchtplaats. **B)** Aantallen in relatie tot de afstand tot de dichtstbijzijnde hoogwatervluchtplaats. Resultaten zijn uitgemiddeld over de clusters.

4.4.10 Verschillen tussen clusters en seizoenen

In figuur 4.11 worden, analoog aan figuur 4.1, de modelcoëfficiënten weergegeven voor de kans op aanwezigheid in functie van de geografische clusters en de seizoenen. Hieruit kunnen we opmaken dat er minder vogels in cluster 4 worden waargenomen (negatieve coëfficiënten voor cluster 4) dan in de andere clusters, maar dat dit niet kan worden toegeschreven aan verschillen in de onderzochte gebiedskenmerken. Overigens is dit verschil bij de vaste vogeltellers al langer bekend en zien ze in recente jaren juist een toename van met name scholekster aantallen. Zij opperen dat wellicht een basaal verschil in zoet-zout gradiënt een verklaring kan zijn voor het verschil tussen cluster 4 en clusters 1, 2 en 3. Overigens zijn er ook verschillen in telmethodes, dit wordt in §5.3.1 verder besproken.



Figuur 4.11 laat ook zien dat de kans op aanwezigheid voor de meeste soorten verschilt tussen de seizoenen (indien meerdere seizoenen zijn meegenomen in de analyse, zie tabel 3.4). Soorten die ook in de winter voorkomen vertonen een tendens tot lagere aanwezigheid tijdens de winter dan in het najaar of het voorjaar (de trekperiodes). Bergeend komt in de zomer meer voor dan in het najaar, wulp in de zomer minder dan in het najaar.



Figuur 4.11. Model coëfficiënten met betrekking tot verschillen tussen clusters en seizoenale verschillen uit de uiteindelijke modellen op **aan/afwezigheid** na afbouwen van het maximale model op basis van AIC. Effecten van cluster geven het verschil in kans op aanwezigheid weer relatief ten opzichte van cluster 1. Voor de seizoenen hangt het referentie seizoen voor vergelijking af van de soort (de meegenomen seizoenen verschillen voor de verschillende soorten; zie tabel 3.4).

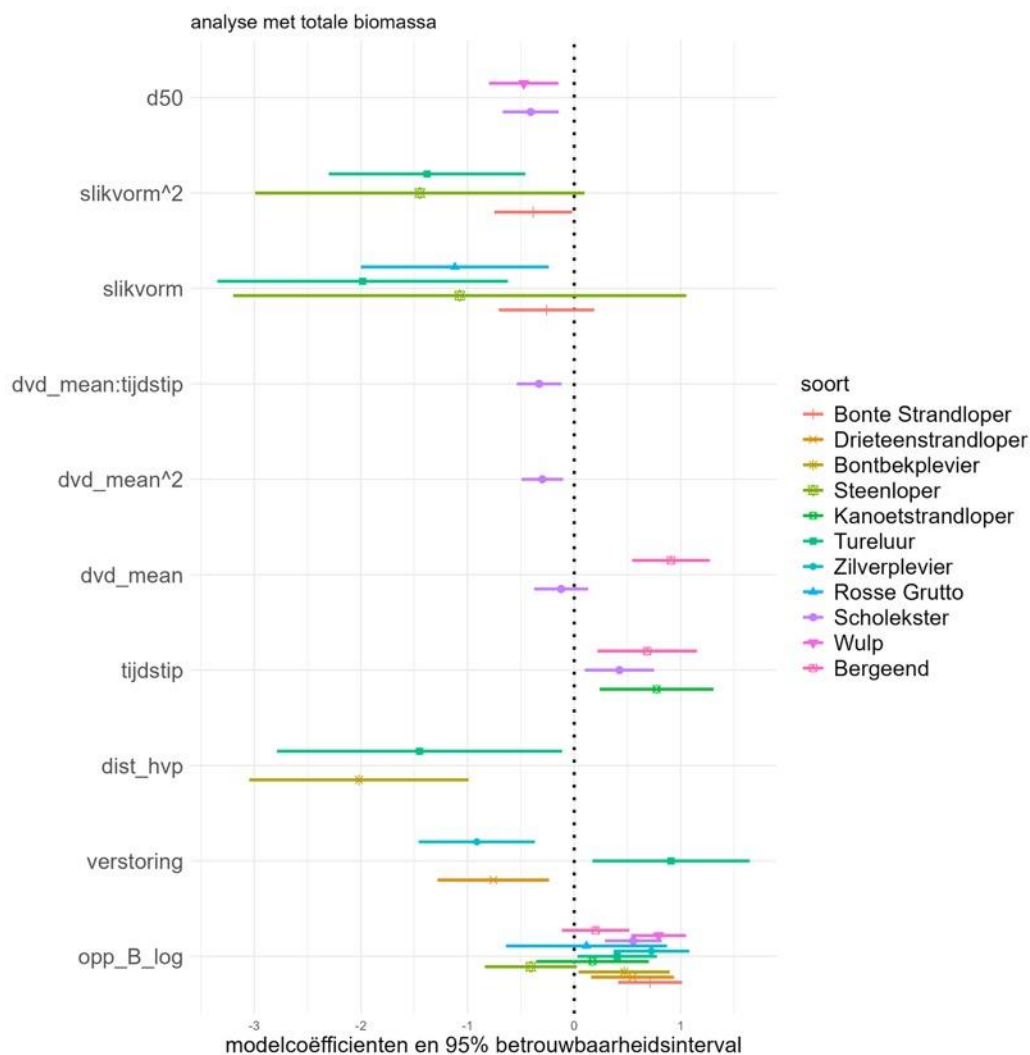


4.5 Resultaten module 2

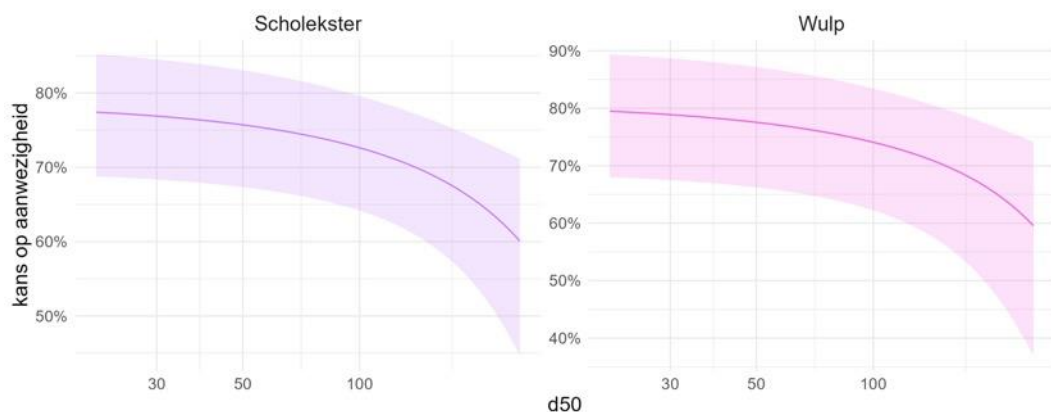
Module 2 betreft dezelfde benadering als module 1, maar dan met toevoeging van de macrofauna gegevens als extra verklarende variabele. Voor het inschatten van het belang van totale macrofauna biomassa zijn enkel analyses uitgevoerd op aan/afwezigheid van de vogelsoorten. Er is wel telkens een analyse uitgevoerd op de gemiddelde macrofauna biomassa en D50 per aggregatie unit (niveau 1), maar hierdoor op een dataset die beperkt is in de ruimte, en een analyse waarbij de macrofauna biomassa gegevens zijn geëxtrapoleerd naar het volledige studiegebied.

4.5.1 Analyse van macrofauna per aggregatie unit

Voor deze analyses werd dus maar een beperkt deel van de aggregatie units gebruikt, aangezien er niet voor alle aggregatie units gegevens voorhanden zijn van bodemdieren en slibgehalte. Een visuele weergave van de modelcoëfficiënten uit de uiteindelijke, afgebouwde modellen (na afbouwen van het maximale model met alle variabelen) wordt gegeven in figuur 4.12. Er zijn geen effecten van macrofauna biomassa gevonden op de kans op aanwezigheid van de onderzochte vogelsoorten (en model coëfficiënten voor biomassa aan bodemdieren zijn dus niet aanwezig in figuur 4.12). Voor scholekster en wulp is er wel een effect van sedimentsamenstelling (D50) (figuur 4.12). Voor deze soorten is er een lagere kans op aanwezigheid in meer zandige gebieden (figuur 4.13). Voor de effecten van de overige gebiedskenmerken verwijzen we naar de resultaten uit module 1 (paragraaf 4.4).



Figuur 4.12. Model coëfficiënten voor verklarende omgevingsvariabelen uit de uiteindelijke modellen op kans op aan/afwezigheid na afbouwen van het maximale model op basis van AIC. Analyses op basis van gemiddelde macrofauna biomassa gegevens per aggregatie unit (niveau 1). Indien een variabele niet is weergegeven voor een bepaalde soort heeft die variabele geen invloed op de kans op aanwezigheid werd die dus niet opgenomen in het uiteindelijke model voor die soort. De soorten zijn gerangschikt van klein (bonte strandloper) naar groot (bergeend).

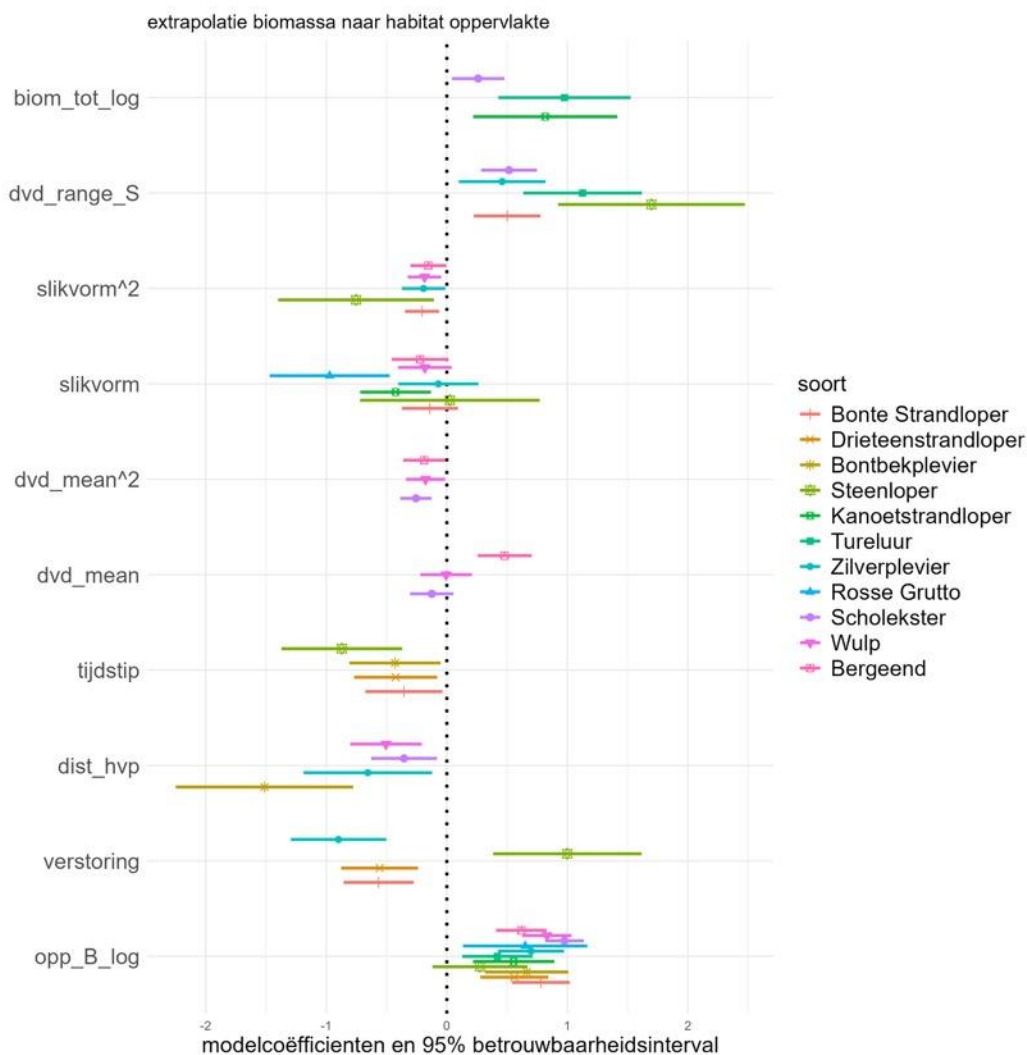


Figuur 4.13. Kans op aanwezigheid in relatie tot de sedimentsamenstelling (D50). Zandige slikken hebben hogere D50 waarden, slibrijke slikken hebben lagere D50 waarden. Resultaten zijn uitgemiddeld over de clusters.

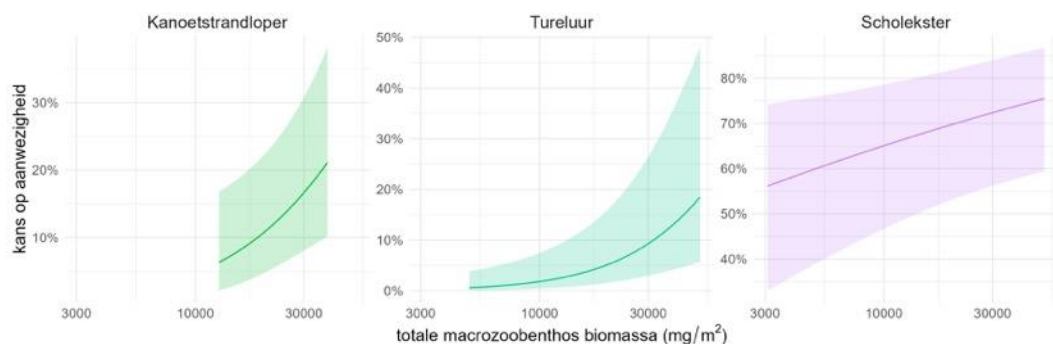
4.5.2 Analyse van macrofauna over het volledige studiegebied

Voor deze analyses werd een extrapolatie uitgevoerd van de macrofauna gegevens naar het volledige studiegebied (zie paragraaf 3.3), zodat alle aggregatie units konden worden meegenomen in de analyses. In deze analyses zijn de proportie in beschikbaar laagdynamisch areaal (prop_LD_B) en de proportie aan slibrijk areaal in het laagdynamisch (prop_S_LDB) en de sedimentsamenstelling (D50) niet meegenomen wegens te sterke correlatie met de totale biomassa macrofauna. Wel is de range in droogvalduur in het slibrijk areaal in deze analyses meegenomen. Figuur 4.14 geeft een overzicht van de uiteindelijke model coëfficiënten. De totale macrofauna biomassa heeft een positief effect op de kans op aanwezigheid van kanoetstrandloper, tureluur en scholekster (figuur 4.14 en figuur 4.15).

De range in droogvalduur in het slibrijk areaal eveneens een positief effect voor dezelfde soorten als voor de analyse op aan/afwezigheid zonder macrofauna biomassa (zie §4.5.1), met uitzondering van kanoet en bergeend (kluut is in de analyses met biomassa niet meegenomen). Zoals vermeld, is wegens multicollineariteit in de analyses met macrofauna biomassa evenwel geen rekening gehouden met de proportie aan beschikbaar laagdynamisch areaal en de proportie slibrijk areaal in het laagdynamisch. Wanneer voor dezelfde datasetselectie (dit kan voor bepaalde soorten verschillen van de dataset in module 1, omdat alleen najaar en winter worden meegenomen) alternatieve analyses worden uitgevoerd zonder macrofauna biomassa maar met proporties laagdynamisch areaal, hebben deze modellen beduidend lagere AIC-waarden dan de modellen met macrofauna biomassa. Dit betekent dat voor de drie soorten waar macrofauna biomassa een positief effect heeft op de aanwezigheid, die aanwezigheid eigenlijk beter wordt verklaard door de proportie aan laagdynamisch beschikbaar areaal dan door de macrofauna biomassa.



Figuur 4.14. Model coëfficiënten voor verklarende omgevingsvariabelen uit de uiteindelijke modellen op aan/afwezigheid na afbouwen van het maximale model op basis van AIC. Analyses op basis van geëxtrapoleerde macrofauna biomassa gegevens. Indien een variabele niet is weergegeven voor een bepaalde soort heeft die variabele geen invloed op de kans op aanwezigheid werd die dus niet opgenomen in het uiteindelijke model voor die soort. De soorten zijn gerangschikt van klein (bonte strandloper) naar groot (bergeend).



Figuur 4.15. Kans op aanwezigheid in relatie tot de totale macrofauna biomassa. Resultaten zijn uitgemiddeld over de clusters.



4.6 Soortbesprekingen op basis van modelresultaten

De resultaten zoals besproken in §4.4 en 4.5 zijn samengevat in tabel 4.2. Deze resultaten worden hier per vogelsoort kort besproken. De soorten zijn gerangschikt van klein naar groot.

Tabel 4.2. Samenvattend overzicht van de statistische resultaten per vogelsoort en geanalyseerde variabele. Betekenis van de codering: + = variabele heeft positief effect op kans op aanwezigheid en/of aantallen; 0 = geen effect aantoonbaar; - = variabele heeft negatief effect op de kans op aanwezigheid en/of aantallen; / = niet onderzocht. +(-) = tegengesteld effect uit de verschillende modellen (kans op aanwezigheid versus aantallen) met de minst sterke respons tussen haakjes. Voor hoogte (DVD-zone) en slikvorm, is er een unimodale respons met een optimum. De weergegeven categorieën geven weer waar dit optimum zich bevindt. Bij de interactie tussen hoogte en slikvorm geeft de tabel weer hoe de optimale hoogte verandert met het tijdstip ten opzichte van hoogwater. Beschrijving van de variabelen is opgenomen in §3.2 – 3.6 en §4.1.

	Beschikbaar oppervlak	Beschikbaar laagdynamisch areaal	Beschikbaar slibrijk areaal	DVD-range slibrijk areaal	Tijdstip t.o.v. hoogwater	Hoogte (t.o.v laagwater)	Interactie hoogte x tijdstip	Slik vorm	Menselijke verstoring	Afstand HVP	Macrofauna biomassa	Sedimentsamenstelling (D50)
Bonte strandloper	+	0	0	+	-	0	0	licht bol	-	0	0	0
Drieteenstrandloper	+	0	-	-	-	middelhoog	0	0	-	0	0	0
Bontbekplevier	+	0	-	0	-	0	0	0	0	-	0	0
Steenloper	0	0	/	+	-	/	/	licht bol	+	-	0	0
Kanoet	+	+	/	+	0	/	/	bol	0	0	+	0
Tureluur	+	+	+	+	-	0	0	0	+	-	+	0
Zilverplevier	+	+	(-)	+	-	middelhoog	0	licht bol	-	-	0	0
Rosse grutto	+	+	/	0	0	/	/	bol	0	+	0	0
Kluut	+	0	+	+	-	laag	0	0	0	0	/	/
Scholekster	+	+	(-)	+	-	middelhoog	hoog >laag	0	0	-	+	-
Wulp	+	+	0	0	+(-)	middelhoog	hoog >laag	licht bol	-	-	0	-
Bergeend	+	+	0	+	+(-)	hoog	0	bol	-	0	0	0



Bonte strandloper

Het oppervlakte beschikbaar slikareaal is logischerwijs voor bonte strandlopers van groot belang. Het zijn die delen in het estuarium die in de getij cyclus droogvallen (ergo, beschikbaar komen). De netto oppervlakte daarvan stuurt in essentie hoeveel vogels er gebruik van kunnen maken. Dit verband ligt helemaal in lijn der verwachting, maar juist daarom is het opmerkelijk dat dit in cluster 4 minder sterk naar voren komt (geldt ook voor de andere soorten; zie meer daarover §5.1). Verder blijkt een brede range in droogvalduur binnen het slibrijk areaal van belang voor bonte strandlopers. De facto betreft dit het laagdynamisch litoraal. Een brede range in droogvalduur betekent dat ze lang effectief kunnen doorgaan met foerageren. Hieraan gekoppeld blijkt ook een voorkeur voor licht bolle slikken. Tot slot blijkt uit de analyse dat bonte strandlopers negatief beïnvloed worden door verstoringen tijdens het foerageren.

Drieteenstrandloper

Ook voor drieteenstrandloper is het netto oppervlak beschikbaar (drooggevallen) areaal van groot belang. In vergelijking met bonte strandloper valt echter direct op dat ze een veel minder sterke voorkeur hebben voor de meer slibrijke gebieden. Het beschikbaar slibrijk areaal en de range in droogvalduur hierin verlagen juist de kans op aanwezigheid van drieteenstrandloper. Ze hebben een voorkeur voor meer zandige en wat hogere gelegen delen van het estuarium (zie verder §5.1). Dit vertaalt zich ook in een effect van de droogvalduur zone (hoogte van de slikken en platen): drieteenstrandlopers hebben een voorkeur voor de middelhoge delen van het estuarium. Tot slot blijkt uit de analyse dat drieteenstrandlopers negatief beïnvloed worden door verstoringen tijdens het foerageren.

Bontbekplevier

Wederom is ook voor bontbekplevier het netto oppervlak beschikbaar (drooggevallen) areaal van groot belang. Het beschikbaar slibrijk areaal verlaagt de kans op aanwezigheid van bontbekplevieren. Ze hebben dus een minder sterke voorkeur voor de meer slibrijke gebieden dan bijvoorbeeld bonte strandlopers (zie verder §5.1). Tot slot blijkt uit de analyse dat bij toenemende afstand tot HVP's, de kans op aanwezigheid van bontbekplevieren afneemt. Ze selecteren dus foerageergebieden die niet te ver van HVP's zijn gelegen.

Steenloper

De analyseresultaten voor steenloper wijken wat af van de andere soorten. Zo kon, in tegenstelling tot de andere hier onderzochte steltlopersoorten, geen effect van het oppervlak beschikbaar (drooggevallen) areaal voor steenloper worden aangetoond. Wel is een positief effect gevonden van de droogvalduur range in het slibrijk areaal (ergo, laagdynamisch litoraal). Dit geeft een breed tijdvenster waarin door steenlopers op allerlei plekjes effectief gefoerageerd kan worden. Voorts is er een voorkeur voor licht bolle slikken. Het positieve effect van verstoring lijkt tegenstrijdig, maar wordt verklaard door de plekken waar ze foerageren in combinatie met het feit dat ze weinig schuw zijn (zie verder §4.4.8). Tot slot blijkt uit de analyse dat bij toenemende afstand tot HVP's, de kans op aanwezigheid van steenlopers afneemt. Ze selecteren dus foerageergebieden die niet te ver van HVP's zijn gelegen.



Kanoet

Ook voor kanoet is het netto oppervlak beschikbaar (drooggevalle) areaal van groot belang, alsmede het areaal laagdynamisch ecotoop én een brede range in droogvalduur binnen het slibrijk areaal. Dit alles betekent dat kanoeten op basis van voorliggend onderzoek echt afhankelijk zijn van grote oppervlakte droogvallende laagdynamisch slikken en platen met een brede range in droogvalduur. Voorts lijken kanoeten een voorkeur te hebben voor bolle slikken. Als een van de weinige onderzochte soorten, laat kanoet een positief verband zien met de totale biomassa bodemdieren.

Tureluur

Voor tureluur geldt een vergelijkbaar patroon als voor kanoet: het netto oppervlak droogvallend areaal, de bijdrage van het laagdynamisch ecotoop én het aandeel slibrijk daarin en een brede range aan droogvalduur zorgen voor een grotere kans op aanwezigheid en/of aantallen tureluurs. Het positieve effect van verstoring lijkt tegenstrijdig, maar wordt verklaard door de plekken waar ze foerageren, deels in combinatie met het feit dat ze een korte verstoringafstand kennen (zie ook §5.1). Samen met kanoet (en scholekster) reflecteert een hogere totale biomassa aan bodemdieren zich in een grotere kans op aanwezigheid en/of aantallen tureluurs.

Zilverplevier

Voor zilverplevier geldt dat het netto oppervlak droogvallend areaal, de bijdrage van het laagdynamisch ecotoop en een brede range aan droogvalduur zorgen voor een grotere kans op aanwezigheid en/of aantallen. Het aandeel slibrijk areaal geeft juist een negatief effect. Er is een voorkeur voor middelhoog gelegen en licht bolle slikken en platen. De kans op aanwezigheid en/of aantallen zilverplevieren wordt negatief beïnvloed met toenemende verstoring en toenemende afstand tot HVP's.

Rosse grutto

Bij rosse grutto zorgt vooral het netto oppervlak droogvallend areaal en het aandeel van het laagdynamisch ecotoop daarin voor een grotere kans op aanwezigheid en/of aantallen. Er is een voorkeur voor bolle slikken. Een toenemende afstand tot HVP's geeft een hoger kans op aanwezigheid en/of aantallen rosse grutto's; dit lijkt onlogisch. In §5.1.2 gaan we daar verder op in.

Kluut

Voor kluut geldt dat het netto oppervlak droogvallend areaal, het aandeel slibrijk daarin en een brede range aan droogvalduur zorgen voor een grotere kans op aanwezigheid en/of aantallen kluten. Er is een voorkeur voor laag gelegen gebiedsdelen. Voorts is opvallend dat voor kluten op basis van dit onderzoek er geen effect van verstoring en toenemende afstand tot HVP's kon worden vastgesteld.

Scholekster

Voor scholekster geldt dat het netto oppervlak droogvallend areaal, de bijdrage van het laagdynamisch ecotoop en een brede range aan droogvalduur zorgen voor een grotere kans op aanwezigheid en/of aantallen. Het aandeel slibrijk areaal geeft juist een negatief effect. Er is een voorkeur voor middelhoog gelegen en licht bolle slikken en platen. De kans



op aanwezigheid en/of aantallen scholeksters wordt negatief beïnvloed met toenemende afstand tot HVP's. Een hogere totale biomassa aan bodemdieren voor een grotere kans op aanwezigheid en/of aantallen scholeksters. Tot slot kon voor scholekster, als een van de weinige soorten, een negatief verband met sedimentsamenstelling (D50) worden aangetoond. Zandige gebieden (met een relatief hoge D50) betekent een kleinere kans op aanwezigheid van scholeksters. Omgekeerd betekent dit dus dat ze een voorkeur hebben voor gebieden met een fijner sediment (meer slibrijk).

Wulp

Het oppervlak droogvallend areaal en het aandeel laagdynamisch daarin zijn (net als bij de andere soorten) consequent twee belangrijke variabelen die een positief effecten hebben op de kans op aanwezigheid en/of aantallen wulpen. Het slibrijke areaal lijkt geen duidelijk effect te hebben (neutraal). Er is een voorkeur voor middelhoge, licht bolle slikken en platen. Zowel toenemende verstoring als toenemende afstand tot HVP's verlagen de kans op aanwezigheid en/of aantallen wulpen. Tot slot kon voor wulp, als een van de weinige soorten, een negatief verband met sedimentsamenstelling (D50) worden aangetoond. Zandige gebieden (met een relatief hoge D50) betekent een kleinere kans op aanwezigheid van wulpen. Omgekeerd betekent dit dus dat ze een voorkeur hebben voor gebieden met een fijner sediment (meer slibrijk).

Bergeend

De wijze van foerageren door bergeenden wijkt af van de hier besproken steltlopers. Bergeenden foerageren hoofdzakelijk door de oppervlakkige bovenlaag van het slib te filteren. Desalniettemin komt het effect van de onderzochte variabelen op de kans op voorkomen en/of aantallen bergeenden overeen met de steltlopersoorten. Het oppervlak droogvallend areaal en het aandeel laagdynamisch daarin zijn ook voor bergeend twee belangrijke variabelen die een positief effecten hebben op de kans op aanwezigheid en/of aantallen. Ook de droogvalduur range in het slibrijke areaal heeft een positief effect op bergeend. Er is een voorkeur voor hoge, bolle slikken. Alleen verstoring lijkt een negatief effect te hebben. Het belang van HVP's is voor bergeenden logischerwijs niet van toepassing: bij hoog water kunnen ze makkelijk op het water verblijven.

5 Discussie

In het voorgaande hoofdstuk zijn de resultaten van de statistische analyses besproken en uiteindelijk per vogelsoort samengevat in §4.6. Voor een ecologische interpretatie, worden in dit hoofdstuk (§5.1) de statistische resultaten aangevuld met informatie uit bijlage 1 t/m 3, literatuur en lokale kennis van de medewerkers van Deltamilieu Projecten. De overkoepelende relaties die de verspreiding van watervogels op slikken en platen kunnen verklaren worden hierin besproken. Tevens worden de eerder geformuleerde onderzoeksvragen (zie §1.3) hierin beantwoord. In §5.2 zijn een aantal belangrijke beperkingen van de beschikbare gegevens benoemd en is aangegeven wat dat betekent voor de bruikbaarheid van de resultaten.

5.1 Ecologische interpretatie van de statistische uitkomsten

5.1.1 Aan-/afwezigheid versus aantallen

In de statistische analyses is gekeken naar de effecten van abiotische variabelen en voedselaanbod op zowel de aantallen vogels als op de kans op aanwezigheid van vogels. Dit heeft twee redenen: In de eerste plaats was het analyse technisch niet mogelijk om voor alle soorten een analyse op aantallen uit te voeren. Dit omdat, onafhankelijk van het exacte aantal vogels, de balans tussen aggregatie units zonder waarnemingen en aggregatie units met waarnemingen te sterk overhelde naar de eerste. Preliminair analyses toonden aan dat een schaalvergroting met grotere aggregatie units dit probleem niet kon verhelpen. Een tweede reden heeft een ecologische achtergrond en is gelinkt met het gedrag van de vogels. Voor die soorten waar resultaten konden vergeleken worden bleek de respons op omgevingskenmerken immers sterker voor aan-/afwezigheid dan voor aantallen. Vooral voor de kleinere soorten (bonte strandloper, drieteenstrandloper en kanoet) werden patronen in relatie tot omgevingskenmerken bijna uitsluitend bepaald door aan-/afwezigheid in een aggregatie unit en niet door de effectieve aantallen. Dit kan verklaard worden door het feit dat de meeste soorten zich hoofdzakelijk in groepen verplaatsen, en dus ofwel helemaal afwezig zijn in een bepaald gebied ofwel allemaal samen zitten in een bepaald gebied. Dus de kans dat een zwerm vogels aanwezig is of afwezig in een bepaald gebied kan worden gelinkt aan de omgevingskenmerken. In principe kan natuurlijk ook de grootte van een zwerm bepaald worden door omgevingskenmerken of voedselaanbod, maar deze informatie kwam niet sterk naar voor uit de analyses, zeker niet voor de kleinere soorten. Voor een aantal grotere soorten (scholekster, wulp en bergeend) kon wel worden aangetoond dat ze zich meer onafhankelijk van elkaar in de Westerschelde bewegen en de grootte van de groepen duidelijk kan verschillen naargelang de gebiedskenmerken.



In de verdere discussie wordt niet altijd expliciet onderscheid gemaakt tussen resultaten in relatie tot aan-/afwezigheid versus aantallen vogels. De focus ligt eerder op het bespreken of er algemeen een relatie kon worden gevonden tussen het voorkomen van soorten en de gebiedskenmerken en voedselaanbod (zie ook tabel 4.2).

5.1.2 Foerageerhabitat, laagdynamisch areaal en range in droogvalduur

Uit deze studie blijkt dat de **beschikbare oppervlakte foerageerhabitat** (slikken en platen), het **beschikbare laagdynamische areaal** en de **range in droogvalduur in het slibrijk areaal** belangrijke factoren zijn die de verspreiding van foeragerende vogels verklaren (zie tabel 4.2). Hoe groter de oppervlakte (geschikt) foerageerhabitat en, meer specifiek, laagdynamisch areaal, des te groter de kans dat er foeragerende vogels in een gebied aanwezig zijn. Dit verband blijkt ook overduidelijk uit Vanoverbeke & Van Ryckegem (2015). Uitzondering hierop is de steenloper, en gezien de voedselselectie van deze soort is dat verklaarbaar. Steenlopers foerageren namelijk vooral op en nabij harde structuren of doorzoeken clusters van aangespoeld materiaal (bijvoorbeeld tussen zeewier). Dit habitat bevindt zich vooral aan de randen van het Westerschelde systeem.

Uit de regressieanalyses blijkt voor de meeste soorten een positief verband tussen aanwezigheid en/of aantallen en de range in droogvalduur in het slibrijk areaal, met voor een aantal soorten een verdubbeling in de kans op aanwezigheid en/of aantallen bij grotere range in droogvalduur. De range in droogvalduur wordt gezien als een maat voor het tijdsvenster waarbinnen er geschikt foerageerhabitat voorhanden is voor foeragerende vogels. Een brede range in droogvalduurklassen betekent dat foeragerende steltlopers veel tijd hebben om te foerageren en dat er genoeg variatie is in de verschillende droogvalduur zones in een gegeven gebied. Zwarts *et al.*, 2011 laat dat ook zien in de Oosterschelde: de onderzochte soorten benutten een brede range van droogvalduur klassen. Het is denkbaar dat in gebieden met een grote range in droogvalduur, vogels langdurig de waterlijn kunnen volgen wat voor sommige soorten de opnamesnelheid van voedsel kan vergroten. Hoewel de meeste soorten een positieve respons vertonen op de range in droogvalduur in het slibrijk areaal, konden er slechts voor twee (grotere) soorten directe aanwijzingen gevonden worden dat ze (deels) de waterlijn volgen tijdens het foerageren, namelijk scholekster en wulp. Voor Scholekster blijkt ook uit zenderonderzoek in de Westerschelde (Vanoverbeke *et al.*, 2020) dat deze soort bij laagwater een belangrijk deel van de tijd op de lager gelegen slikken kan foerageren.

Aanvullend op de uitkomsten in Vanoverbeke *et al.*, 2015 lijkt op basis van voorliggend onderzoek dit niet uitsluitend voor de kleine soorten van belang te zijn, maar ook voor een aantal grotere soorten. Anderzijds vertonen sommige kleinere soorten (drieteenstrandloper, bontbekplevier) in het huidige onderzoek geen voorkeur voor een grotere range in droogvalduur. Verschillen in de resultaten tussen voorliggend onderzoek en Vanoverbeke & Ryckegem, 2015 kunnen een aantal oorzaken hebben. In voorliggende studie zijn de ruimtelijke en temporele resoluties anders dan in de studie van Vanoverbeke & Ryckegem, 2015. Voorts is een belangrijk onderscheid dat in voorliggend onderzoek expliciet aparte analyses zijn uitgevoerd per vogelsoort. In Vanoverbeke & Ryckegem, 2015 is met name gekeken naar trends tussen gewichtsklassen (ergo, de grootte van een vogel), en zijn soorten op basis daarvan gegroepeerd. Daarmee is dus niet gezegd dat de resultaten uit voorliggende studie in tegenspraak zijn met de waargenomen



veralgemenende trend over voorkeuren in droogvalduur ranges tussen kleinere en grotere soorten in Vanoverbeke & Ryckegem, 2015.

5.1.3 Beschikbaar slibrijk areaal

Op basis van de statistische analyses lijkt het er sterk op dat het **beschikbare slibrijke areaal** niet voor alle soorten goed foerageerhabitat is: de meer slibrijke delen (dus met de hele fijne korrelgroottes in het sediment) worden mogelijkwerwijs gemeden door drieteenstrandloper, bontbekplevier, zilverplevier en (in mindere mate) scholekster. Dat de meest slibrijke delen minder geschikt foerageerhabitat zijn blijkt ook uit de vergelijking van kaartbeelden tussen de verspreiding van de foeragerende steltlopers (Boudewijn et al., 2022 en bijlage 3) en de verdeling van de mediane korrelgroottes over de verschillende gebieden en clusters (bijlage 1). Een belangrijke onderzoeksvraag is of er ruimtelijke verschillen zijn in sedimentkarakteristieken (zie §1.3) die eventueel een verklaring kunnen geven voor verschillen in de verspreiding van steltlopers. Uit de jaarlijkse metingen van Rijkswaterstaat (MWTL) van het sediment (korrelgrootte en slibgehalte ($< 63\mu\text{m}$)) blijkt dat de mediane korrelgrootte in het litoraal rond $140\mu\text{m}$ schommelt zowel in de brakke als zoute zone van de Westerschelde. Een vergelijkbaar beeld is te zien in de sedimentkaarten in bijlage 1; waar de korrelgrootte in een brede range schommelt tussen de $50 - 250\mu\text{m}$ en niet veel verschilt van west naar oost of tussen de clusters. Er zijn uiteraard nuances: de zandige stukken (met de grootste mediane korrelgroottes) zijn gelegen op de kop van de Hooge Platen, beide uiteinden van de Lage Springer, Middelplaten, Everingenplaat, de oostelijke delen van de Rug van Baarland, oostelijk deel van de Plaat van Ossensisse en de zuidrand van de Plaat van Walsoorden. De meest slibrijke stukken (met de kleinste mediane korrelgrootte) liggen vooral tegen de vaste wal aan, zowel aan de noord- als zuidzijde van Westerschelde (Sloehaven/Ritthem, Zuidgors, Kapelle Bank, Biezelingse Ham, Paulinapolder en Platen van Hulst). De noordkant van de Hooge Platen heeft echter ook een aanzienlijk oppervlak slibrijk substraat. Veel steltlopers blijken te foerageren in sediment dat geclassificeerd is als uiterst fijn tot fijn zand ($63\mu\text{m} - 210\mu\text{m}$). Het bevestigt de resultaten uit de statistische analyse dat (heel) slibrijke arealen waarschijnlijk suboptimaal foerageerhabitat is voor de meeste steltlopers in de Westerschelde.

Ook de resultaten zoals beschreven in Van de Kam *et al.*, 1999 sluiten hierop aan. Twee aspecten daarvan lichten we hieruit: enerzijds de voorkeur van bodemdieren (dus het voedsel van steltlopers) voor een bepaalde bodemgesteldheid en anderzijds het gemak waarmee steltlopers al dan niet in zacht slib kunnen foerageren.

Lutum is in de Nederlandse sediment classificatie gedefinieerd als de korrels met een grootte van minder dan $2\mu\text{m}$. Hoe hoger het lutumgehalte, des te slibrijker is het sediment. Van de Kam *et al.*, 1999 hanteren de volgende karakteristieken voor bodemgesteldheid: zand (lutumgehalte $<1\%$ tot ongeveer 2%), gemengd (lutumgehalte max. $3-4\%$), slib (lutumgehalte $5-9\%$) en zacht slib (lutumgehalte vanaf 9% en hoger). In Van de Kam *et al.*, 1999 (figuur 1.6 daar in) blijkt dat kokkels hogere biomassa's hebben in gemengde en iets zanderige delen (lutumgehalte $<4\%$). Soorten zoals strandgaper en platte slijkgaper zitten vooral in gemengde substraten (lutumgehalte $4-5\%$) en nonnetje in slib (lutum $5-9\%$) en wadslakjes hebben de hoogste biomassa's in zacht slib (lutumgehalte $>9\%$). Hoewel deze voorkeuren betrekking hebben op data uit de Waddenzee, is aannemelijk dat vergelijkbare



verdelingen ook in de Westerschelde aanwezig zijn en dat foeragerende vogels daarop reageren. Op basis van de beschikbare mediane korrelgrootte in bijlage 1 (figuren mediane korrelgrootte 2020 en 2021) en de relatie tussen mediane korrelgrootte en lutumgehalte (Van de Kam et al., 1999 figuur 1.5) kunnen we bij benadering afleiden dat het ecotoop slibrijk laagdynamisch in de Westerschelde steeds een mediane korrelgrootte heeft kleiner dan 100 μm overeenkomstig een lutumgehalte hoger dan 4%. Vanaf dat de mediane korrelgrootte boven de 100 μm gaat, neemt het lutumgehalte snel af van 4% naar minder dan 2% boven de 120-140 μm . Van de Kam et al. (1999) spreken dan al van zand en gaat uit van een snel afnemend voedselaanbod in sediment met mediane korrelgrootte > 130 μm (lutum < 2%).

Voorts laat figuur 2.3 in Van de Kam *et al.*, 1999 een inzichtelijk verband zien tussen het lichaamsgewicht van de verschillende steltlopersoorten, het oppervlak van beide poten en de gezamenlijke pootdruk en hoe zich dat vertaalt in het voorkomen van deze soorten op verschillende substraten. Alleen de soorten met een lage pootdruk (gewicht/poot oppervlak) zijn in staat effectief te foerageren in zacht slib. Kluut is een goed voorbeeld van een soort waarbij die verhouding zeer gunstig is voor het foerageren in zacht slib: van alle onderzochte soorten heeft kluut de laagste pootdruk. Drieteenstrandloper, bontbekplevier, zilverplevier en scholekster komen vooral voor op plekken met relatief harde (zandige) tot gemengde substraten (Van de Kam *et al.*, 1999), dus dat sluit aan op de bevindingen van voorliggend onderzoek. Uit de statistische analyse lijken zilverplevier en (in mindere mate) scholekster tegengesteld te reageren op de proportie slibrijk areaal (negatieve respons) en de spreiding in droogvalduur binnen het slibrijk (positieve respons). Dit zou kunnen suggereren dat de foerageergebieden niet té extreem slibrijk mogen zijn. Met andere woorden: er is een voorkeur voor gebieden met een intermediaire bodemsamenstelling (vanaf mediane korrelgrootte van 100 μm , oplopend naar 120-140 μm waarbij de lutumfractie snel afneemt van 4% naar minder dan 2%). Tot slot is van belang te realiseren dat het netto areaal zandig en gemengd sediment vele malen groter is dan het areaal fijn slib (zie ook bijlage 1).

5.1.4 Tijd ten opzichte van hoogwater

De kans om in een gegeven gebied foeragerende vogels aan te treffen neemt af met het voortschrijden van de **tijd ten opzichte van hoogwater**. Naarmate het water verder zakt verspreiden de vogels zich over een groter oppervlak. Zeker voor soorten die in groepen foerageren speelt dat (bijvoorbeeld bonte strandloper, drieteenstrandloper). Doordat deze steltlopersoorten zich meer in groepen verplaatsen (zie resultaten §4.4.1), leidt dit tot een heterogene verdeling van vogels over de slikken en platen (meer geclusterd voorkomen) naarmate er meer oppervlakte droog komt te liggen. Daardoor ontstaat het mechanisme dat in een willekeurig gebied de kans op aanwezigheid kleiner is dan bij soorten die zich meer homogeen verspreiden. Voor tureluur, zilverplevier, scholekster, wulp en bergeend zijn de resultaten van deze variabele minder eenduidig. Voor de grootste soorten (wulp, bergeend) zien we een tegengesteld effect met een grotere kans op voorkomen naarmate er meer foerageerareaal vrij komt te liggen. Dit kan erop wijzen dat deze soorten kort na hoogwater nog relatief gegroepeerd zitten te wachten op het vrijkomen van geschikte foerageergebieden, en zich vervolgens homogeen verspreiden naarmate meer gebieden



vrijkomen. Wanneer gekeken wordt naar het specifieke effect op de aantallen (en niet de kans op aanwezigheid), zien we dat het patroon voor de grotere soorten (tureluur, zilverplevier, scholekster, wulp, bergeend) is omgekeerd: mits de soort aanwezig is, heeft het tijdstip ten opzichte van hoogwater een negatief effect op de aantallen. Met andere woorden, de grote soorten verspreiden zich meer gelijkmatig over de vrijgekomen gebieden, zodat er per gebied minder individuen aanwezig zijn. Dit is dus een indicatie dat deze grotere soorten in groepen rusten/wachten maar zich niet in groepen verplaatsen naar drooggevallen slikken & platen, maar individuele beslissingen nemen over waar te foerageren.

Een alternatieve verklaring kan eruit bestaan dat de bereikbaarheid van de prooidieren afneemt naarmate de gebieden langer droog liggen (hoger gelegen gebieden). Vooral soorten die hoofdzakelijk foerageren in de bovenste, oppervlakkige laag slik (kleinere soorten met kortere snavel) of langs de waterlijn zouden hier mee geconfronteerd kunnen worden. Dit heeft ook als gevolg dat de hoger gelegen foerageergebieden verlaten worden bij laagwater. Gemiddeld geeft dit dan ook een daling in de kans op aanwezigheid in gunstige foerageergebieden.

5.1.5 Hoogte t.o.v. laagwater (gemiddelde droogvalduur)

De gemiddelde droogvalduur binnen een aggregatie unit wordt in deze studie gebruikt als een proxy voor de gemiddelde hoogteligging ten opzichte van laagwater. De grootste kans op aanwezigheid van foeragerende steltlopers is op basis van dit onderzoek in gebiedsdelen met een intermediaire **droogvalduur**. We bedoelen daarmee gebiedsdelen met een droogvalduur van ongeveer 30 – 70% van de tijd (zie figuur 4.7 en 4.8).

In de Westerschelde (Ens *et al.*, 2005) en Oosterschelde (Zwarts *et al.*, 2011) zijn eerder al vergelijkbare patronen beschreven: de dichtheden vogels zijn weliswaar in de 10-20% droogvalduurklassen het hoogst, maar de tijd waarin deze zones droog liggen is heel kort. De netto oppervlakte van droogvallend slik en platen in de 10-20% range is klein, waardoor de dichtheden vogels bij droogval relatief hoog zijn. Zwarts *et al.*, 2011 laten zien dat zowel in de winter als in het voorjaar met name in de 30 – 70% range vogels in vrij hoge dichtheden meerdere uren foerageren (voor en na laagwater). Zij vinden dit verband vooral voor scholekster, wulp, rosse grutto en zilverplevier. In voorliggend onderzoek is de kans op aanwezigheid berekend, en hoe langer vogels in een gegeven gebied blijven om te foerageren, hoe hoger (theoretisch gezien) die kans. De gebiedsdelen met intermediaire droogvalduur liggen lang genoeg droog om er langdurig te kunnen foerageren, maar ook weer niet té lang waardoor het minder geschikt is voor de preferente macrofauna soorten. In dat verband is van belang wat Ponsero *et al.*, 2016 (en de verwijzingen daar in) beschrijven: de aanwezigheid van foeragerende steltlopers op slikken en platen met een dun laagje water of waar het sediment nog nat is (te vertalen als gebiedsdelen die niet te lang droogvallen of een relatief hoog slibgehalte hebben), wordt toegewezen aan een hogere activiteit van prooidieren. De delen van slikken en platen met een hoge droogvalduur (>70%) komen weliswaar als eerste droog te liggen, maar de bodemdiergemeenschap is er doorgaans suboptimaal voor steltlopers én de activiteit van de bodemdieren neemt af naarmate het langer droog ligt (binnen de getijcyclus). De droogvalduur verdelingen in bijlage 1 geven aan dat in alle clusters (1 t/m 4) het overgrote



deel van het netto oppervlak met intermediaire droogvalduur (DVD 30-70%) is gelegen op de platen, en veel minder op de slikken. Voor de slikken zijn er wel duidelijke verschillen in de verdeling van droogvalduur klassen tussen de clusters: in cluster 1 is sprake van een redelijk gelijke verdeling over de klassen, in cluster 2 domineren klassen met een hoge droogvalduur (75 -100%) en in cluster 4 lijkt sprake van een piek rondom 60 – 85% droogvalduur. De slikken in clusters 1, 2 en 4 hebben voor foeragerende steltlopers dus een minder ideale verdeling van droogvalduur klassen. De slikken in cluster 3 hebben wel enigszins een piek in de range van 30-70% droogvalduur.

Met deze informatie is (deels) de vraag te beantwoorden of de ranges en verdelingen in droogvalduur afdoende zijn voor foeragerende steltlopers (onderzoeksvraag 2, §1.3). Het lijkt er niet op dat de verdeling in droogvalduurklassen op de platen een limiterende factor is. Op de slikken is dit minder evident, zeker in clusters 1, 2 en 4.

In hoeverre de beschikbare foerageerduur werkelijk *toereikend* is om een beoogd aantal foeragerende steltlopers te accommoderen (besloten in onderzoeksvraag 2, §1.3), kan eigenlijk niet beantwoord worden. Daarvoor is een draagkrachtanalyse nodig die op basis van alle relevante variabelen per soort een schatting berekent van het aantal vogels dat in een gegeven gebied is te verwachten. Deze aantallen kunnen vergeleken worden met de gestelde N2000 doelen, en wanneer de actuele en voorspelde aantallen te laag zijn, kan in de draagkracht berekening beoordeeld worden wat de limiterende variabelen zijn (bijvoorbeeld droogvalduur). Dat is in een systeem als de Westerschelde zeer complex, en valt buiten de scope van dit onderzoek.

5.1.6 Vorm van slikken en platen

Voorts blijkt uit de analyse dat zeven van de twaalf onderzochte vogelsoorten een voorkeur te hebben voor **licht bolle tot bolle slikken en platen**. Bouwmeester (2015) suggereert dat in gebiedsdelen met geleidelijk aflopende slikken en platen de waterlijn zich met de juiste snelheid verplaatst. Met name de kleinere foeragerende steltlopers zijn dan in staat de waterlijn te volgen. Ook speelt mee dat prooidieren zich dan nog niet diep hebben teruggetrokken in het sediment (zie ook figuur 4.17 B in Van de Kam *et al.*, 1999; waarin de opnamesnelheid van slijkgarnalen door tureluurs is uitgezet tegen het tijdstip na hoogwater). In het voorliggende onderzoek kon er echter voor de kleine steltlopers niet expliciet worden aangetoond dat ze de waterlijn volgen tijdens afgaand tij. Enkel voor scholekster en wulp kon dit expliciet aangetoond worden. Voor deze twee soorten is er kort na hoogwater vooral een voorkeur voor hoger gelegen slikken, terwijl die voorkeur verschuift naar lageregelegen slikken bij laagwater. Slikken of platen die heel bol zijn kennen een te snel verloop van de waterlijn, en andersom is de theorie dat bij holvormige slikken en platen het water te lang blijft staan wat een reductie in foerageertijd betekent. Bolle slikken zijn dus niet heel lang geschikt omdat het water snel afloopt en bodemdieren zich terugtrekken. Toch lijken kanoeten vooral op bolle slikken voor te komen. Er zijn aanwijzingen (veldervaringen van de tellers) dat groepen kanoeten zich veel verplaatsen, en dat ze dus mogelijk vooral bolle slikken opzoeken maar er steeds maar kort verblijven.



In hoeverre de vorm van slik/plaat in de telgebieden geschikt is om over de hele hoogteverdeling voldoende foerageeropervlak te geven (onderzoeksvraag 3, §1.3), is met dit onderzoek niet te kwantificeren.

5.1.7 Verstoring door menselijke activiteiten

Uit het onderzoek is duidelijk geworden dat een toenemende mate van **verstoring door menselijke activiteiten** ertoe leidt dat er minder vogels in een gebied aanwezig zijn. Van tenminste vijf soorten is aangetoond dat de kans op aanwezigheid afneemt met toenemende verstoring: bonte strandloper, drieteenstrandloper, zilverplevier, wulp en bergeend. De potentiële invloed van verstoring in de Westerschelde werd al aangekaart door Arts et al. (2018) en ruimtelijk in beeld gebracht door Walles & Ysebaert (2019). Zoals eerder beschreven, is per aggregatie-unit op basis van gebiedskennis door de tellers in de Westerschelde, een inschatting gemaakt van de mate van verstoring (combinatie van type menselijke activiteiten en frequentie). Deze vereenvoudigde inschatting op basis van de terreinkennis omvat veel van de geïnventariseerde verstoringsbronnen door Walles & Ysebaert (2019). In deze analyse is echter geen nader onderscheid gemaakt in de type menselijke activiteiten en wanneer in het jaar de verstoring precies plaatsvindt: het betreft een gestapelde expert inschatting van alle bekende activiteiten per aggregatie-unit, waarbij tevens is rekening gehouden met de intensiteit en frequentie van de activiteiten en de perioden in het jaar waarin het plaatsvindt. In het kaartbeeld in bijlage 1 ('mate van verstoring') is te zien dat grote delen van de Hooge Platen, de Lage en Hoge Springer en Saetinghe een lage verstoring door menselijke activiteiten kennen. Dit zijn gebieden waar gedurende het jaar hoge aantallen van bijvoorbeeld bergeend, bontbekplevier, kanoet en zilverplevier voorkomen (zie kaarten bijlage 3; uiteraard ook gestuurd door de geschiktheid van het aanwezige foerageerhabitat). Ook in Ponsero *et al.*, 2016 (en referenties daar in) is beschreven dat foerageergebieden weliswaar heel geschikt kunnen zijn door de aanwezigheid van veel voedsel, maar dat door menselijke verstoring gebieden (sterk) onderbenut kunnen blijven. Overigens speelt ook mee dat grotere soorten doorgaans gekenmerkt worden door een grotere verstoringsafstand dan kleine soorten en dat er ook enige vorm van gewinning kan optreden (Krijgsveld *et al.*, 2022). Tot slot is van belang te realiseren dat veel steltlopersoorten in gemengde groepen foerageren. De meest gevoelige soorten zorgen dan voor de primaire reactie van de hele groep.

Het "positieve" effect van verstoring op steenloper en tureluur lijkt tegenstrijdig, maar kan wellicht verklaard worden: tureluurs komen minder op de platen en vooral op de slikken voor (zie bijlage 3), dus in de nabijheid van dijken en andere plekken met menselijke activiteit. Ze jagen er vooral op *Corophium* (slijkgarnalen). Deze slikken zijn door hun nabijheid bij dijken etc. beschouwd als sterk verstoord. Foeragerende tureluurs zijn in vergelijking met andere steltlopers minder snel geneigd op te vliegen in geval van aanwezige verstoringsbronnen (Krijgsveld *et al.*, 2022). Iets vergelijkbaars geldt voor steenloper: ze hebben een voorkeur voor verharde substraten die vaak dicht bij verstoringsbronnen liggen.

De gebruikte verstoringsindex focust op menselijke verstoring, maar ook predatoren kunnen een belangrijke rol spelen in de ruimtelijke distributie. Verstoring door predatoren is in dit onderzoek niet meegenomen.



Uit dit onderzoek blijkt dat er deelgebieden zijn met een relatief hoge verstoring door menselijke activiteiten, en dat tenminste vijf soorten daar een negatief effect van ondervinden. Dit geeft antwoord op onderzoeksvraag 5 (§1.3): verstoringbronnen beïnvloeden foeragerende vogels in de Westerschelde. De analyse toont echter ook aan dat beschikbaar oppervlak (en laagdynamisch oppervlak in het bijzonder) de meest bepalende factoren zijn. In hoeverre verstoring uiteindelijk de *totale aantallen vogels* in de Westerschelde negatief beïnvloed is in dit onderzoek niet te bepalen. Een dergelijke analyse impliceert dat er over meerdere jaren kwantitatieve gegevens zijn over verstoringbronnen, die te relateren zijn aan aantalsontwikkelingen van vogels. Daarbij is tevens van belang het cumulatieve effect van de verschillende potentiële verstoringbronnen in acht te nemen, en niet alleen de afzonderlijke typen menselijke activiteiten.

5.1.8 Afstand tot HVP's

Voorts is voor vogels van belang dat geschikte HVP's aanwezig zijn in de nabijheid van de foerageergebieden. Uit voorliggend onderzoek blijkt namelijk dat hoe groter **de afstand** tussen een gegeven aggregatie unit en de dichtstbijzijnde **HVP**, hoe kleiner de kans op de aanwezigheid (en evt. lagere aantallen) van vogels in het bewuste aggregatie unit. Dit is een logisch mechanisme: langer vliegen kost meer energie, waar dan weer voor gecompenseerd moet worden door hogere innamesnelheden tijdens het foerageren dan wel langer doorgaan met voedsel zoeken. De verhoogde energetische kosten van langer vliegen moet echter beschouwd worden in verhouding tot het dagelijkse energieverbruik. Van de Kam *et al.*, 1999 berekenden ruwweg dat elke extra kilometer betekent dat er 1.3% meer energie nodig is. Of dit vanuit energetisch oogpunt betekenisvol is hangt dan af van hoever de vogel al vliegt en zijn energiebeschikbaarheid (conditie). Voor kanoet berekende Piersma *et al.*, 1992 dat tot 10% van het dagelijkse energieverbruik aan vliegen kan opgaan bij een afstand van 7,5km tussen HVP en foerageergebied. Kleinere steltlopers vliegen minder ver, voor bonte strandloper werd eerder een maximale investering van 5 km aangenomen door Dias *et al.*, (2006). Algemeen speelt het energieverbruik sterk bij regelmatige verstoring met opvliegen tot gevolg. Vliegen kost 12 keer meer energie dan het basaal metabolisch energieverbruik (Van de Kam *et al.*, 1999).

De uitkomsten van voorliggend onderzoek komen overeen met onderzoek aan bonte strandloper in de Tagus delta, waar de dichtheid van bonte strandlopers afnam met toenemende afstand tot geschikte HVP's (Dias *et al.*, 2006). Ze suggereren dat er mogelijk sprake is van onderbenutting van geschikte foerageergebieden, omdat er geen geschikte HVP's in de omgeving aanwezig zijn. Vergelijkbare patronen zijn ook voor rosse grutto beschreven (Santiago-Quesada *et al.*, 2014). Overigens kunnen situaties van gebied tot gebied sterk verschillen: juist voor rosse grutto lijkt er in voorliggend onderzoek sprake van een toenemende kans op rosse grutto's met een toenemende afstand tussen foerageergebieden en HVP's. Wij denken dat dit een schijnrelatie is: het overgrote deel van de getelde rosse grutto's in de Westerschelde zit op de Hooge Platen, met HVP's op minder dan 1.5 km afstand (vaak gelegen op de Hooge Platen). In de analyse lijkt het dus alsof er een grotere kans op rosse grutto's is met toenemende afstand, maar dat is ons inziens het gevolg van een beperkte dataset met te weinig aggregatie-units met aantallen



rosse grutto's die op een wat grotere afstand van HVP's liggen zodat daarmee eventuele verbanden kunnen worden berekend. Er zijn echter ook voorbeelden waarbij vogels wel degelijk verder vliegen van en naar HVP's dan verwacht mag worden op basis van de ligging van ogenschijnlijk geschikt foerageergebied. Een voorbeeld daarvan zijn regenwulpen die er voor kiezen beduidend grotere afstanden te vliegen naar nachtelijke offshore HVP's in plaats van naar HVP's op korte afstand op land (Watts *et al.*, 2021).

Uit het onderzoek blijkt een duidelijk effect van de afstand tussen foerageergebieden en HVP's, en geeft daarmee antwoord op onderzoeksvraag 4 (§1.3). Hoe groter deze afstand, des te kleiner de kans op aanwezigheid en/of aantallen vogels in een gegeven foerageergebied. Uiteraard zijn er tussen de onderzochte vogelsoorten enige verschillen (zie §4.6). De vraag komt dan op of er onderbenutting kan zijn van de foerageergebieden die verder van HVP's zijn gelegen. Voorliggende studie lijkt te suggereren dat er sprake kan zijn van onderbenutting. Zo lijken er bijvoorbeeld weinig beschikbare HVP's te zijn in relatie tot de beschikbare foerageeroppervlakte in cluster 2 en 3. Wellicht zijn de HVP's suboptimaal (strekdammen en andere minder natuurlijke habitats). Er zijn echter ook redenen om voorzichtig te zijn met deze interpretatie. Zo zijn de vliegafstanden in de Westerschelde relatief klein (<3km) vanaf een HVP en zijn mogelijk vanuit energetisch oogpunt minder limiterend. Regelmatige verstoring met opvliegen tot gevolg kan potentieel een veel groter deel van het dagelijks energieverbruik vergen. Energieverbruik is echter cumulatief te bekijken, indien de conditie of kans op energie inname klein is zal elke extra inspanning te veel zijn. Nader onderzoek om dit meer in detail te beschrijven is aan te bevelen (zie §6.2).

5.1.9 Voedselaanbod

Een belangrijk doel van dit project is inzicht te verkrijgen in de invloed van voedselaanbod op de vogelaantallen (zie onderzoeksvraag 1 en 6 in §1.3). Uit de statistische analyse blijkt dat alleen voor kanoet, tureluur en scholekster een positief effect van toenemende biomassa macrofauna kon worden aangetoond. Dit effect kon ook alleen worden aangetoond wanneer de biomassa's geëxtrapoleerd worden naar rato van het oppervlakte van de ecotopen in de gebieden. Voor de andere soorten bleek er geen effect (voor kluut kon het niet onderzocht worden). In dit onderzoek hebben we enerzijds de relatie van de vogels met de abiotische gebiedskenmerken onderzocht en anderzijds met de bodemdieren (biomassa). Hoewel de resultaten tonen dat de best verklarende modellen gebaseerd zijn op de abiotische variabelen, is er ergens een (limiterende) ondergrens in het voedselaanbod. Zonder beschikbaar voedsel immers geen vogels. Waarom komt deze relatie dan niet sterker naar voren in de statistische analyse? Vogels maken keuzes en concentreren zich waar hun oogst optimaal verloopt. Deze optimale oogst hangt echter af van veel meer dan enkel de aanwezige bodemdierbiomassa. De voedselbeschikbaarheid hangt onder ander af van de diepte waarop prooidieren zitten ofwel de bereikbaarheid, hun lichaamsgrootte gedrag, en waarneembaarheid. Daar komt bovenop dat niet alles wat beschikbaar is ook als oogstbaar is te beschouwen (Zwarts & Wanink, 1993; Bijleveld, 2015). Bovendien vertonen vogelaantallen temporeel grote variatie (meer dan voedselaanbod) door trek- en koudemigraties, verstoringsverplaatsingen en groepsgedrag om effectief aan- of afwezig te zijn en in hoge of lage aantallen geteld te worden. Dit zijn



meteen wellicht de reden waarom modellen met bodemdierbiomassa niet de sterkste modellen opleveren (zie ook Ens *et al.*, 2005). Alleen voor kanoet, tureluur en scholekster was een relatie aantoonbaar tussen de macrofauna biomassa en de kans op aanwezigheid en/of aantallen vogels. Ook de ruimtelijke en (in mindere mate) temporele resolutie van de gebruikte macrofauna data is zeer waarschijnlijk onvoldoende om sterke verbanden tussen het voedselaanbod en de verspreiding van vogels aan te tonen. Die aspecten werken we verder uit in §5.2.

De mogelijkheid om voedselaanbod als voorspeller te gebruiken voor de verspreiding en aantallen foeragerende vogels is zeer complex. Dit is wederom bevestigd door Bijleveld (2015). In zijn promotieonderzoek (Untying the knot) met gezenderde kanoeten in de Waddenzee, bleek de standaard hypothese dat “hoe meer voedsel, hoe meer vogels” niet zomaar op te gaan. De belangrijkste prooi-soort voor kanoet in de Waddenzee is de kokkel (*Cerastoderma edule*). In zijn onderzoek is aangetoond dat het vleesgewicht van kokkels afneemt met een toenemende dichtheid aan kokkels in een gegeven oppervlak. Er treedt concurrentie op tussen individuele kokkels. De kanoeten moeten vervolgens afwegen of ze gaan foerageren op plekken met hoge dichtheden kokkels (waarmee ze een hoge inname snelheid kunnen halen), of dat ze plekken kiezen met lagere dichtheden kokkels die echter hogere vleesgewichten hebben. Het onderzoek van Bijleveld (2015) toont aan dat kanoeten kiezen voor het laatste. De vogels kiezen gebieden met intermediaire kokkeldichtheden, wat resulteert in een optimum in opname snelheid van kokkels, de vleesgewichten van de kokkels én de verwerkingssnelheid van de spiermaag van kanoeten.

Om als geschikt foerageergebied te kunnen fungeren voor wadvogels, zal er een kritieke ondergrens zijn in de benodigde dichtheden en biomassa macrofauna. In voorliggend onderzoek is alleen voor kanoet, tureluur en scholekster een positief effect gevonden met biomassa macrofauna. Dat laat overigens onverlet dat ook voor deze drie soorten de andere (abiotische) verklarende variabelen onverminderd relevant zijn. In de Westerschelde komt kanoet vooral voor op de Hooge Platen, waar ook hoge biomassa's tweekleppigen aanwezig zijn (zie bijlage 2 en 3). Ook de verspreiding van scholeksters (en in iets mindere mate tureluur) en gebieden met hoge biomassa's macrofauna komen goed overeen. Overigens vonden zowel Ens *et al.*, 2005 en Brinkman *et al.* 2005 dat de abiotische gebiedskenmerken het grootste deel van de verklaring in hun modellen bepaalde, en dat macrofauna biomassa geen of maar een beperkte verbetering van die modellen opleverde. Ens *et al.*, 2005 vonden alleen een duidelijke relatie tussen de verspreiding van scholeksters in de Westerschelde en kokkel dichtheden, maar voor de andere steltlopersoorten konden geen verbanden met macrofauna dichtheden worden aangetoond. Ook uit voorliggend onderzoek blijkt dat de gebiedskenmerken zoals proportie laagdynamisch areaal en range in droogvalduur in het slibrijk areaal betere voorspellers zijn dan de biomassa's aan macrofauna.

Er zijn ruimtelijke verschillen in de bodemdiergroepen, zie de kaartbeelden in bijlage 2 en 3. Van de bodemdiergroepen (kreeftachtige, tweekleppige, slakken en wormen) zijn steeds kaarten weergegeven van 2018 t/m 2021. De kaarten van 2020 en 2021 geven de meeste informatie over de ruimtelijke verschillen (immers een combinatie van MWTL en MONEOS-gegevens). Om ruimtelijke verschillen in de Westerschelde te beschrijven (tussen clusters



en/of afzonderlijke platen en slikken) kijken we steeds naar de verschillen in biomassa binnen één jaar per voedselgroep. Overigens zijn dit uitsluitend beoordelingen op basis van waarneembare patronen en verschillen verkregen uit de velddata en niet op basis van de statistische analyse. Ondanks de jaar op jaar veranderingen in de bodemdierengemeenschappen zijn de ruimtelijke verschillen in biomassa betrekkelijk klein maar zijn er wel duidelijke patronen te zien tussen de verschillende clusters (zie kaartbeelden in bijlage 2). Daaruit blijkt dat grotere aaneengesloten gebieden met hoge biomassa's aan **kreeftachtige** (*Arthropoda*) vooral aanwezig te zijn aan de noordzijde van de Hooge Platen, het centrale deel van de Plaat van Ossenis en de hele Plaat van Walsoorden. Voor kreeftachtige zijn er op basis van de kaartbeelden 2020 en 2021 hogere biomassa's aangetroffen in het oostelijk deel van de Westerschelde (deel van cluster 3 en cluster 4). Bij **tweekleppige** (*Bivalvia*) zien we dezelfde gebieden naar voren komen, maar kent daarnaast ook de westelijke rand van de Rug van Baarland hoge biomassa's. De kaartbeelden laten voor tweekleppige geen grote verschillen tussen de clusters zien. **Slakken** (*Gastropoda*) hebben de hoogste dichtheden op de Rug van Baarland, centrale deel van de Plaat van Ossenis en de Plaat van Walsoorden. In het westelijk deel van de Westerschelde (cluster 1, zie bijvoorbeeld noordzijde van de Hooge Platen) zijn de biomassa's van slakken duidelijk lager dan in cluster 2, 3 en 4. Prominente gebieden met hoge biomassa's **wormen** (*Polychaeta*) zijn de noordzijde van de Hooge Platen, grootste deel van Rug van Baarland, centrale deel Plaat van Ossenis en de Plaat van Walsoorden. De kaartbeelden lijken voor wormen geen grote verschillen tussen de clusters zien. Mogelijk is het relatieve belang van de Hooge Platen voor wormen ten opzichte van andere delen in de Westerschelde in 2020 en 2021 wel wat minder geworden.

Onderzoeksvraag 1 en 6 (zie §1.3) zijn onder meer gericht op het voedselaanbod. Uit voorliggend onderzoek blijkt voor een beperkt aantal vogelsoorten statistische verbanden met het voedselaanbod aantoonbaar. Voorts zijn er ruimtelijke verschillen besproken in het voedselaanbod. Met deze resultaten, en de informatie uit de literatuur, is echter niet te kwantificeren of er *voldoende* voedsel in de Westerschelde is om een beoogd aantal vogels te accommoderen. Om daar wel antwoord op te kunnen geven is een andere benadering wellicht een oplossing, zoals bijvoorbeeld een goede proxy voor voedselaanbod (Ens et al., 2015) in combinatie met andere relevante factoren in een draagkracht berekening. Dit aspect werken we verder uit in §6.2.

5.1.10 N2000 doelen

Een onderliggend aspect van deze studie is de vraag wat mogelijke oorzaken zijn van het niet behalen van de doelen in N2000-gebied Westerschelde & Saeftinghe (onderzoeksvraag 7, §1.3). Deze studie geeft daar geen volledig omvattend antwoord op, maar de resultaten kunnen wel gebruikt worden om in aanvullende draagkrachtstudies historische trends in relevante habitatkenmerken (zie tabel 4.2) verder te analyseren. Dit werken we verder uit in de aanbevelingen (§6.2). Op basis daarvan is het mogelijk om richting te geven aan mogelijke maatregelen die het doelbereik dichterbij kunnen brengen. Hierbij dient opgemerkt te worden dat het N2000 doelbereik ook beïnvloed wordt door (nationale en internationale) populatie trends, een aspect wat we in deze studie niet hebben behandeld. In tabel 5.1 zijn de vogelsoorten opgedeeld naar gelang het



instandhoudingsdoel wel of niet wordt gehaald (Heidinga *et al.* 2023). Om eventueel knelpunten in de Westerschelde op te sporen kan het relevant(er) zijn voor het beheer om tevens trends van deze soorten in de Westerschelde te vergelijken met de landelijke trends (zie tabel 5.1)

Tabel 5.1 Overzicht van de onderzochte soorten, in hoeverre er sprake is van doelbereik en wat de trends in de Westerschelde zijn en landelijk. Vermeld zijn steeds de trendindicaties vanaf het begin van de Sovon-reeksen (jaren '80). Bron: Sovon.nl. Legenda: + = positieve trend, 0 = geen significante verandering (stabiel), - = negatieve trend, ? = onduidelijk.

	Trend Westerschelde	Trend landelijk
Doel behaald		
Bergeend	+	+
Drieteenstrandloper	+	+
Kanoet	0	+
Scholekster	+	-
Wulp	+	+
Doel niet behaald		
Bontbekplevier	-	+
Bonte strandloper	0	+
Kluut	0	0
Rosse grutto	-	+
Steenloper	0	0
Tureluur	0	0
Zilverplevier	0	+

Soorten die extra aandacht vragen ten behoeve van het beheer van de Westerschelde zijn allereerst de soorten die onder doelbereik zitten (zie tabel 5.1). Het merendeel van die groep soorten heeft vanaf medio jaren '80 van de vorige eeuw redelijke stabiele aantallen, maar dat is doorgaans niet genoeg voor doelbereik. Dus dat vraagt aandacht. Bontbekplevier en rosse grutto hebben daarbovenop vanaf het begin van de trendreeks een negatieve trend in de Westerschelde, dus dat zijn de twee meest prioritaire soorten. De landelijke trend van bontbekplevier en rosse grutto is positief, dus voor deze soorten is in de Westerschelde wellicht iets specifiek aan de hand. Het is op dit moment niet duidelijk waardoor dit wordt veroorzaakt. We hebben aanbevelingen hoe dit verder uitgezocht kan worden, bijvoorbeeld door historische trends van relevante habitatkenmerken te relateren aan historisch trends van vogel aantallen (zie §6.2).

De soorten onder doelbereik zijn hoofdzakelijk wormeneters (behalve tureluur - voornamelijk *Corophium*). Waarom juist wormeters onder doelbereik zitten, is op dit moment niet goed te verklaren. Soorten die een gerealiseerd doelbereik hebben foerageren vooral op schelpdieren (inclusief sifons) (kanoet, scholekster, wulp (ook krabben)) of eerder foeragerend op aanspoelend voedsel in de waterlijn van zandig



hoogdynamisch areaal (drieteenstrandloper). Deze vaststelling toont de relatie van het doelbereik ten aanzien van de referentieperiode waarop het doelbereik is gebaseerd. Ten tijde van die referentieperiode (waarop de N2000 vogeldoelen zijn gebaseerd), was het slecht gesteld met het schelpdierenbestand door bevissing (kokkel) en door vermoedelijk toxische omstandigheden door hoge TBT (Tributyltin) concentraties vooral in het midden en oosten van de Westerschelde (T2021-rapportage; Herman 2022). Een hypothese is dat de geleidelijke toename in schelpdieren er waarschijnlijk aan zal hebben bijgedragen dat schelpdiereters zijn toegenomen. Het is aannemelijk dat een toename van het voedselaanbod voor schelpdiereters eraan heeft bijgedragen dat de N2000 doelen voor deze groep zijn behaald.

5.2 Beperkingen van het onderzoek

5.2.1 Vogelgegevens

Onnauwkeurigheid in de positiebepaling van vogels tijdens het veldwerk

In dit onderzoek is bepaald in hoeverre gebiedskenmerken en voedselaanbod sturend zijn voor de verspreiding van vogels tijdens afgaand water in de Westerschelde. De respons variabelen zijn aanwezigheid en aantallen vogels per soort op een bepaalde plek. Om relaties daartussen te onderzoeken, is het van belang dat de specifieke locaties van vogels tijdens afgaand water zo nauwkeurig mogelijk zijn vastgelegd. In Boudewijn *et al.*, 2022 en de voorafgaande jaarrapportages van dat project, is beschreven hoe de tellingen zijn uitgevoerd (zie ook §2.1 in dit rapport). In aanvulling daarop hebben we nadere informatie ingewonnen bij de vaste vogeltellers. Voor een goede plaatsbepaling van waargenomen groepen vogels, en daarmee het nauwkeurig intekenen van de polygonen, zijn referenties in het landschap essentieel. Dat moeten bij voorkeur referenties zijn die vervolgens zichtbaar zijn op de gebruikte kaartondergronden op de tablets. Vooral de tellingen vanaf de boot bleken daarbij uitdagend. Bij het tellen van grote, open gebieden vanaf een boot (zoals de noordzijde van de Hooge Platen), zijn er weinig goede referenties en is in combinatie met het lage standpunt vanaf een boot, de inschatting van afstand moeilijk. Dit kan bijvoorbeeld betekenen dat vogels zijn ingetekend op een plek wat is geclassificeerd als laagdynamisch slibrijk areaal, terwijl ze in werkelijkheid op een nabijgelegen meer hoogdynamisch zandig stuk aanwezig waren. In de gebruikte gegevens in dit onderzoek zal derhalve de nodige onnauwkeurigheid zijn besloten. Ook variatie in het tijdstip van de tellingen, bewegingen van de boot en een bepaalde vaarsnelheid zullen daar debet aan zijn. Ondanks deze onzekerheden in de data konden een aantal duidelijke en zelfs vernieuwende relaties aangetoond worden die tot op heden nog niet analytisch gekwantificeerd waren en die nauw aansluiten bij de experten kennis omtrent de betrokken soorten (zie §6.1 voor een overzicht).

Verskil in verspreiding van vogels overdag versus 's-nachts

De vogelgegevens zijn een weerspiegeling van het foerageergedrag overdag bij afgaand tij. De meeste soorten kunnen ook bij opgaand tij en zowel 's nachts als overdag foerageren (Van de Kam *et al.*, 1999). Het is bekend dat sommige soorten wisselen van prooi soort tussen dag en nacht en visuele jagers zijn potentieel bevoordeeld 's nachts op de



slikoevers door diffuse lichtbronnen van industriële activiteit. Zendergegevens van scholekster (beperkte dataset) laten zien dat er verschillen kunnen zijn tussen de verspreiding gedurende de dag en nacht. Met name de verstoring door grondpredatoren is een potentiële verklaring waarom platen 's nachts relatief belangrijker kunnen zijn dan slikken (Vanoverbeke *et al.*, 2020). Ook tussen afgaand en opkomend tij zouden er verschillen in foeragegedrag kunnen zijn. Bij wintertaling op de Zeeschelde is reeds aangetoond dat deze beduidend meer foerageren bij opkomend tij dan bij afgaand tij (Van de Meuter *et al.*, 2023). Dit alles betekent dat de gevonden relaties tussen vogelaantallen en verspreiding enerzijds en abiotische gebiedskenmerken en het voedselaanbod anderzijds, niet het complete beeld geven omdat maar een deel van een etmaal en het getij venster is bestudeerd.

5.2.2 Macrofauna gegevens

De gebruikte gegevens om de invloed van voedselaanbod op de verspreiding van vogels te verklaren kent een aantal belangrijke beperkingen. Deze beperkingen kunnen de uitkomsten van de analyses beïnvloeden.

Er werden twee macrofauna gegevens sets gebruikt, met verschillen in de ruimtelijke en temporele opzet waarin ze zijn verzameld. De MWTL-monsterpunten zijn steeds jaarlijks random per ecotoop geselecteerd. Binnen ieder ecotoop zijn er jaarlijks steeds hetzelfde aantal monsterpunten, maar de exacte ligging van de punten is per jaar verschillend. De MWTL-macrofauna gegevens vormen een langjarige reeks. Er zijn genoeg bemonsteringsjaren beschikbaar om alle vogeltellingen te kunnen koppelen aan macrofauna gegevens.

Daarnaast zijn de gegevens gebruikt uit het MONEOS-programma. Deze gegevens zijn in vaste raaien verzameld, veelal haaks op de kustlijn, en kennen dus een andere ruimtelijke structuur ten opzichte van de MWTL-bemonstering. Ze zijn maar in twee jaren verzameld, en kunnen dus niet voor de hele set aan vogelgegevens worden gekoppeld. Dit beperkt dus de mogelijkheid om deze macrofauna gegevens te koppelen aan de volledige set aan vogelgegevens. In voorliggende analyse zijn de gegevens uit het MWTL en MONEOS-programma samengevoegd, maar gezien de schaal van het Westerschelde systeem is een hogere ruimtelijke resolutie en langere reeks beter voor de betrouwbaarheid van de resultaten.

Wellicht is de variatie van macrofauna gemeenschappen binnen een jaar (seizoensvariatie), tussen jaren en ruimtelijk gezien te groot om goed te kunnen relateren aan verspreiding van vogels. Daarbij dient dan ook weer direct te worden opgemerkt dat voorliggend onderzoek uitgaat van een range aan vogelsoorten, over meerdere jaren, meerdere deelgebieden en dat we de macrofauna gegevens hebben samengevoegd tot hoofdgroepen (kreeftachtige, tweekleppige, slakken en wormen). Dit alles introduceert veel variatie en ruis. Relaties zijn doorgaans beter te leggen indien wordt geconcentreerd op bijvoorbeeld 1 of 2 vogelsoorten, specifieke seizoenen in het jaar waarbij zowel uitsluitend de vogelgegevens als de macrofaunagegevens worden ingezet. Dit beperkt ruimtelijke en temporele variatie. Voorts kan het ook helpen om specifieke macrofaunasoorten in de analyses te gebruiken, waarvan bekend is dat een vogelsoort deze in een bepaalde periode



van het jaar in een bepaald gebied (in dit geval de Westerschelde) als primaire voedselbron gebruikt. Eventuele relaties tussen de aantallen en verspreiding van vogels en het voedselaanbod zijn dan nauwkeuriger, waarmee andere limiterende factoren dan makkelijker zijn te identificeren.

Meer fundamenteel is ook de vraag hoe representatief de steekbuis monsters uit het MWTL- en MONEOS-programma zijn. Het bemonsterd oppervlak van een steekbuis is klein (diameter ongeveer 10cm). Welk oppervlak mag het geacht worden te vertegenwoordigen? In het huidige onderzoek waren slechts enkele monsters beschikbaar om de biomassa te beschrijven in aggregatie units die tot 100 ha bestrijken. Door de sterke variatie die kan optreden tussen monsterpunten zit er dus ook een grote onzekerheid op de geschatte biomassa's per aggregatie unit.

Een ander belangrijk punt is dat macrofauna slechts bemonsterd is in de maanden augustus en deels september. De vraag rijst hoeveel variatie er is in dichtheden en biomassa gedurende de rest van het jaar? Dit zal tevens variëren binnen hoofdgroepen, en tussen verschillende jaren. Deze variatie kan tussen gebieden verschillen, afhankelijk van hoe een systeem functioneert. Dat betekent ook dat als bijvoorbeeld de variatie in dichtheden en biomassa in de Waddenzee bekend is, deze niet zomaar gelijkaardig veronderstelt kan worden voor de Westerschelde. Om dit alles enigszins te ondervangen hebben we in voorliggend onderzoek alleen vogelgegevens uit de herfst en winter gebruikt, omdat die dicht zijn gelegen bij de momenten waarop macrofauna is bemonsterd.

De mogelijkheid om relaties te leggen tussen de verspreiding van vogels en het voedselaanbod, wordt ook gestuurd door de gehanteerde indeling in preferente voedselbronnen per vogelsoort (zie §3.6.4). Zoals Boudewijn *et al.*, 2022 terecht opmerkt, is de indeling in voedselgroepen enigszins arbitrair, omdat veel vogelsoorten verschillende soorten voedsel op het menu hebben staan, afhankelijk van de periode van het jaar. Zo vormen in het zomerhalfjaar garnalen en kleine krabben een belangrijke voedselbron voor een deel van de steltlopers in de getijdenwateren (Zwarts *et al.* 2011, Duijns & Boudewijn 2020). Veel soorten profiteren van het aanbod ter plaatse, zodat ook binnen een seizoen de voedselkeuze per plek kan variëren. Dit alles beperkt de zeggingskracht van het gebruik van bodemdiergegevens als verklaring voor de verspreiding van vogels.

5.2.3 Overige beperkende factoren

Classificering van de mate van verstoring

De mate van verstoring is vrij grof ingeschat (4 klassen), op basis van expert-judgement. De inschatting betreft bovendien een totaalindruk per aggregatie unit terwijl in de praktijk de verstoring binnen een jaar of seizoen sterk kan variëren, maar ook over langere tijdspannen. De algehele indruk is dat het menselijk medegebruik van de Westerschelde de afgelopen decennia flink is toegenomen (ervaring vaste tellers Deltamilieuprojecten) en dat daarmee vogels vaker verstoord worden, wat een grotere impact kan hebben op de totale aantallen vogels in de Westerschelde. Hierover is echter weinig gekwantificeerde data beschikbaar. Met de gegevens die nu beschikbaar zijn geeft de statistische analyse belangrijke inzichten, maar deze zijn bijvoorbeeld niet direct te vertalen naar de impact van



de afzonderlijke type verstoringbronnen binnen de Westerschelde. Die behoefte is er bijvoorbeeld wel in de uitwerking van N2000 beheerplannen.

Afstand en geschiktheid van HVP's

De afstand tot HVP's is de ingemeten afstand tussen ieder aggregatie unit en dichtstbij liggende (bekende) HVP. De impliciete aanname daarbij in de analyses is dat vogels bij opkomend water op enig moment naar de dichtstbij liggende HVP vliegen om er te rusten, poetsen en slapen. In de praktijk is de geschiktheid van een HVP (omvang, ligging t.o.v. hoogwater en rust) heel variabel, en die variatie is niet meegenomen in deze studie. Het kan dus zijn dat vogels niet de dichtstbij liggende HVP's kiezen, maar genoodzaakt zijn verder te vliegen. De geschiktheid van een HVP hangt onder meer af van genoeg rust, genoeg luwte bij harde wind en de beschikbare ruimte. Uit de analyse blijkt dat voor 6 van de 12 onderzochte soorten een toenemende afstand tot HVP's een negatief effect heeft op de kans op aanwezigheid van vogels op slikken en platen bij afgaand water. Voor de andere soorten is er doorgaans geen effect. Indien ook kwalitatieve kenmerken van iedere HVP worden meegenomen in de analyse, dan is denkbaar dat voor soorten die nu neutraal scoren alsnog sprake blijkt van een negatief effect. Als kwalitatief kenmerk valt bijvoorbeeld te denken aan de frequentie waarmee er menselijke verstoringen optreden bij HVP's. Hoe frequenter de verstoringen van vogels op een HVP, des te minder geschikt is de HVP.

Aantallen vogels in cluster 4

Uit de resultaten blijkt dat de aantallen en kans op aanwezigheid van steltlopers in cluster 4 relatief laag is. We kunnen dat vanuit de modellen aan de hand van de kenmerken van cluster 4 niet goed verklaren. Bij de vaste vogeltellers is dit verschil tussen clusters ook al langer bekend.

Het is echter ook opvallend dat uit de ecotoopkaarten blijkt dat er een groot oppervlak aan zandig laagdynamisch ecotoop aanwezig is in cluster 4. De basis voor de ecotopen zijn luchtfoto's, die niet altijd makkelijk zijn te interpreteren. Waarnemingen in het veld laten zien dat bijvoorbeeld op de slikken bij Bath en de aangrenzende schorzones eerder sprake is van erosieve hoogdynamische slikken (deels bestaand uit harde klei of veenlagen). De vraag is of de luchtfoto interpretatie in cluster 4 helemaal sluitend is. Mogelijk is sprake van ander type ecotopen. Dit zou dan mogelijk een verklaring kunnen zijn voor de relatief lagere aanwezigheid van vogels in cluster 4.

6 Conclusies en aanbevelingen

6.1 Conclusies

Foerageerhabitat, laagdynamisch areaal en range in droogvalduur

- Hoe groter de **oppervlakte (geschikt) foerageerhabitat** en, meer specifiek, **laagdynamisch areaal**, des te groter de kans dat er foeragerende vogels in een gebied aanwezig zijn. Dit geldt ook voor een brede **range in droogvalduurklassen in het slibrijk areaal**: in gebieden met een brede range hebben steltlopers veel tijd hebben om te foerageren.
- In eerder onderzoek is een verschil tussen kleine en grote steltlopersoorten benoemd in hun voorkeuren voor droogvalduur ranges. In het huidige onderzoek werd expliciet gefocust op de responsen van individuele soorten. Hieruit blijkt dat sommige kleinere soorten (drieteenstrandloper, bontbekplevier) geen voorkeur vertonen voor een grotere range in droogvalduur in slibrijk areaal, terwijl een aantal grotere soorten wel een voorkeur vertonen (kluut, scholekster, bergeend). Dit hoeft niet in tegenspraak te zijn met de eerder waargenomen algemene trend van een groter algemeen belang van deze range voor kleinere soorten.

Beschikbaar slibrijk areaal

- Op basis van de statistische analyses lijkt het er sterk op dat het **beschikbare slibrijke areaal** niet voor alle soorten goed foerageerhabitat is: de meer slibrijke delen (dus met de hele fijne korrelgroottes in het sediment) worden gemeden door drieteenstrandloper, bontbekplevier, zilverplevier en (in mindere mate) scholekster. Veel steltlopers blijken een voorkeur te hebben voor sedimenten die geclassificeerd zijn als uiterst fijn tot fijn zand (63µm – 210µm). Ook uit allerlei andere onderzoeken blijkt dat het meest fijne slibrijke sediment (lutumgehalte groter dan ~ 8%) voor de meeste soorten geen optimaal foerageerhabitat is.

Tijdstip na hoogwater

- De kans om in een gegeven gebied foeragerende vogels aan te treffen neemt af met het voortschrijden van de **tijd ten opzichte van hoogwater**. Zeker voor soorten die in groepen foerageren speelt dat (bijvoorbeeld bonte strandloper, drieteenstrandloper). Doordat ze zich meer in groepen verplaatsen ontstaat een meer heterogene verdeling van vogels over de slikken en platen (meer geclusterd voorkomen).

Droogvalduur



- De grootste kans op aanwezigheid van foeragerende steltlopers is op basis van dit onderzoek in gebiedsdelen met een intermediaire **droogvalduur** (een droogvalduur van ongeveer 30 – 70% van de tijd). Het lijkt er niet op dat de verdeling in droogvalduurklassen op de platen een limiterende factor is. Op de slikken is dit minder evident, zeker in clusters 1, 2 en 4.

Vorm van slikken en platen

- Zeven van de twaalf onderzochte vogelsoorten hebben een voorkeur voor **licht bolle tot bolle slikken en platen**. In hoeverre de vorm van slikken/platen in de telgebieden geschikt is om over de hele hoogteverdeling voldoende foerageeropervlak te geven, is met dit onderzoek niet te kwantificeren.

Verstoring door menselijke activiteiten

- Uit het onderzoek is duidelijk geworden dat een toenemende mate van **verstoring door menselijke activiteiten** ertoe leidt dat er minder vogels in een gebied aanwezig zijn. Van tenminste vijf soorten is aangetoond dat de kans op aanwezigheid afneemt met toenemende verstoring: bonte strandloper, drieteenstrandloper, zilverplevier, wulp en bergeend. Daarmee is een belangrijke vraag van het onderzoek beantwoord, namelijk dat verstoringsbronnen in de Westerschelde foeragerende vogels (negatief) beïnvloeden. Hoe gróót die invloed precies is (b.v. wat het betekent voor de totale aantallen in de Westerschelde), kan echter met dit onderzoek niet worden gekwantificeerd.

Afstand tot HVP's

- Uit voorliggend onderzoek blijkt dat hoe groter **de afstand** tussen een gegeven foerageergebied en de dichtstbijzijnde **HVP**, hoe kleiner de kans op de aanwezigheid (en evt. lagere aantallen) van vogels in het bewuste foerageergebied. Vergelijkbare onderzoeken laten dezelfde relatie zien.

Voedselaanbod

- Uit de statistische analyse blijkt dat alleen voor kanoet, tureluur en scholekster een rechtstreeks positief effect van **toenemende biomassa macrofauna** kon worden aangetoond. Dit effect kon ook alleen worden aangetoond wanneer de biomassa's geëxtrapoleerd worden naar rato van het oppervlak van de ecotopen in de gebieden. Overigens zijn de andere (abiotische) verklarende variabelen ook voor kanoet, tureluur en scholekster onverminderd relevant.
- Abiotische gebiedskenmerken zoals proportie laagdynamisch areaal en range in droogvalduur in het slibrijk areaal blijken betere voorspellers voor de verspreiding van vogels dan de biomassa's aan macrofauna. Dit blijkt ook uit andere onderzoeken.
- Op basis van kaartbeelden zijn ruimtelijke verschillen in het voedselaanbod besproken. Deze ruimtelijke verschillen in voedselaanbod kunnen voor een deel de verspreiding van vogels verklaren. Met de resultaten uit dit onderzoek, en de informatie uit de literatuur, is echter niet te kwantificeren of er *voldoende* voedsel



in de Westerschelde is om een beoogd aantal vogels (N2000 doelen) te accommoderen.

N2000 doelen

- Vrijwel alle vogelsoorten die in de Westerschelde onder doelbereik zitten, zijn wormeters (uitzondering is tureluur). Binnen deze groep vertonen bontbekplevier en rosse grutto tevens afnemende trends in aantallen in de Westerschelde; in tegenstelling tot de landelijke trends van deze twee soorten. Dit wijst erop dat er in de Westerschelde voor bontbekplevier en rosse grutto iets specifiek aan de hand is, en behoeven daarom extra aandacht vanuit het beheer. Uit deze studie komt naar voor dat bontbekplevier slibrijke gebieden mijdt terwijl rosse grutto baat heeft bij brede laagdynamische gebieden.
- Een onderliggend aspect van deze studie is de vraag wat mogelijke oorzaken zijn van het niet behalen van de doelen in N2000-gebied Westerschelde & Saeftinghe. Deze studie kan daar geen volledig omvattend antwoord op geven.

Beperkingen van het onderzoek

- Er zijn een aantal beperkingen van het onderzoek besproken, die effect kunnen hebben op de betrouwbaarheid en toepassingsmogelijkheden van de uitkomsten. De meeste relevante aspecten zijn: 1) de ingetekende posities van vogels tijdens het veldwerk zal in sommige situaties onnauwkeurig zijn, 2) de verspreiding van 's-nachts foeragerende vogels volgt mogelijk een ander patroon, waardoor de gevonden relaties (op basis van overdag getelde vogels) niet noodzakelijkerwijs het hele verhaal vertellen, 3) de gebruikte macrofauna gegevens komen uit twee datasets die verschillen in ruimtelijke en temporele opzet, wat de nodige variatie en ruis oplevert; ook is de vraag hoe representatief de steekbuismonsters zijn gezien het heel beperkte bemonsteringsoppervlak, 4) de gehanteerde classificering in de mate van verstoring is vrij grof, 5) ten aanzien van HVP's is alleen de afstand meegenomen maar geen factoren die de geschiktheid van HVP's kwalitatief inschatten en 6) mogelijk is de ecotopen classificering in cluster 4 afwijkend, wat een oorzaak kan zijn waarom de modellen niet in staat zijn om de lagere aantallen vogels te verklaren in die cluster.

Resumerend

- Deze studie onderzocht de relatie tussen het voorkomen van vogels, abiotische gebiedskenmerken en voedselaanbod. Het onderzoek toont aan dat de *aanwezigheid* van specifieke vogelsoorten in een gegeven gebied beter te verklaren is dan het *aantal* vogels in datzelfde gebied. Dit komt vooral naar voren bij kleinere soorten en is gerelateerd aan hun gedrag, aangezien ze in grote zwermen bewegen en vaak massaal aanwezig zijn of juist grotendeels afwezig. De volgende variabelen zijn vanuit beheersvraagstukken in de Westerschelde het meest relevant: de onderzochte vogelsoorten geven de voorkeur aan slikken en platen met veel **laagdynamisch areaal**, waarbij er een goede spreiding is in droogvalduur (**30-70% droogvalduur**) van (slibrijke) laagdynamische bodems en een **licht bolle vorm**. Er blijkt voor veel soorten een optimum in de sedimentsamenstelling, met **intermediaire mediane korrelgroottes** (63µm –



210µm; lutumgehalte kleiner dan ~ 6-8%). **Ongestoorde gebieden** en de **nabijheid van hoogwatervluchtplaatsen** blijken daarnaast belangrijk.

- Voor slechts drie vogelsoorten kon een rechtstreeks verband met de totale biomassa macrofauna worden aangetoond. Directe relaties tussen de verspreiding van vogels en het voedselaanbod (opgedeeld in hoofdgroepen) blijven daarmee ook onduidelijk.

6.2 Aanbevelingen

- Het is aan te bevelen om in toekomstige (vergelijkbare) onderzoeken waarbij posities van vogels in het veld worden vastgelegd in een GIS-applicatie, een methode te ontwikkelen waardoor de nauwkeurigheid van de plaatsbepaling verhoogd wordt. Te denken valt aan het (duurzaam) aanleggen van referentiepunten in het landschap en tellen vanaf vaste grond (en liefst iets verhoogd indien mogelijk).
- In dit onderzoek is op systeemniveau een analyse uitgevoerd. Met deze benadering kon slechts voor drie soorten een duidelijke relatie tussen voedselaanbod en vogels worden aangetoond. Een goede aanvulling op deze benadering op systeemniveau, is een selectievere aanpak. Bijvoorbeeld een focus op relevante soorten met moeizaam doelbereik (b.v. bontbekplevier en rosse grutto), en in het veld observaties uitvoeren en bijhouden wat ze eten. In plaats van bemonsteren in het hele systeem, geeft intensief macrofauna bemonsteren in proefvlakken waar ook vogels worden geteld en geobserveerd wellicht extra informatie. Daarbij is de temporele component van belang: zorg voor vogel observaties en macrofauna bemonstering in dezelfde periode. Een alternatieve methode, en waarschijnlijk minder arbeidsintensief, is het verzamelen van eDNA in poepjes van vogels. Daarmee kan gelijktijdig bepaald worden van welke vogelsoort het poepje afkomstig is én wat betreffende vogel heeft gegeten. Het voordeel is ook dat deze methode goed jaarrond uitvoerbaar is, waarmee variatie in voedselkeuze van vogelsoorten gedurende het jaar in beeld gebracht kan worden. Overigens kunnen de uitkomsten van dergelijke (meer gedetailleerde onderzoeken) niet zomaar vertaald worden tot op systeemniveau. Ons inziens zijn de twee benaderingen complementair.
- Net als in veel andere N2000 gebieden in Nederland, is er ook in de Westerschelde weinig concrete data beschikbaar over de verschillende vormen van menselijk medegebruik en de intensiteit en periode van het jaar waarin dat speelt. Het menselijk medegebruik geeft verstoring, maar is momenteel vrijwel niet te kwantificeren. De kwaliteit van foerageergebieden (slikken en platen) en HVP's wordt onder andere bepaald door verstoring, dus het is aan te bevelen hier een monitoring- en/of onderzoeksplan voor op te stellen. Gezien de complexiteit van



het onderwerp, bevelen wij aan om op selectieve plekken relatief intensief te meten in plaats van voor het hele Westerschelde systeem gegevens te verzamelen.

- In de oostelijke Westerschelde (cluster 4) zijn lagere aantallen vogels aanwezig in vergelijking met clusters 1, 2 en 3. Vanuit de statistische modellen is dat op basis van de gebiedskenmerken momenteel niet goed verklaarbaar. Het is aan te bevelen dit nader te onderzoeken. Enerzijds stellen we voor om de laagdynamische oppervlakte en kwaliteit van ecotoopkartering te evalueren middels validatie in het veld. Het is aan te bevelen om dit voor de hele Westerschelde te doen, waarmee automatisch ook cluster 4 gevalideerd wordt. Ook kan overwogen worden dit te doen door de recente, meer performante, stroomsnelheidsmodellering van de Westerschelde te vergelijken met de geomorfologische kartering. Ook de potentiële interactie tussen scholekster (met toenemende aantallen in cluster 4) en platte slijkgaper en strandgaper (die ook toenemen in cluster 4 en als voedsel kunnen dienen voor scholeksters), geeft wellicht antwoord op wat er specifiek in cluster 4 speelt.
- Op basis van de uitkomsten van voorliggend onderzoek lijkt een toenemende afstand tussen geschikte foerageergebieden en HVP's een limiterende factor voor steltlopers in de Westerschelde. Nader onderzoek hiernaar is aan te bevelen. In cluster 2 en 3 lijken er bijvoorbeeld aan de zuidkant van de Westerschelde weinig HVP's te zijn op relatief korte afstand van de foerageergebieden. Middels aanvullende GIS-analyses en een detailbeschrijving van de karakteristieken en (theoretische) capaciteit van de aanwezige HVP's kan dit verder uitgezocht worden.
- Het is te overwegen om het ruimtegebruik van steltlopers (inclusief afstanden tot HVP's en verstoring) veel gericht te onderzoeken middels het zenderen van vogels. Hiermee kunnen mechanistische (causale) verbanden verder uitgewerkt en onderbouwd worden.
- Een rechtstreekse doorvertaling van de hier gevonden relaties naar voorspellingen over aantallen vogels is moeilijk te maken. In het kader van mogelijke oorzaken van het niet behalen van de doelen in N2000-gebied Westerschelde & Saeftinghe kan in vervolgonderzoek wel ingezet worden op het relateren van historische trends van relevante habitatkenmerken aan historisch trends van vogel aantallen. Door deze trends te vergelijken kan worden nagegaan of een verandering in vogelaantallen (per soort) gelijkloopt met veranderingen in habitatkenmerken waarvan in dit onderzoek is aangetoond dat ze bepalend zijn voor het voorkomen van die soort. Hierbij dient steeds rekening gehouden te worden met nationale en internationale populatie trends om invloeden hiervan uit te sluiten.
- Ens *et al.* (2015) werkten een benadering uit waarbij op basis van 'proxies' trends in draagkracht voor relevante soorten kunnen worden berekend. Dergelijke 'proxies' geven geen absolute kwantitatieve voorspellingen over draagkracht of aantallen vogels, en zijn een hulpmiddel om kwalitatieve veranderingen in



draagkracht te detecteren. Deze proxies gaan uit van gebiedskenmerken waarvan wordt aangenomen dat ze een belangrijke rol spelen in het bepalen van de draagkracht binnen een bepaald gebied. Dergelijke proxies kunnen elk jaar herberekend worden en zodoende een geïntegreerde index geven die kan dienen als monitoringsinstrument voor het opvolgen van verbetering/achteruitgang van het habitat in functie van de draagkracht. Ens *et al.* (2015) berekenen deze proxies hoofdzakelijk op basis van macrofaunagegevens. Er bleek maar een beperkte validatie mogelijk in Ens *et al.* (2015), omdat er geen laagwatertellingen voorhanden waren. De unieke sterkte om deze proxies te ontwikkelen voor de Westerschelde ligt vooral in de beschikbare dataset van laagwatertellingen. In de eerste plaats kunnen proxies zoals voorgesteld in Ens *et al.* (2015) op basis van biomassagegevens gevalideerd worden aan de hand van de laagwatertellingen. Daarbovenop kunnen er echter alternatieve proxies ontwikkeld worden die gebaseerd zijn op de hier vastgestelde relaties tussen het voorkomen van vogels en abiotische habitatkenmerken. Op basis van de huidige studie konden we de verspreiding van foeragerende vogels niet beter verklaren aan de hand van het voedselaanbod (totale biomassa) dan op basis van de abiotische habitatkenmerken. De abiotische variabelen van statistisch significant belang zijn dan ook de variabelen om te beschouwen in de nieuw Schelde-systeemevaluatie (VNSC, 2021), en door te vertalen naar proxies voor mogelijke veranderingen in de draagkracht van gebieden voor vogels. Verstoring en hoogwatervluchtplaatsen zijn bijvoorbeeld twee verklarende variabelen die beperkt aan bod komen in de systeemevaluatie maar een aantoonbaar belang hebben in het verklaren van vogelpresentie/draagkracht. Het valt daarom aan te bevelen om ecologisch modellen te maken per vogelsoort, die op basis van de gevonden relaties tussen abiotische habitatkenmerken en voorkomen van soorten een inschatting maken op systeemniveau van de beschikbare oppervlakte foerageerhabitat. Deze modellen hoeven geen heel ingewikkelde berekeningen te zijn, maar een afbakening van de gebieden waar op basis van de habitatkenmerken de kans op aanwezigheid van een soort een bepaalde grenswaarde overschrijdt. Dergelijke proxies op basis van habitatkenmerken hebben ook het voordeel dat de terugkoppeling naar maatregelen om het habitat te verbeteren, hier bijna één op één aan gelinkt kunnen worden (zie ook de voorlaatste aanbeveling).



Literatuur

- Anonymous, 2006. Plaatmorfologie Westerschelde. Veranderingen in de plaatmorfologie van de Westerschelde en de gevolgen voor het steltloperhabitat. Alkyon Hydraulic Consultancy and Research. LTV O&M - VNSC.
- Anonymous, 2023. Analyserapport. T2021-rapportage Schelde-estuarium. Vlaams-Nederlandse Scheldec commissie.
- Arts F.A., Lilipaly, S.J., Hoekstein, M.S.J., van Straalen, K.D., Sluijter, M., Wolf, P.A., Boudewijn, T.J., Grutters, B.M.C. & R.P. Middelveld, 2018. Recreatief medegebruik dijktrajecten Oosterschelde en Westerschelde. Een analyse van watervogeltellingen. Deltaproject Management, Bureau Waardenbrug.
- Baptist H., Berrevoets C.M. & R.W. Strucker, 1995. Watervogelkarteringen in de Ooster- en Westerschelde: januari 1984 en januari 1990.
- Brinkman, A.G., E.H.W.G Meesters, E.M. Dijkman, A. Brenninkmeijer, M. Kersten & B.J. Ens, 2005. Habitatgebruik van foeragerende steltlopers in de Westerschelde. Alterra- Texel en Altenburg & Wymenga.
- Brooks, M.E., K. Kristensen, K.J. van Benthem, A. Magnusson, C.W. Berg, A. Nielsen, H.J. Skaug, M. Maechler and B.M. Bolker, 2017. glmmTMB Balances Speed and Flexibility Among Packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling. The R Journal, 9(2), 378-400. doi: 10.32614/RJ-2017-066.
- Boudewijn, T.J., J.M. Walhout, J. Zwerver, J.W. Castelijns, M. Sluijter, P.A. Wolf & F.A. Arts, 2022. Vogeltellingen met afgaand water in de Westerschelde. Integratie van tellingen in de periode oktober 2018 – juni 2021. Waardenburg Ecology
- Bouma, H., D.J. de Jong, F. Twisk & K. Wolfstein, 2005. Zoute wateren Ecotopenstelsel (ZES. 1). Voor het in kaart brengen van het potentiële voorkomen van levensgemeenschappen in zoute en brakke Rijkswateren. Rapport RIKZ/2005.024. Rijkswaterstaat, Middelburg (2005).
- Bouwmeester, R., 2015. Het gebruik van intergetijdengebieden in de Oosterschelde door steltlopers. Afstudeeronderzoek Aquatische Ecotechnologie. Delta Academy.
- Craeymeersch J.A. & T. Ysebaert, 2020. Foerageergebieden voor steltlopers in de Westerschelde. Voedselbeschikbaarheid en advies over bodemdierenbemonstering t.b.v. het laagwatervogeltelprogramma. Wageningen University & Research.
- Dias, M.P., Granadeiro, J.P., Lecoq, M., Santos, C.D. & J.M. Palmeirim, 2006. Distance to high-tide roosts constrains the use of foraging areas by dunlins: Implications for the management of estuarine wetlands. Biological Conservation, 131, 446–452.
- Duijns, S., N.A. Hidayati & T. Piersma, 2013. Bar-tailed Godwits Limosa l. lapponica eat polychaete worms wherever they winter in Europe. Bird Study (2013), 1-9.
- Ens, B., A.G. Brinkman, F.M. Dijkman, H.W.G. Meesters, M. Kersten, A. Brenninkmeijer & F. Twisk, 2005. Modelling the distribution of waders in the Westerschelde. What is the predictive power of abiotic variables. Alterra rapport 1193. Wageningen University & Research.
- Ens, B.J. (ed.), Krol, J., van der Meer, J., Piening, H., Wijsman, J., Schekkerman, H. & K. Rappoldt, 2015. Monitoring van het voor vogels oogstbare voedselaanbod in de kombergingen van het Pinkegat en Zoutkamperlaag. Sovon-rapport 2015.15. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.
- Heidinga D., Schilt B., Brekelmans M. & F. Versloot, 2023. Ecologische evaluatie Natura 2000-beheerplannen. Natura 2000-beheerplan Westerschelde & Saettinghe. 128201/23-016.986



- Herman P., 2022. De Schelde, op weg naar een mooie toekomst? 11208065-000-ZKS-0007, Deltares
- Kam, J. van de, B. Ens, T. Piersma & L. Zwarts, 1999. Ecologische Atlas van de Nederlandse Wadvogels. Schuyt en Co, i.s.m. Vogelbescherming Nederland.
- Kers, A.S., L. Walburg, J. Bakker, A.H. Daane, D.J. de Jong, M. Schrijver, P. Lieveense, L. Dekker & J. de Klerk, 2013. Dienstbeschrijving Zoute ecotopenkarteringen. Rijkswaterstaat CIV/ZD, Delft / Middelburg.
- Santiago-Quesada, F., Masero, J.A., Albano, N. & J.M. Sánchez-Guzmán, 2014. Roost location and landscape attributes influencing habitat selection of migratory waterbirds in rice fields. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 188, 97–102.
- Sluijter, M. & F. Arts, 2022. De Oosterschelde: hét steltlopergebied in de Delta. p. 197 – 209 in: Meiningen P.L (redactie), 2022. *Avifauna Zeelandica. Vogels, vogelaars en vogelonderzoek in Zeeland*. Sovon Vogelonderzoek Nederland.
- Paree, E. 2021. Toelichting op de zoute ecotopenkaart Westerschelde 2020. Biologische monitoring zoute Rijkswateren. Rapport Rijkswaterstaat, Middelburg.
- Piersma, T., Hoekstra, R., Dekinga, A., Koolhaas, A., Wolf, P., Battley, P., P. Wiersma, 1993. Scale and intensity of intertidal habitat use by knots *Calidris canutus* in the western Wadden Sea in relation to food, friends and foes. *Netherlands Journal of Sea Research* 31, 331–357.
- R Core Team, 2024. R: A Language and Environment for Statistical Computing_. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Rijkswaterstaat 2021. RWSV Protocol 913.00.B200. Bemonstering van macrozoömacrofauna en sediment in het litoraal en sublitoraal in mariene wateren (versie 8, september 2021).
- Van de Meutter F., De Regge N., Soors, J., Bezdenjesnji O., Buerms D., De Beukelaer J., Vanoverbeke J., Van den Bergh E., Van Ryckegem G. (2023). Foerageergedrag en het bepalen van draagkracht van wintertaling in de Zeeschelde. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2023 (55). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Van den Hout, P.J. (2010), *Struggle for Safety: Adaptive responses of wintering waders to their avian predators*. PhD Thesis, University of Groningen, Groningen, The Netherlands.
- Vanoverbeke, J & G. Van Ryckegem, 2015. Statistische analyse van het gebruik van het litoraal door steltlopers in de Westerschelde. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2015 (INBO.R.2015.11358580). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Vanoverbeke J., Spanoghe G., De Regge N. & G. Van Ryckegem, 2020. Foerageergedrag van scholeksters op de Westerschelde. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2020 (23). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. DOI: doi.org/10.21436/inbor.18345084.
- VNSC, 2021. Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium. Update 2021. Onderzoek en Monitoring Vlaams Nederlandse Scheldec commissie. HKV, Antea, Universiteit Gent en Bureau Waardenburg Ecologie & Landschap.
- Walles, B. & Ysebaert, T. (2019). Potentiële verstoringsbronnen voor vogels in de Westerschelde: een interactieve kaart. Wageningen Marine Research Wageningen UR (University & Research centre), Wageningen Marine Research rapport C047/19.
- Watts, B.D., Smith, F.M., Hines, C., Duval, L., Hamilton, D.J., Keyes, T., Paquet, J., Pirie-Dominix, L., Rausch, J., Truitt, B., Winn, B. & P. Woodard, 2021. The costs of using night roosts for migrating whimbrels.
- Ysebaert, T., Craeymeersch, J., van der Wal, D. 2016. De relatie tussen bodemdieren en hydro- en morfodynamiek in het sublitoraal en litoraal van de Westerschelde. Wageningen, IMARES



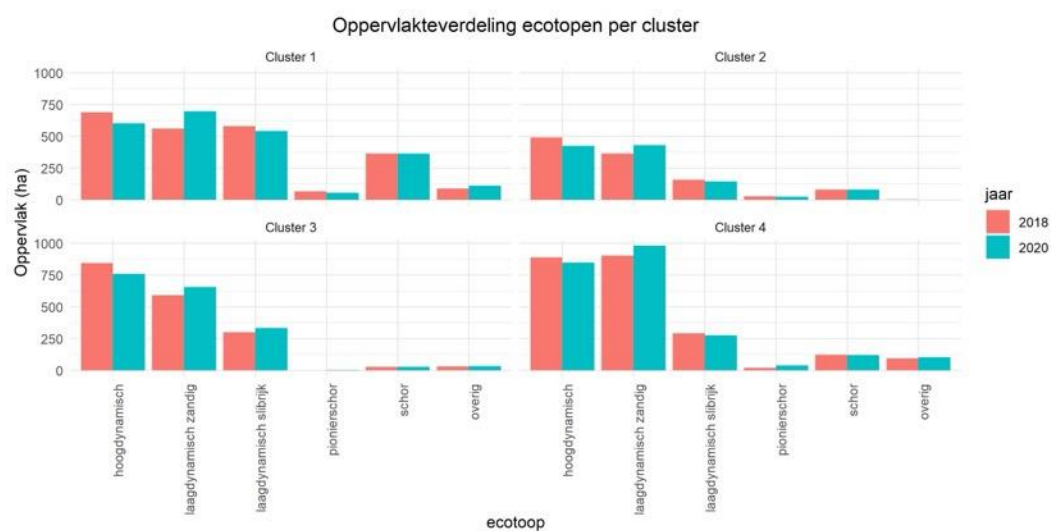
Wageningen UR (University & Research centre) en Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee (NIOZ). IMARES rapport C066/16.

Zwarts L. & J.H. Wanink, 1993. How the food supply harvestable by waders in the Wadden Sea depends on the variation in energy content, body weight, biomass, burying depth and behaviour of tidal-flat invertebrates. *Neth. J. Sea Res.* 31:441-476.

Zwarts L., Blomert A-M., Bos D., M. Sikkema, 2011. Exploitation of intertidal flats in the Oosterschelde by estuarine birds, A&W rapport 1657 Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.

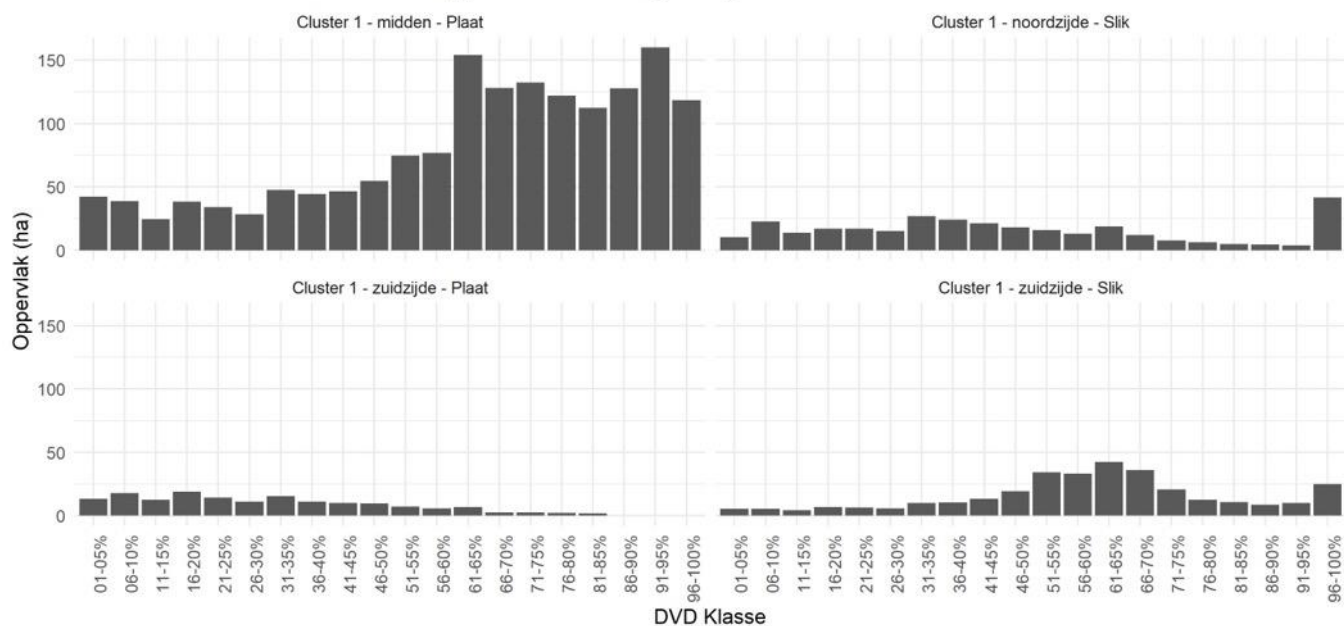


Bijlage 1 Abiotische variabelen (histogrammen en kaarten)

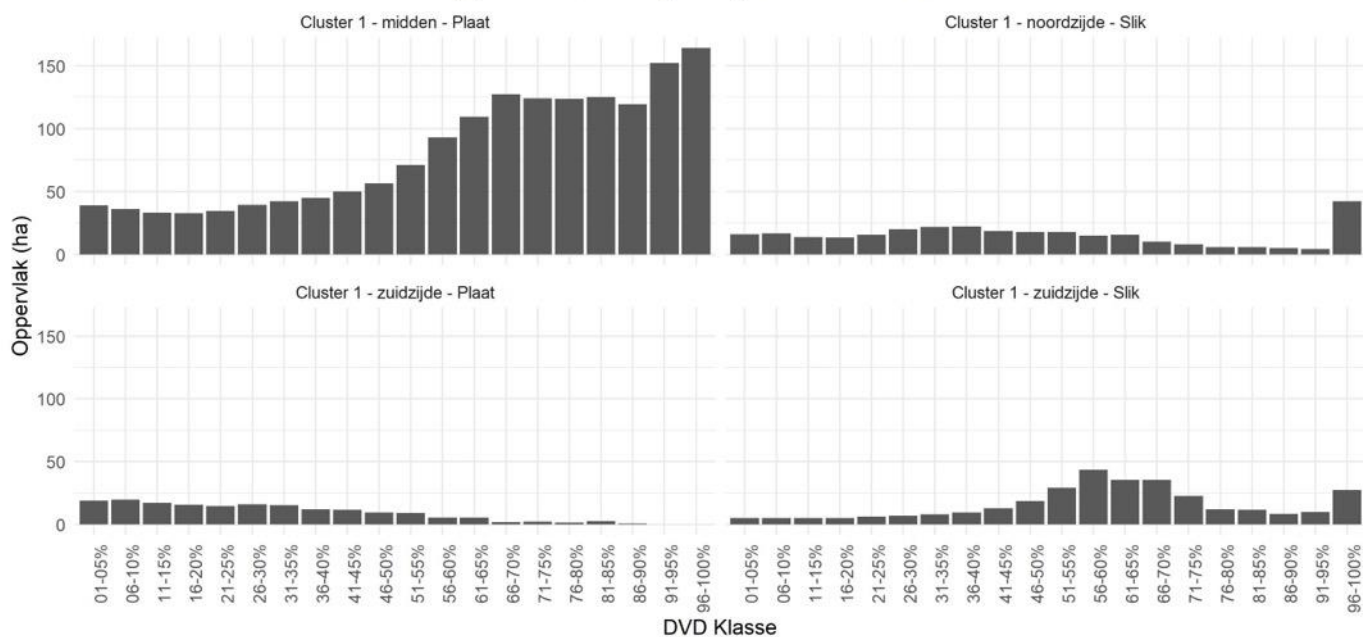




Oppervlakteverdeling droogvalduur 2018 Cluster 1

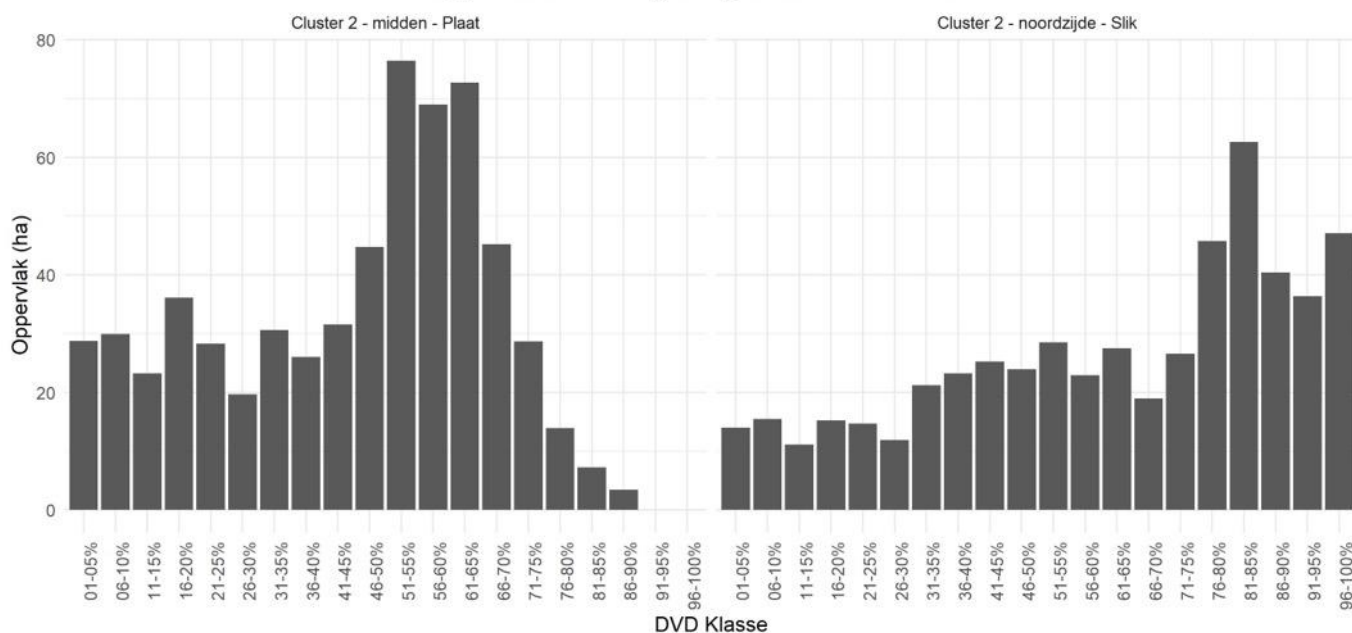


Oppervlakteverdeling droogvalduur 2020 Cluster 1

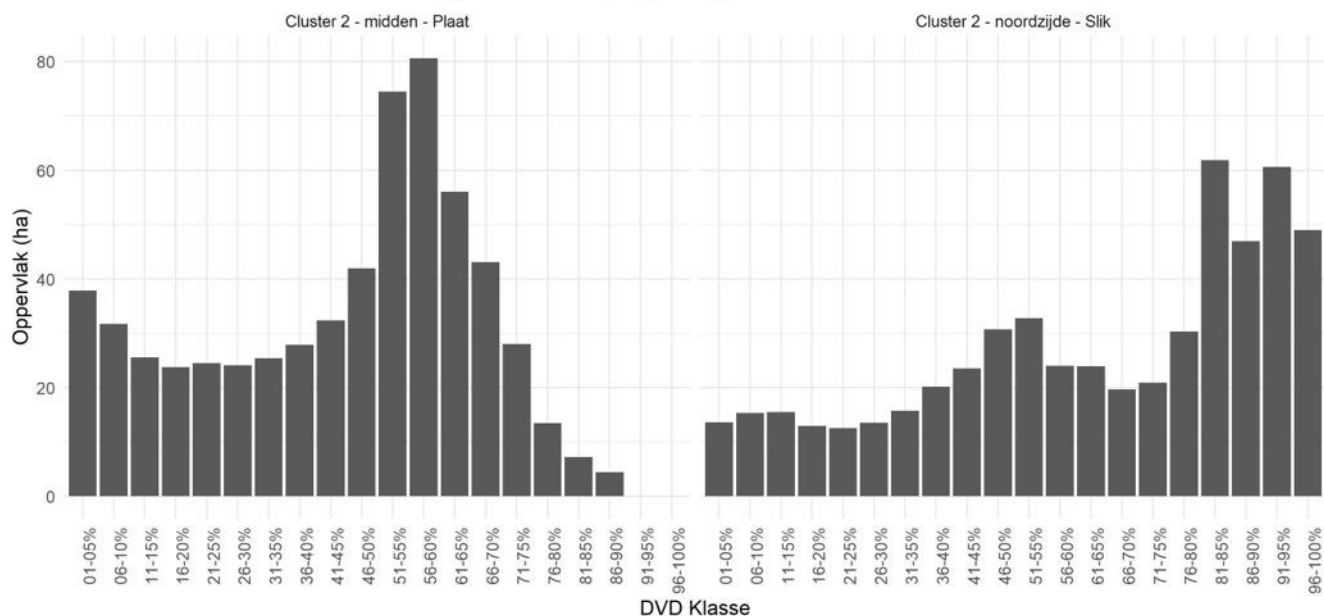




Oppervlakteverdeling droogvalduur 2018 Cluster 2

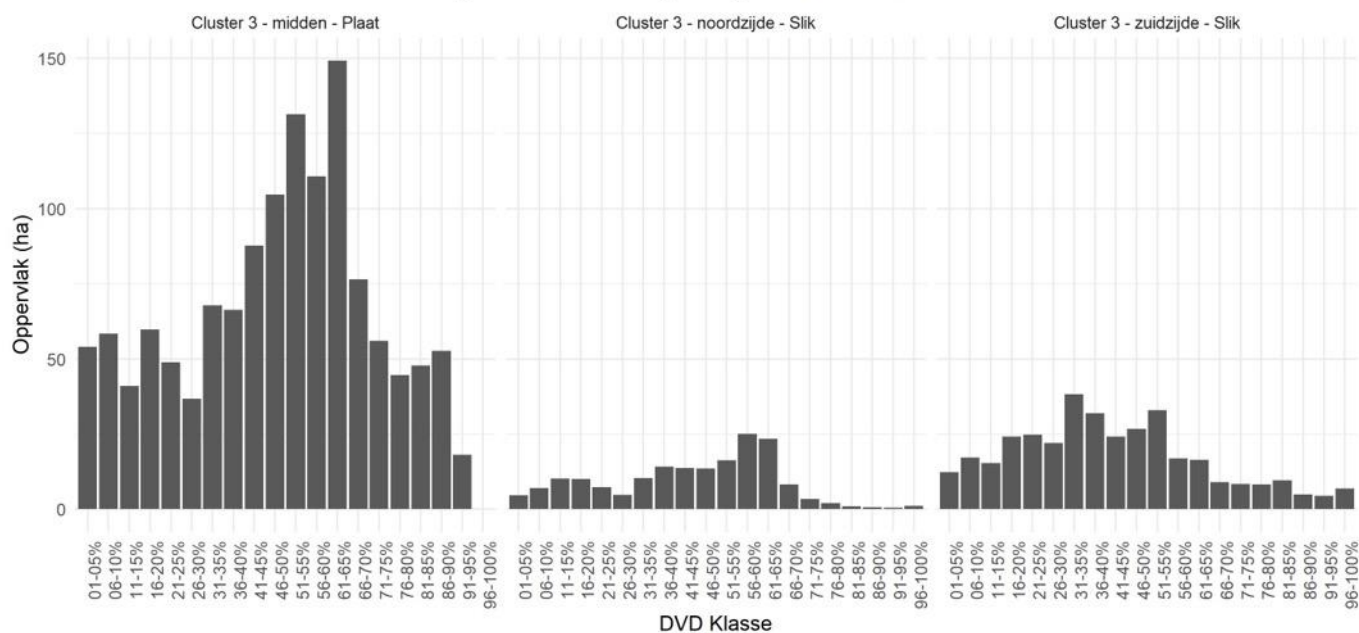


Oppervlakteverdeling droogvalduur 2020 Cluster 2

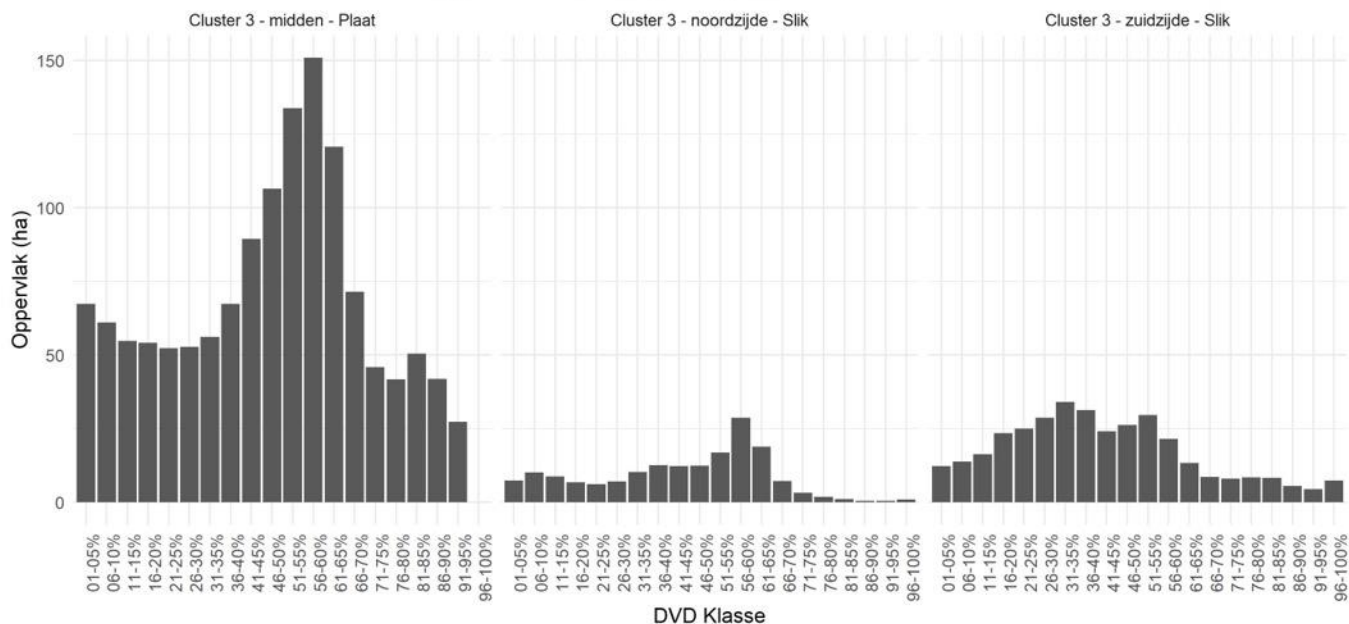




Oppervlakteverdeling droogvalduur 2018 Cluster 3

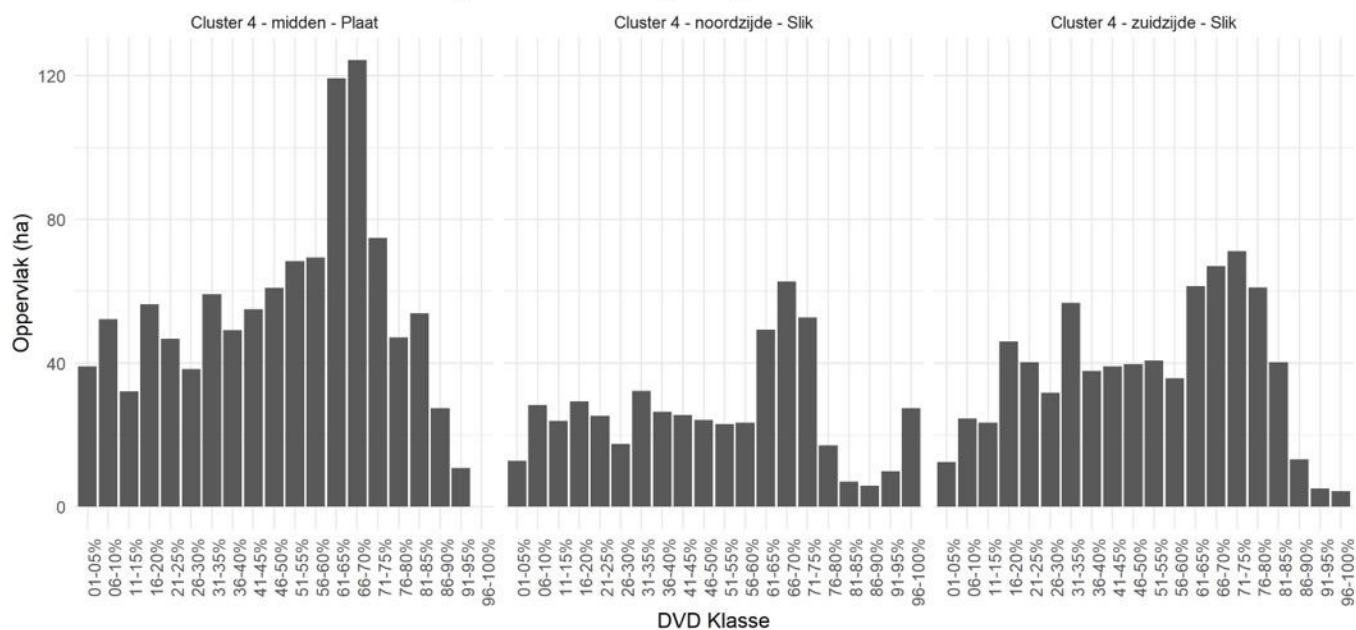


Oppervlakteverdeling droogvalduur 2020 Cluster 3

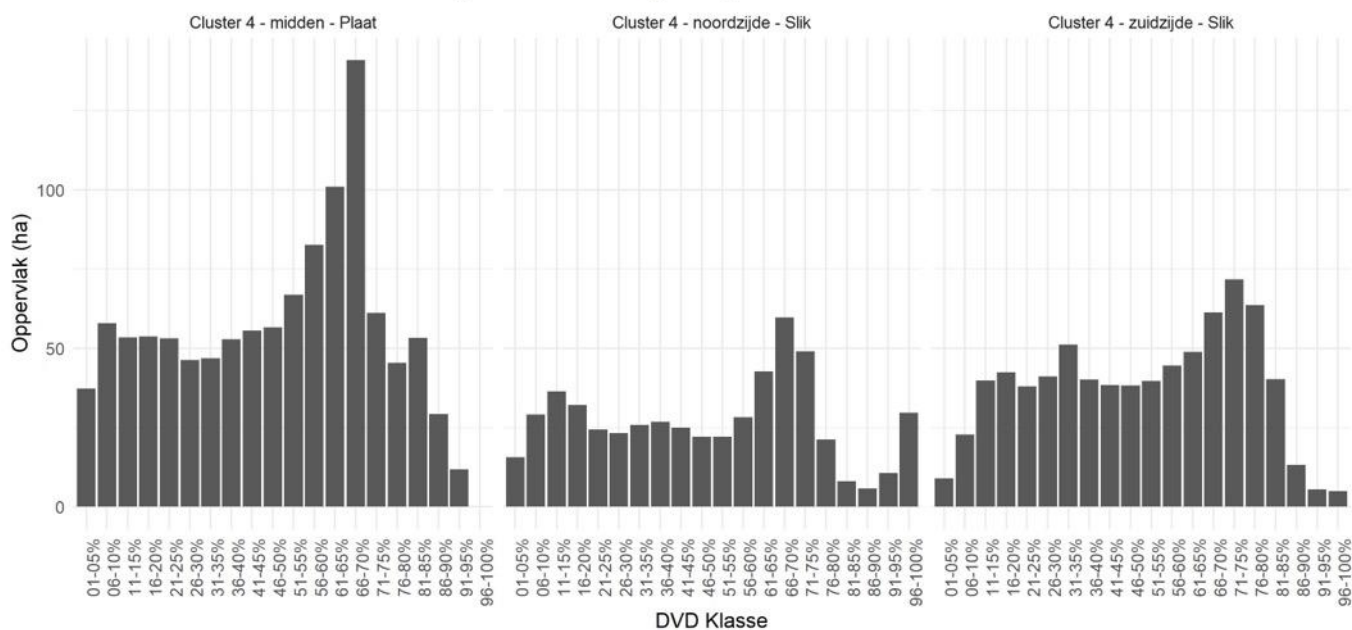




Oppervlakteverdeling droogvalduur 2018 Cluster 4



Oppervlakteverdeling droogvalduur 2020 Cluster 4

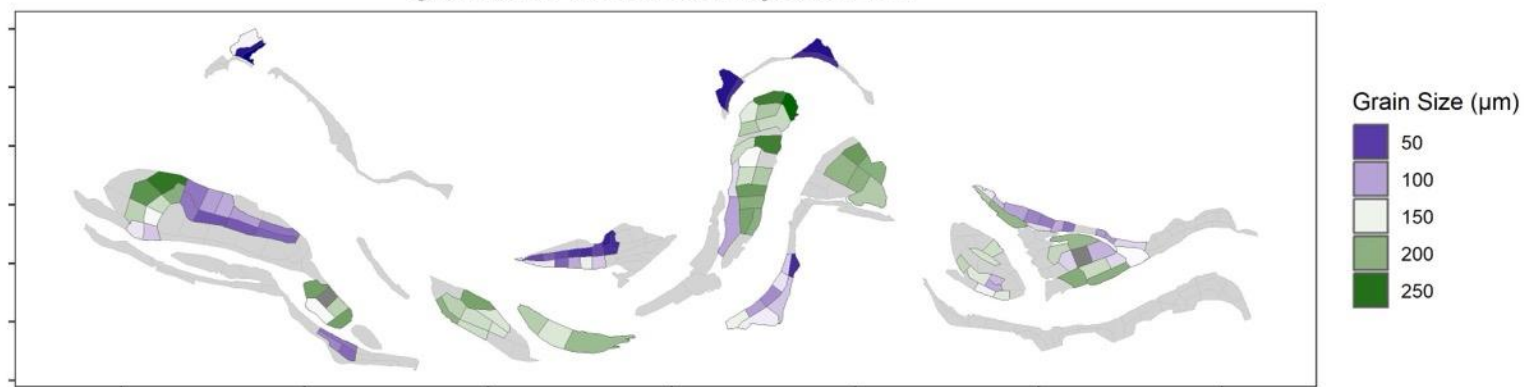




gemiddelde mediane korrelgrootte 2020

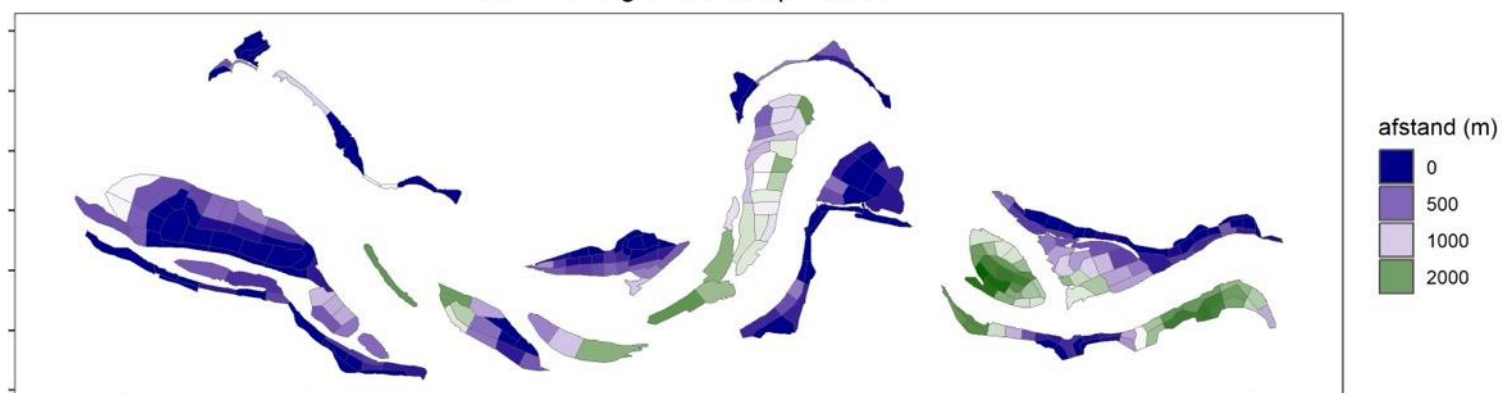


gemiddelde mediane korrelgrootte 2021

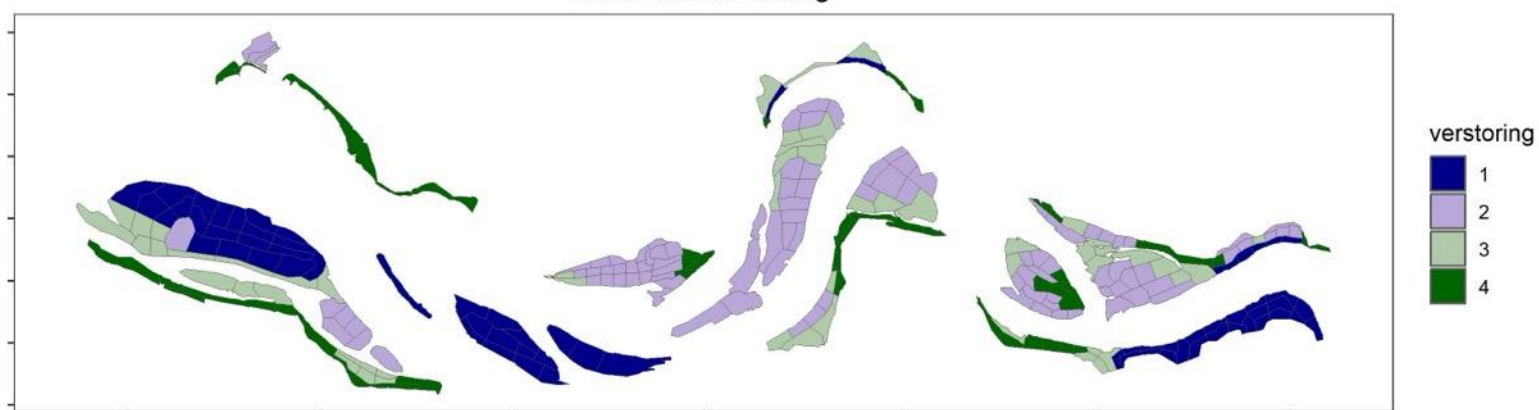




afstand hoogwatervluchtplaatsen

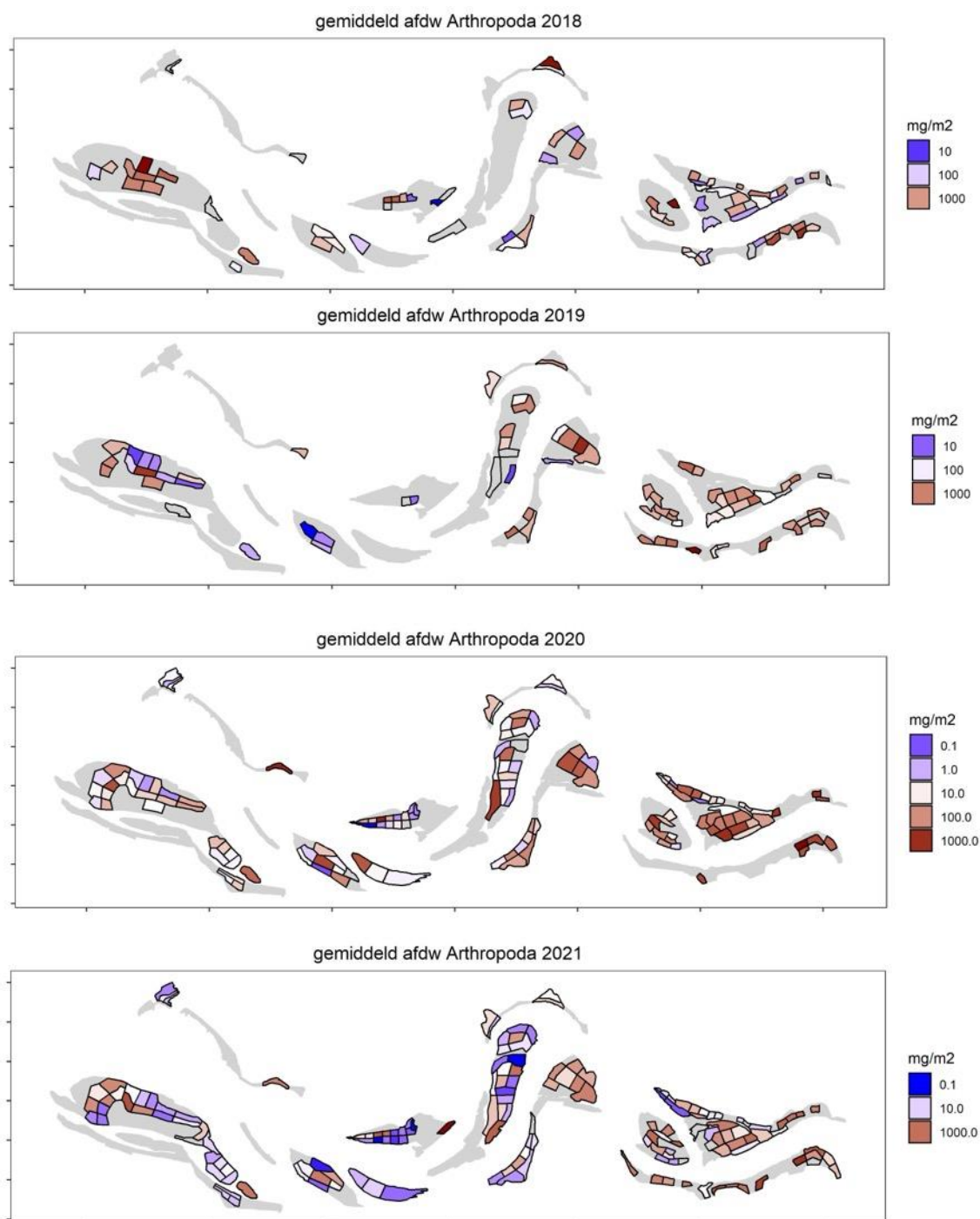


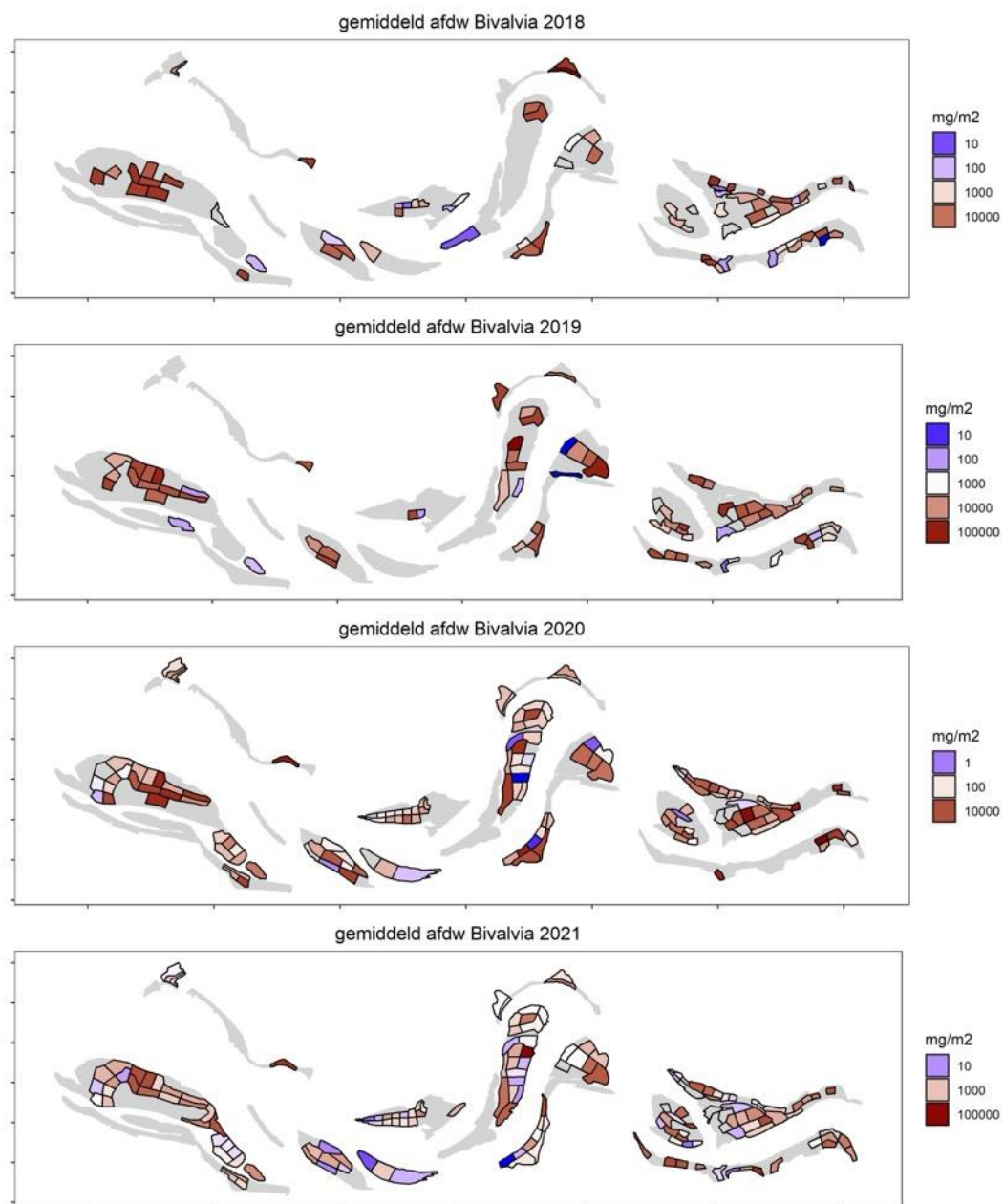
mate van verstoring

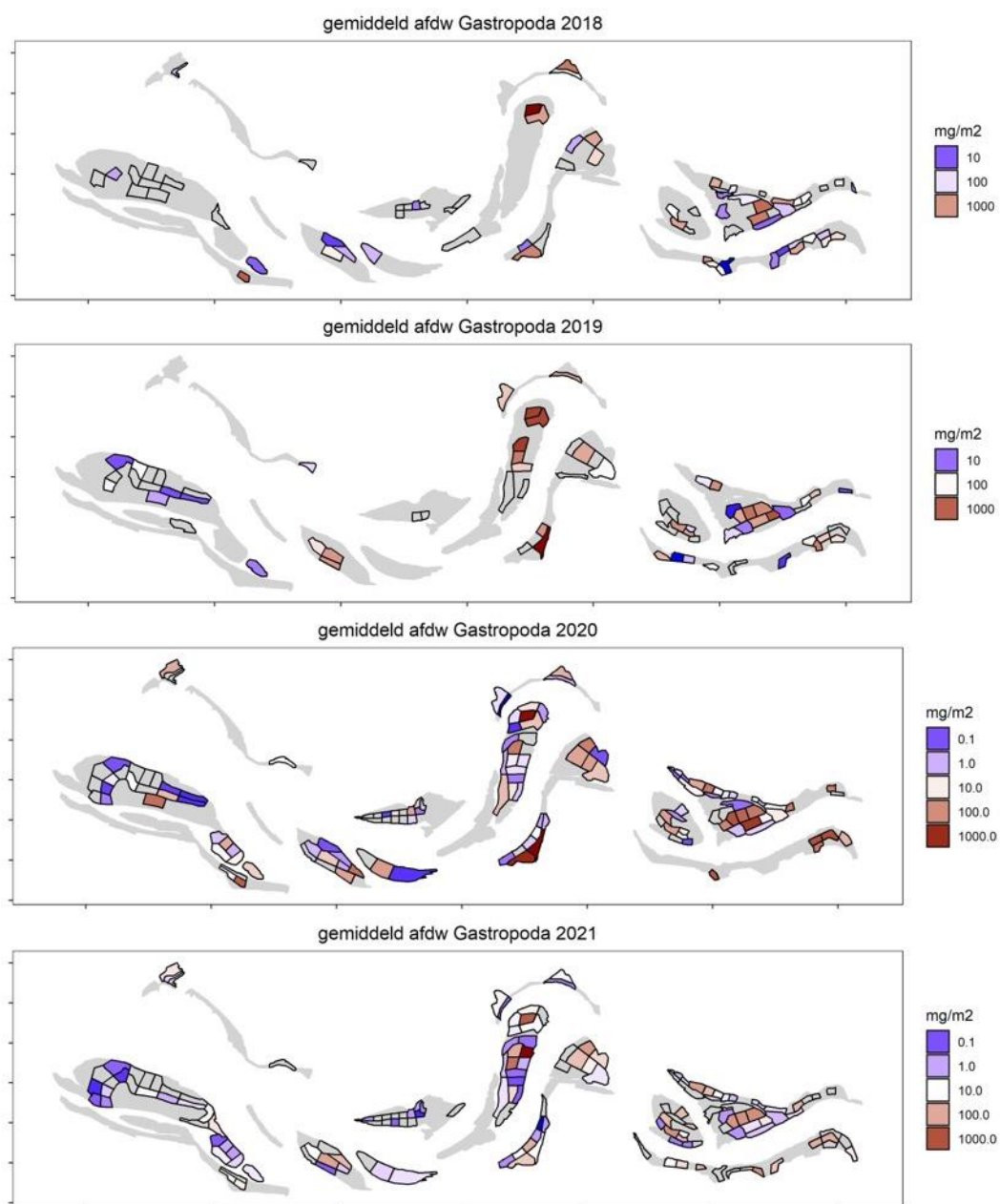


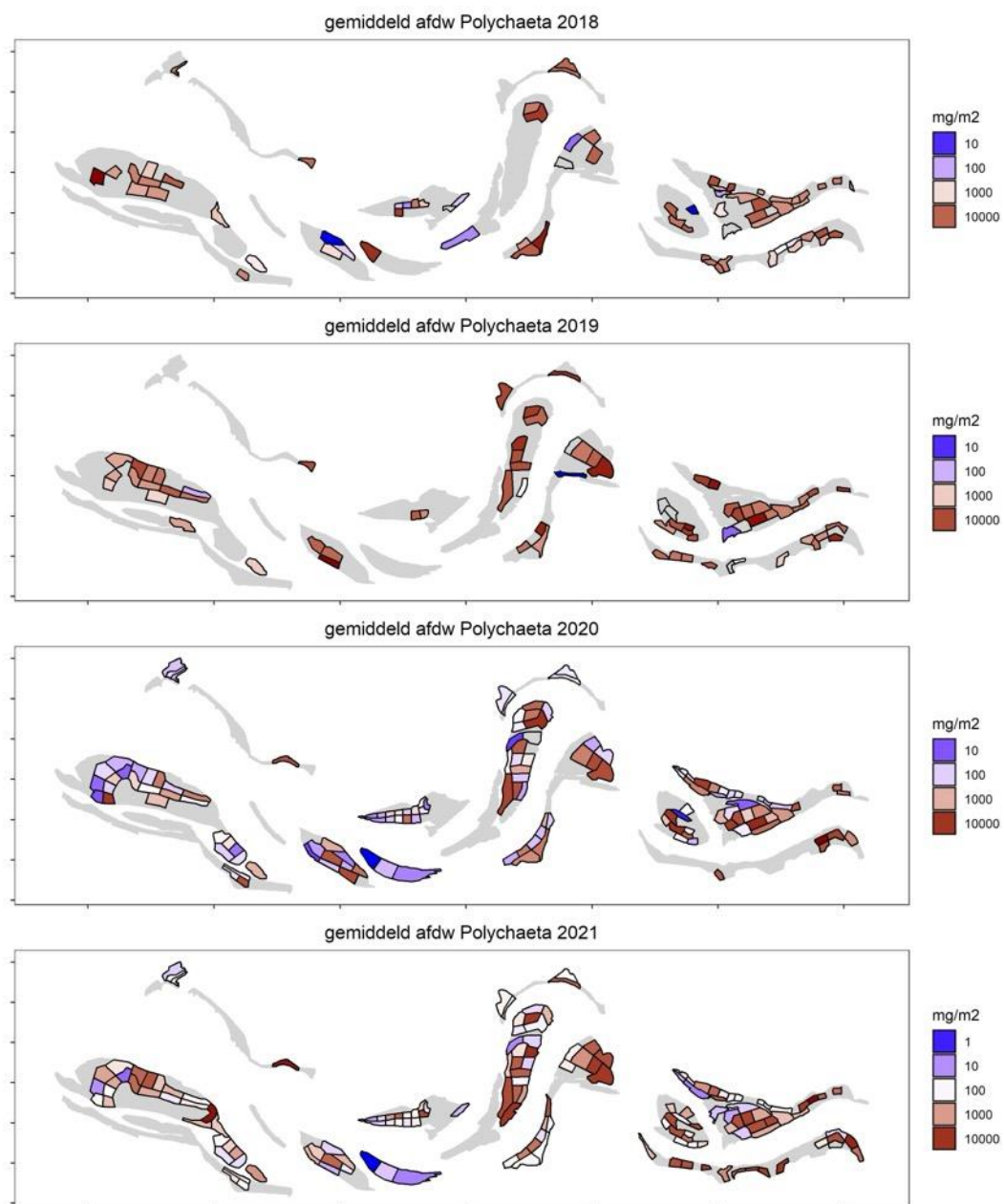


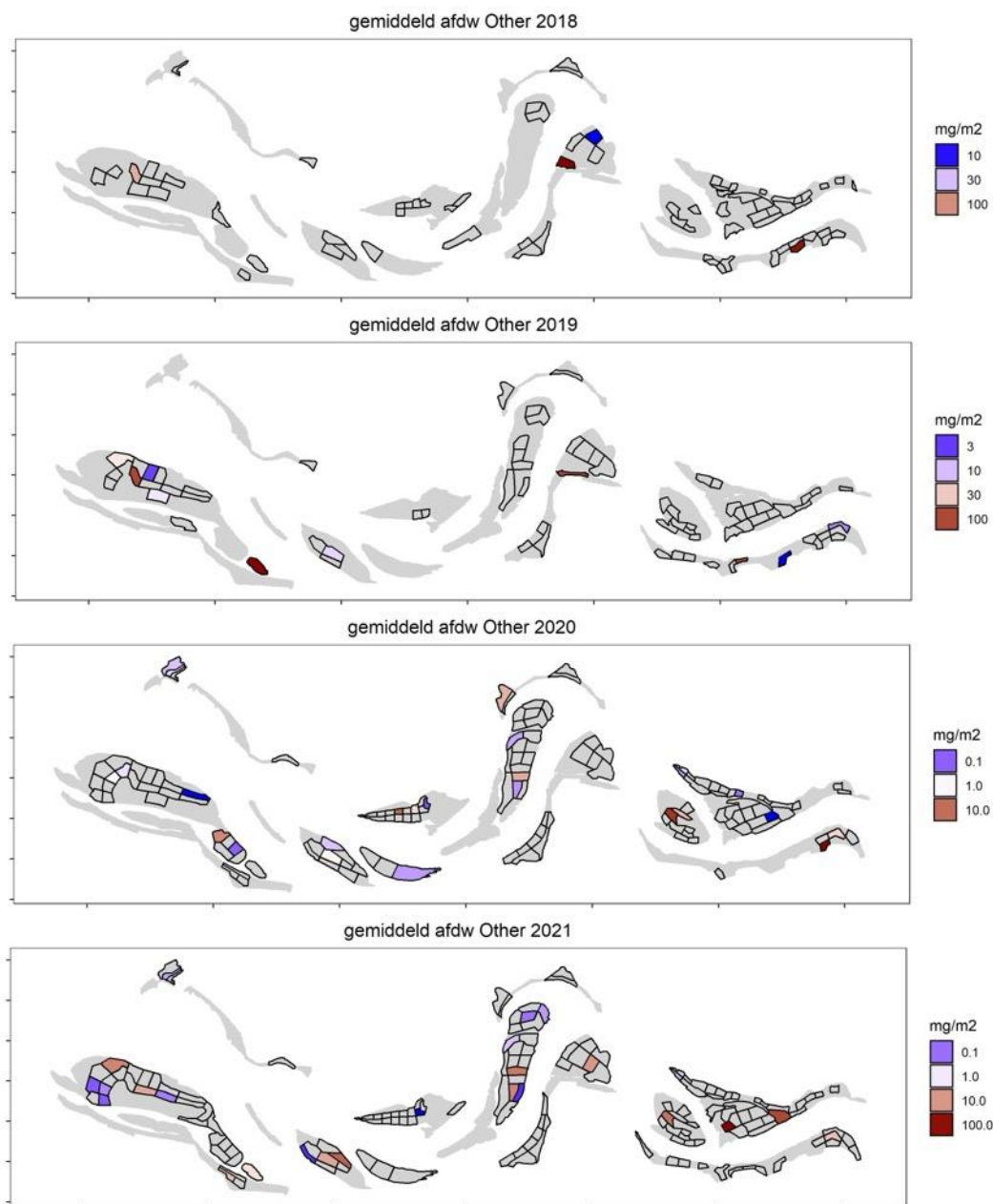
Bijlage 2 Macrofauna (kaarten)







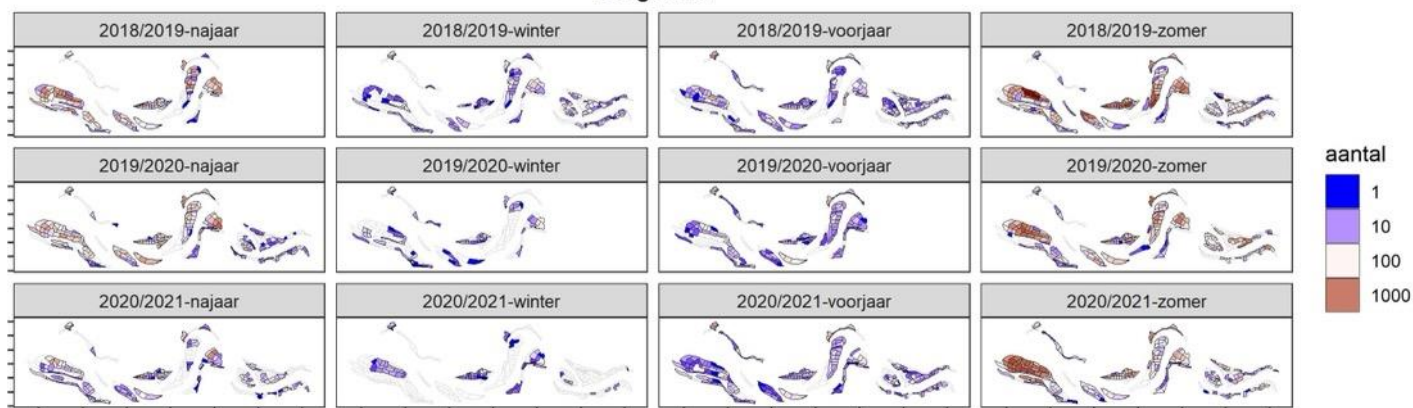




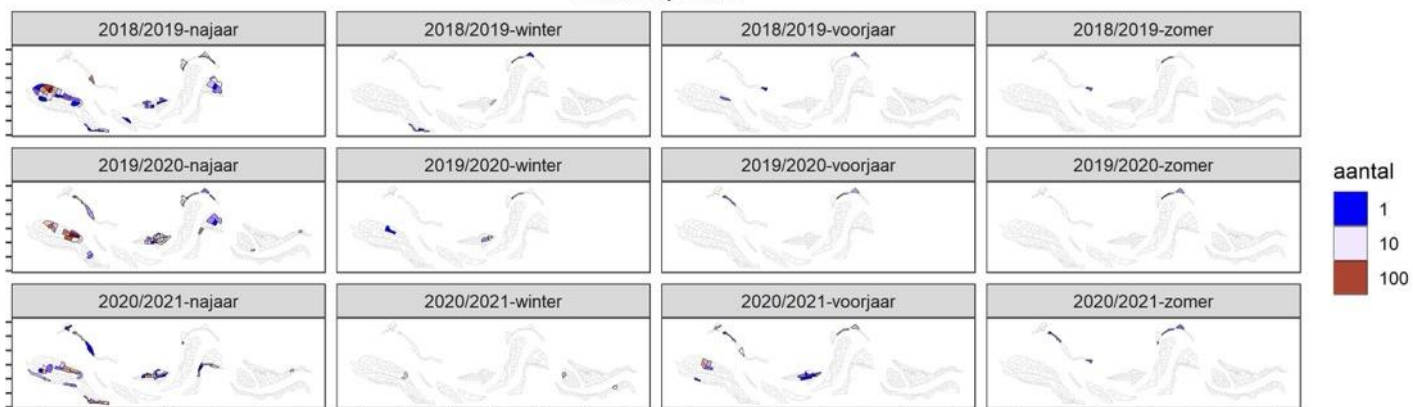


Bijlage 3 Vogels (kaarten)

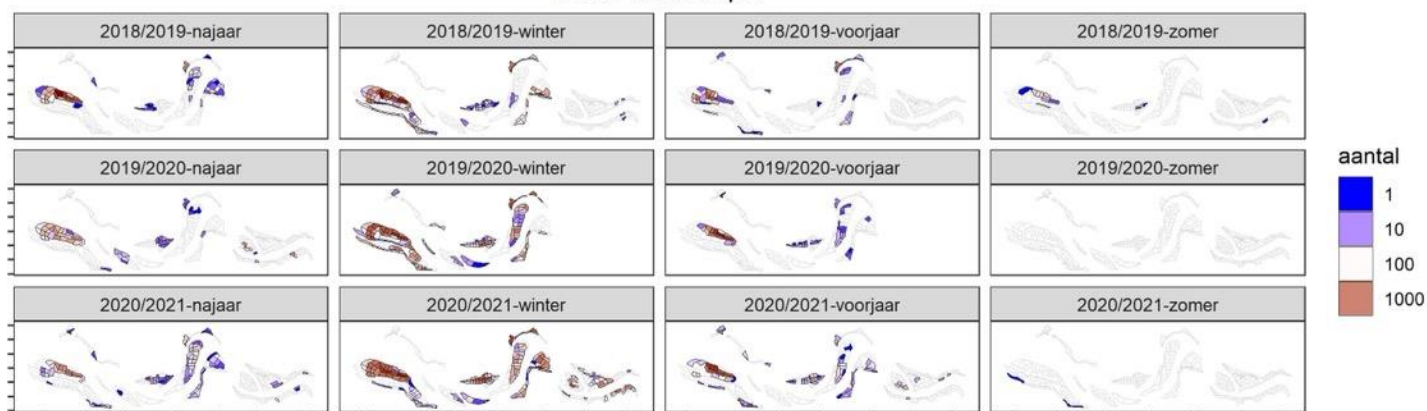
Bergeend



Bontbekplevier

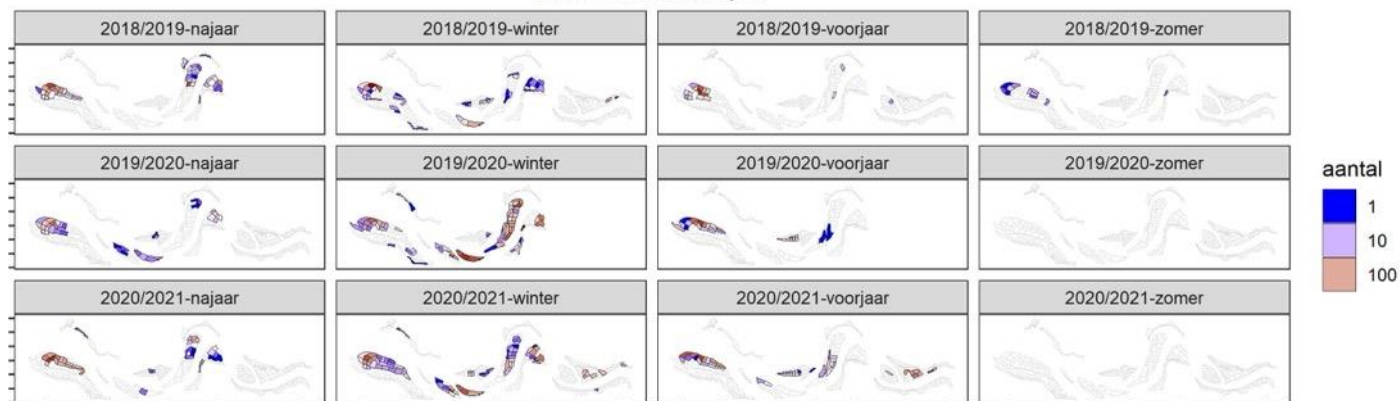


Bonte Strandloper

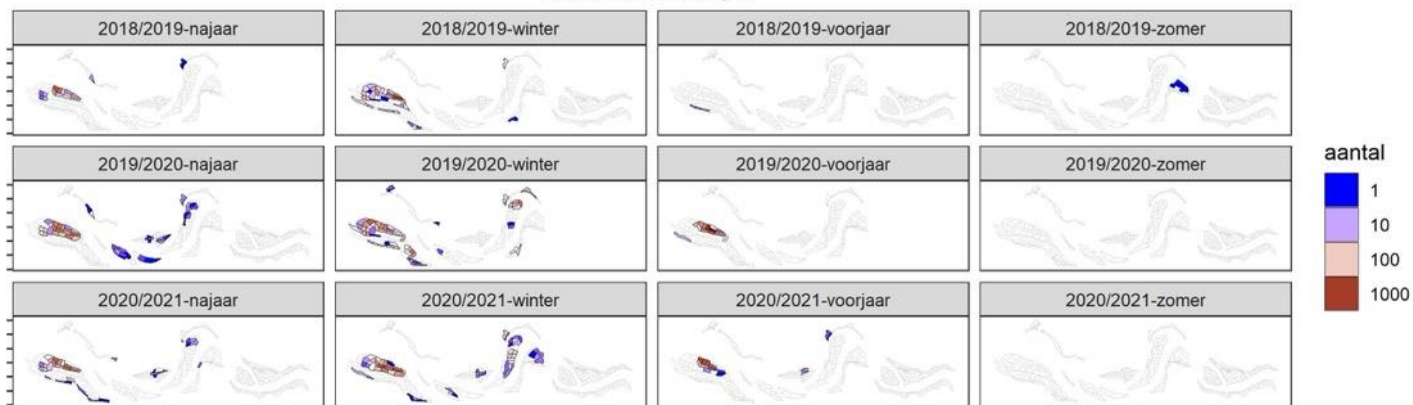




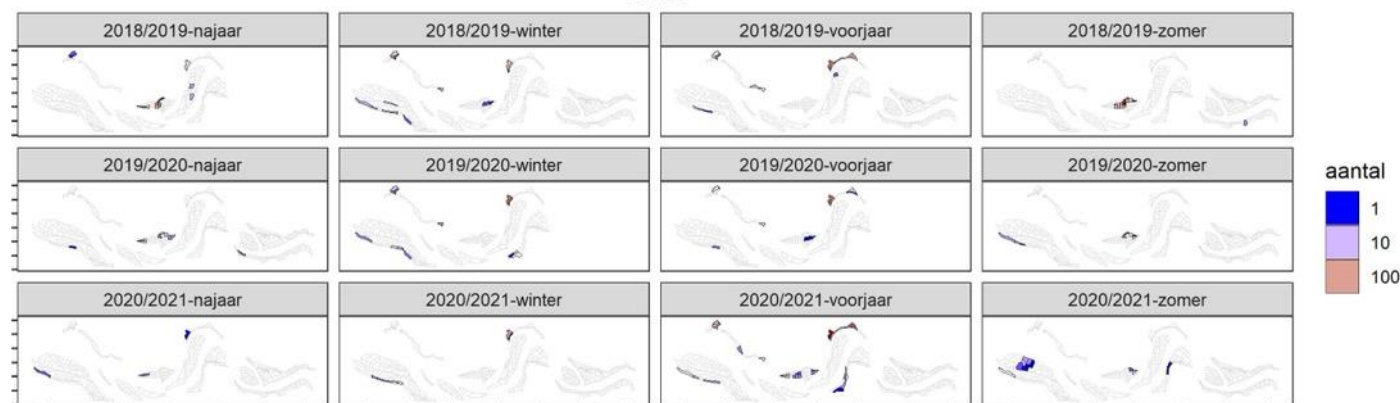
Drieteenstrandloper



Kanoetstrandloper

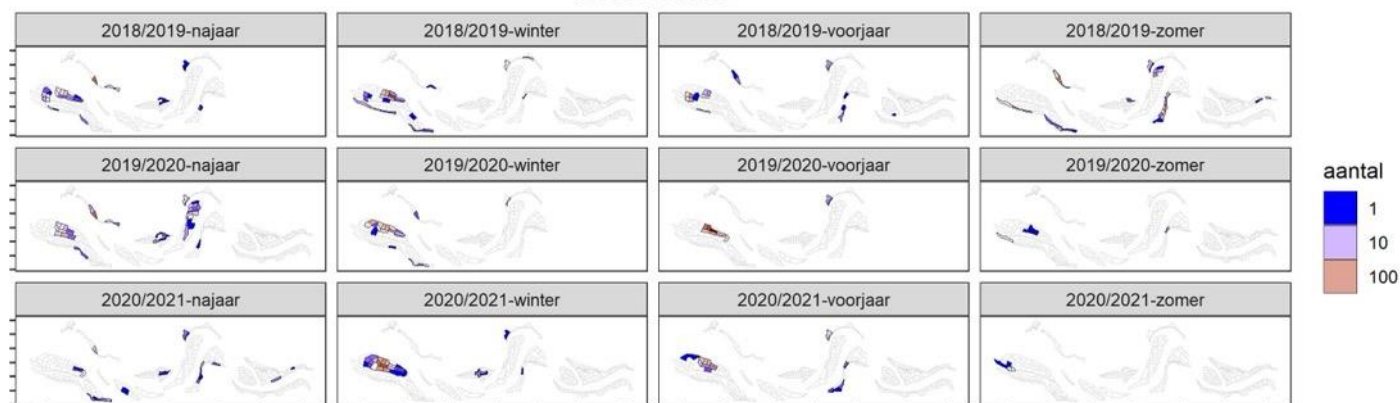


Kluut

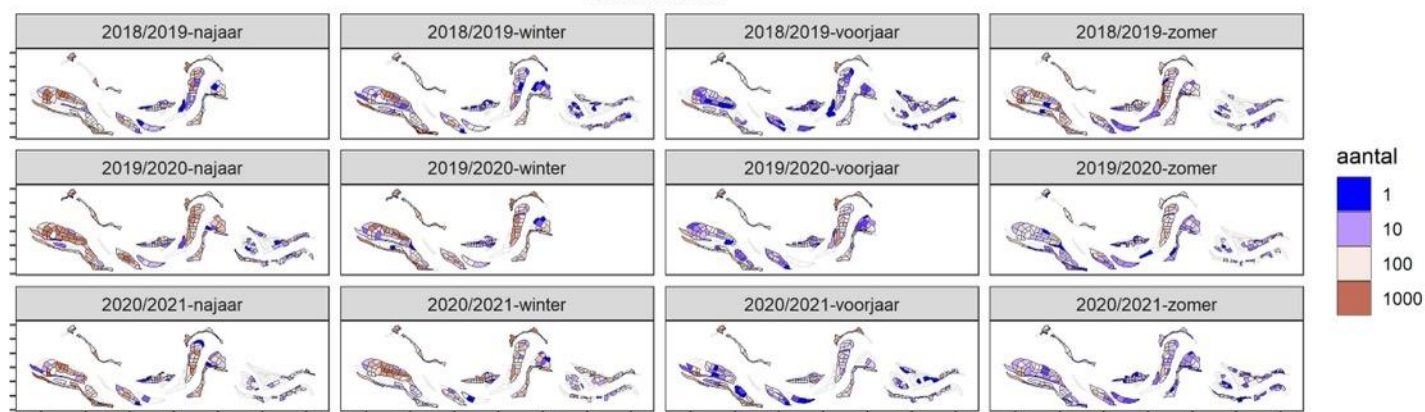




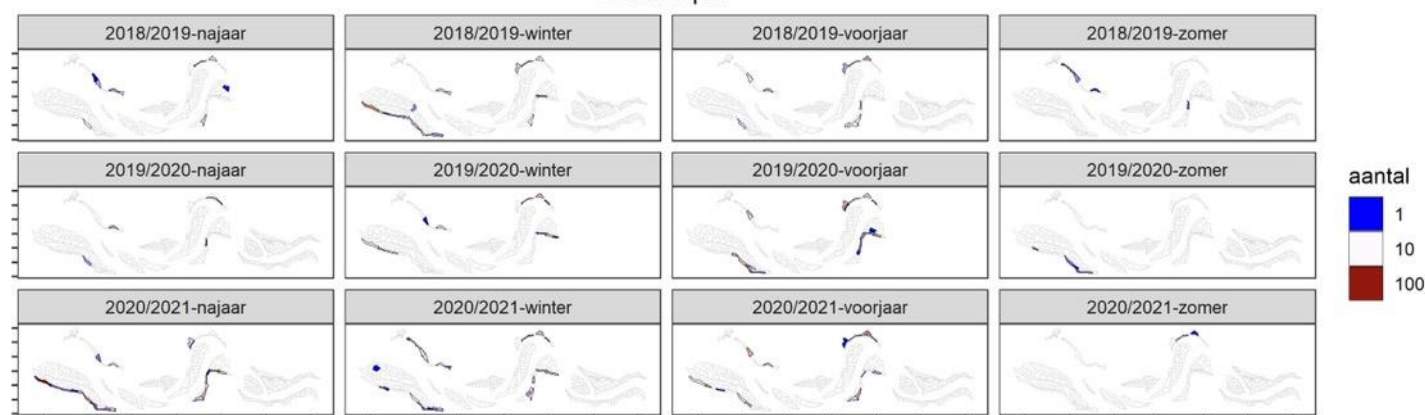
Rosse Grutto



Scholekster

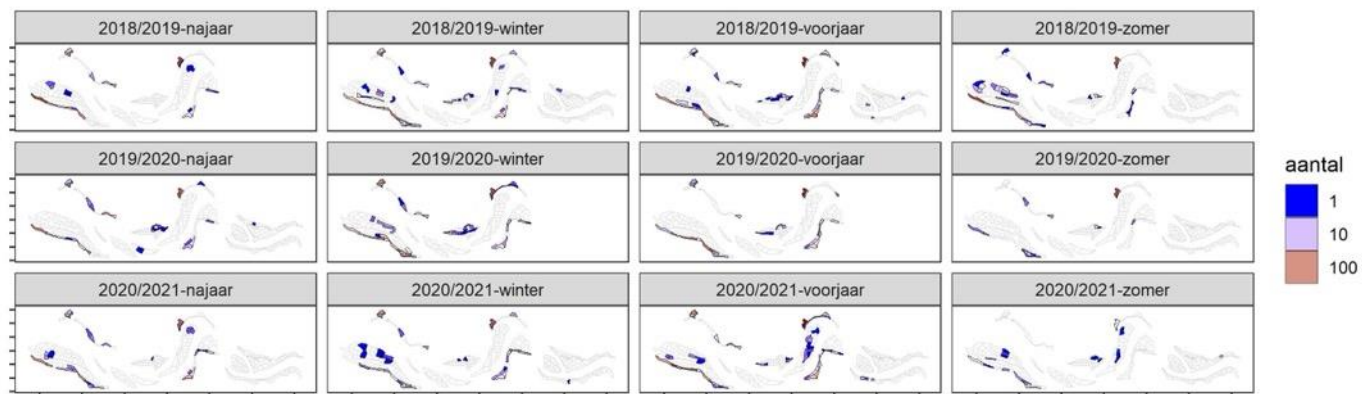


Steenloper

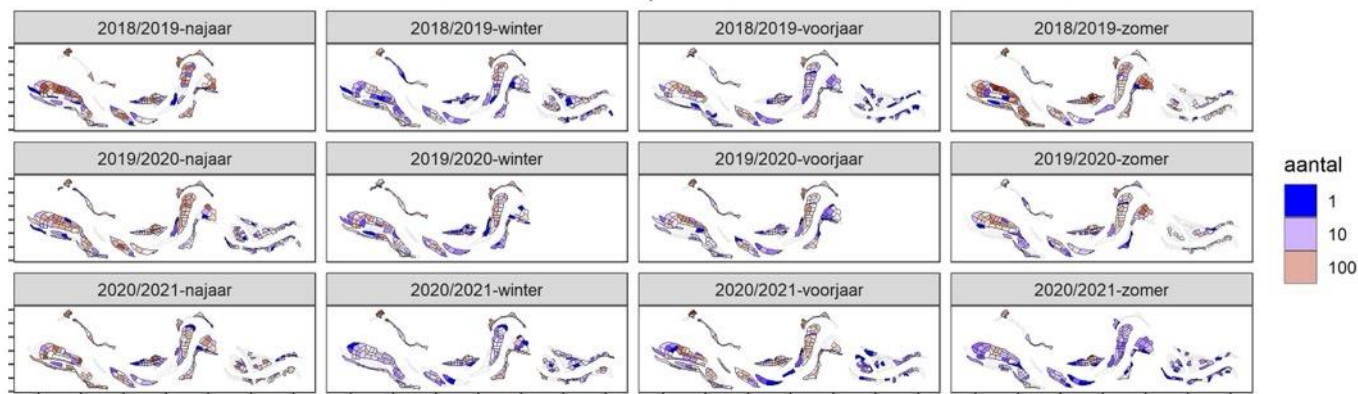




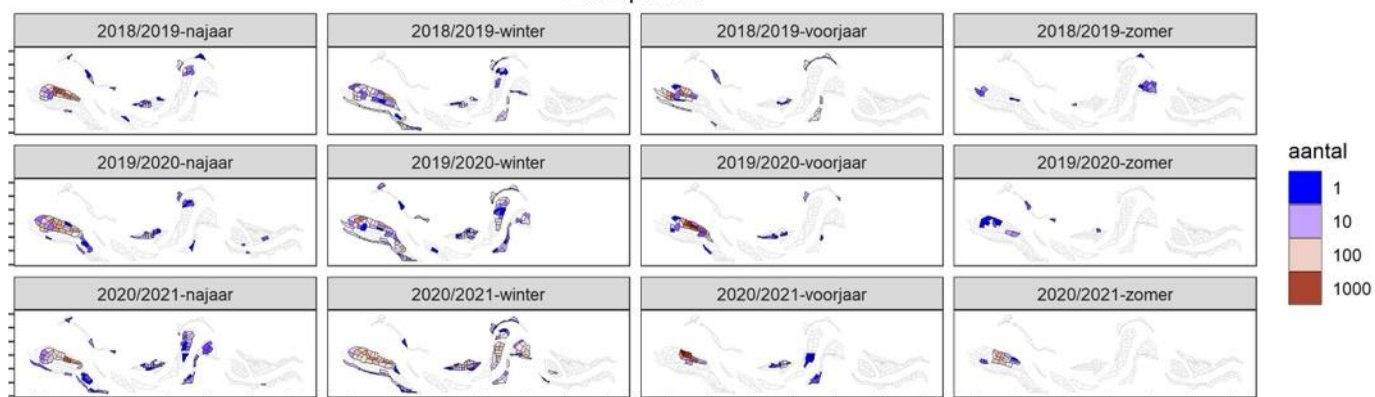
Tureluur



Wulp



Zilverplevier

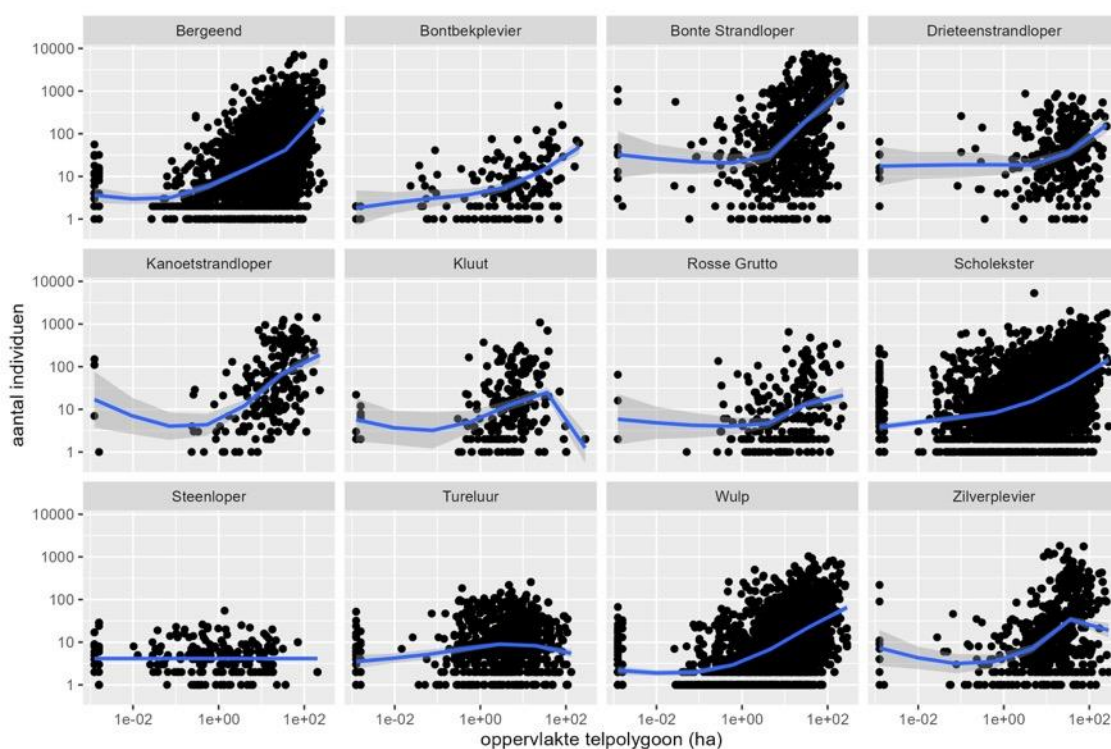




Bijlage 4 Achtergronden bij de selectie van aggregatie units

B4.1 Relatie tussen het aantal getelde vogels per soort en de oppervlakte van de telpolygonen

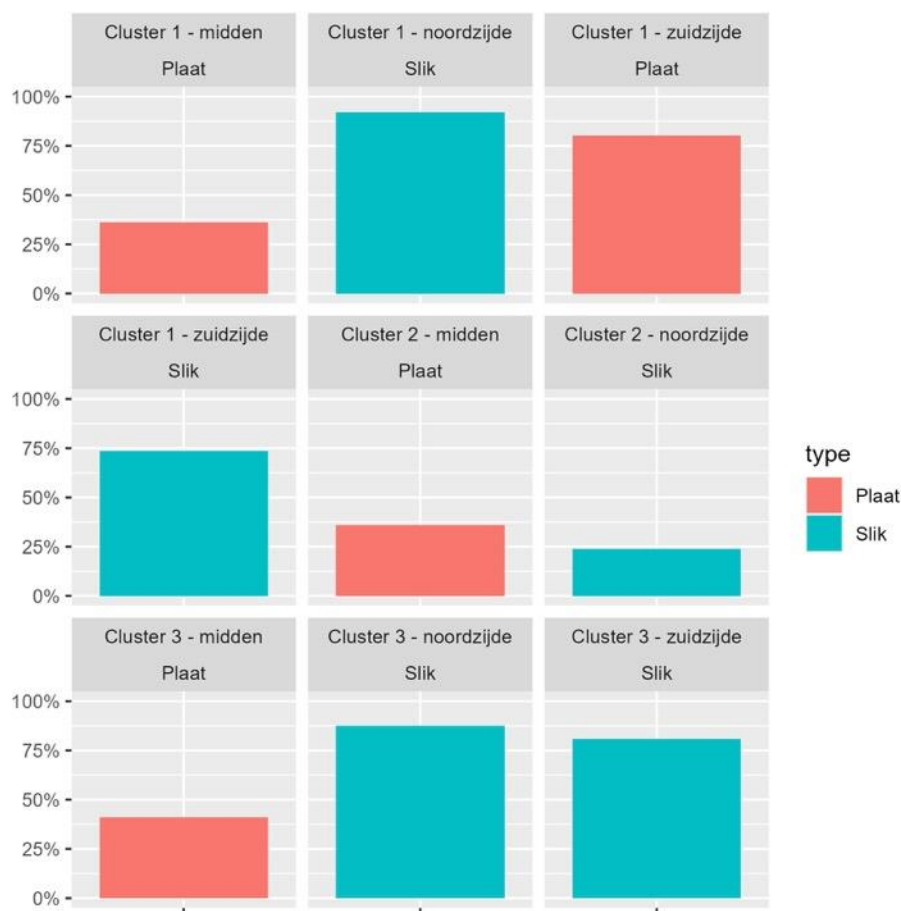
Figuur B4.1 geeft de relatie tussen het aantal getelde vogels en de oppervlakte van de telpolygonen. Voor de soorten met de hoogste aantallen is er een positief verband tussen de grootte van de telpolygonen en de aantallen geteld. Toch zit hier nog steeds een zeer grote variatie op. Grote polygonen bevatten vaak een laag aantal getelde vogels. Voor soorten die in minder hoge aantallen voorkomen is er geen duidelijk verband tussen de grootte van de telpolygonen en het aantal getelde individuen.



Figuur B4.1 Relatie tussen het aantal getelde vogels per soort en de oppervlakte van de telpolygonen.

B4.2 Overlap tussen telpolygonen en aggregatie units niveau 1

Figuur B4.2 geeft een inschatting van de overlap tussen telpolygonen en aggregatie units. Dit toont dat op niveau1 (kleinste ruimtelijk niveau) telpolygonen vaak gespreid liggen over verschillende aggregatie units. Vooral op de platen overlappen telpolygonen vaak met meerdere aggregatie units. Op de slikken ligt meestal 80% of meer van de oppervlakte van een telpolygoon (behalve voor Cluster 2 noord) binnen één aggregatie unit.



Figuur B4.2 Het percentage van telpolygonen dat met het grootste deel van hun oppervlakte ($\geq 80\%$) binnen één aggregatie unit op niveau 1 liggen.

B4.3 Selectie van geschikte aggregatie units en telmomenten voor verdere analyse

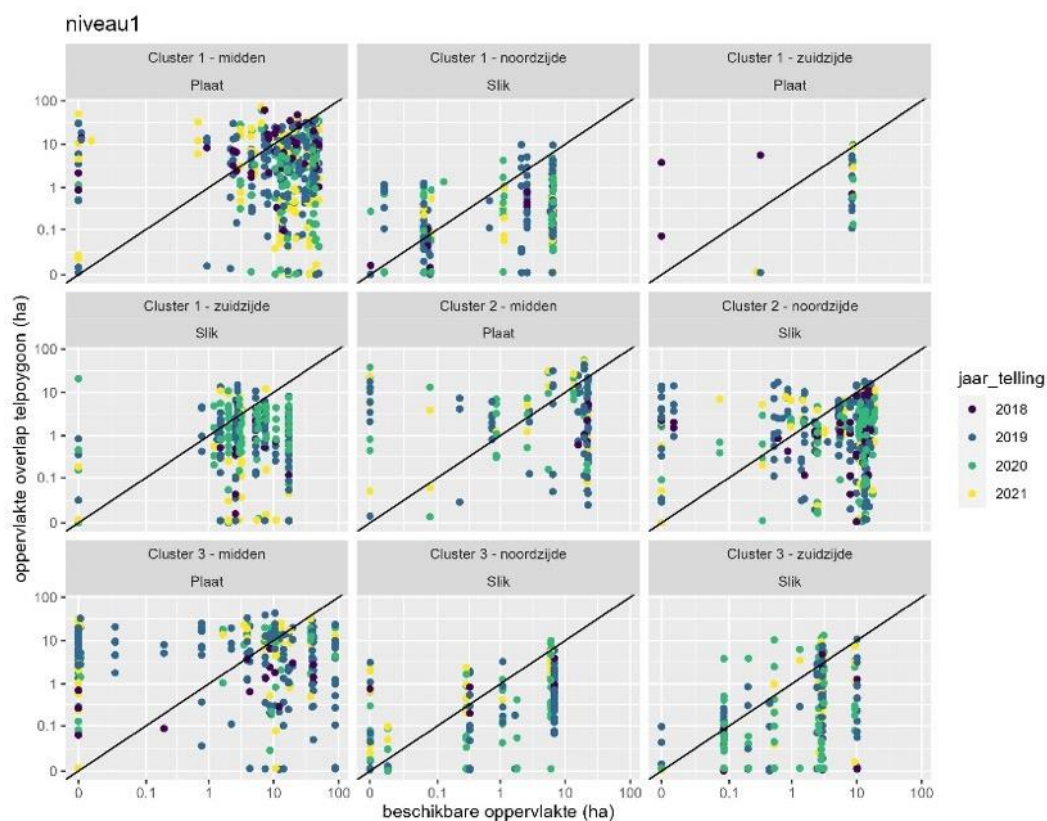
Een aantal aggregatie units zijn *a priori* niet geschikt voor analyse omdat er te weinig slik areaal in vervat zit (vb. units in het schor of grotendeels in het subtidaal) of omdat de het droogliggende slikoppervlak op het moment van de telling verwaarloosbaar is. Daarom zijn deze aggregatie units uit de dataset verwijderd. Het criterium om aggregatie units in de analyses mee te nemen is dat ze voor minstens 33% uit slik areaal bestaan op aggregatie niveau 1. Indien er minder slik areaal aanwezig is, is er een te grote kans dat waargenomen vogels daar zitten om andere redenen (vb. rusten op hoger gelegen schor of op het water).

Daarnaast is ook nagegaan in hoeverre units voldoende beschikbaar slik areaal hebben op het ogenblik van de telling. Een vergelijking tussen de oppervlakte van de telpolygonen en de beschikbare oppervlakte slik in telronde 1 (i.e. wanneer er minst slik droog ligt) (figuur B4.3), suggereert dat de telpolygonen vaak groter zijn (punten boven de diagonaal) dan de beschikbare oppervlakte aan slik op het moment dat er geteld werd. In een aantal gevallen is de geschatte beschikbare oppervlakte zelfs zo goed als nul. Deze discrepantie tussen de oppervlakte van telpolygonen en beschikbare oppervlakte slik is niet afhankelijk van de vogelsoort. Hoewel de berekening van beschikbaar areaal gebaseerd is op vierjaarlijkse



gemiddelden van de droogvalduur, en daarom niet altijd precies overeenkomt met het eigenlijke beschikbare areaal op het moment van een telling, geeft het weinig tot niet voorkomen van (geschat) beschikbaar areaal toch een duidelijke indicatie van onzekerheid op de ingeschatte locatie van de aantallen. Aantallen die zijn ingetekend in zones met weinig tot geen beschikbaar areaal, zijn mogelijks verkeerd ingetekend (door de soms grote afstand tussen de waarnemers en de getelde vogels is dit niet onwaarschijnlijk) en bemoeilijken de match tussen aantallen en omgevingsvariabelen. Gebieden met weinig tot geen beschikbaar slik areaal op het ogenblik van de telling zijn daarom *a priori* uitgesloten als gunstig gebied voor (foeragerende) vogels. Uitsluiten van aggregatie units voor bepaalde tellingen gebeurde aan de hand van volgende criteria:

- Om tellingen weg te laten uit de analyse op basis van beschikbaar slik areaal, is in de eerste plaats nagegaan of het beschikbaar areaal op aggregatie niveau 2 (= op niveau van volledig slik van laagwaterlijn tot schor) op het moment van de telling groter is dan 1 ha. Zones met een kleiner beschikbaar slikareaal in een gegeven telronde zijn uit de dataset verwijderd. Hier wordt dus in de eerste plaats gekeken naar het beschikbaar areaal in een iets groter gebied.
- Daarenboven is echter ook nog een minimum van 0.1 ha beschikbaar areaal opgelegd op niveau 1. Dit laatste heeft ook een technische reden: oppervlaktes dienen voor de analyse logaritmisch getransformeerd te worden, en indien de oppervlakte 0 is, is dit niet mogelijk.



Figuur B4.3 Vergelijking tussen de oppervlakte van de telpolygoon en de beschikbare slikoppervlakte in de aggregatie units (niveau 1) in telronde 1 ($\approx$ 1 uur na hoogwater). Punten onder de diagonaal geven aan dat de beschikbare oppervlakte slik areaal zoals verwacht groter is dan de ingetekende telpolygoon. Punten boven de diagonaal geven een mismatch weer tussen de beschikbare oppervlakte slik areaal en de ingetekende oppervlakte waarbinnen de getelde vogels zich bevinden.



Bijlage 5 Achtergronden bij de statistische verkenningen

B5.1 Statistische verkenningen van de verklarende variabelen

Het resultaat van de bewerkingsstappen zoals beschreven in hoofdstuk 3 is een dataset waarin het getelde aantal vogels binnen een aggregatie unit is gekoppeld aan de verschillende (afgeleide) verklarende variabelen. Op basis van de hiërarchische structuur van de aggregatie units worden koppelingen gemaakt tussen de gegevens op verschillende geografische schalen. Niet voor elke variabele is dus dezelfde schaal gebruikt. Het verklarende potentieel van sommige variabelen is immers eerder lokaal (aggregatie niveau 1) terwijl dat voor andere variabelen op een grotere schaal kan zijn (aggregatie niveau 2).

Oppervlakte beschikbaar slik en biomassa's macrofauna zijn logaritmic getransformeerd. Verder dienen de variabelen niet getransformeerd te worden. Om rekenkundige problemen met het berekenen van de statistische modellen te minimaliseren zijn alle continue variabelen wel herschaald volgens:

$$\frac{(x - \text{gem}(X))}{sd(X)}.$$

In de bespreking en figuren worden de variabelen wel telkens weergegeven in de oorspronkelijke schaal. Dit verandert niets aan de relaties. Zoals vermeld, dient de herschaling enkel om technische redenen te worden doorgevoerd.

B5.2 Multicollineariteit tussen omgevingsvariabelen

Indien sprake is van een sterke onderlinge correlatie (of multicollineariteit), dan mogen deze variabelen niet gelijktijdig in een regressieanalyse worden meegenomen. Om dit te onderzoeken is de Generalized Variance Inflation Factor (hierna GVIF) berekend en/of zijn er paarsgewijze correlaties uitgevoerd. De GVIF factor geeft per variabele een inschatting van de gemiddelde correlatie met de overige variabelen en is bij voorkeur niet hoger zijn dan 2.

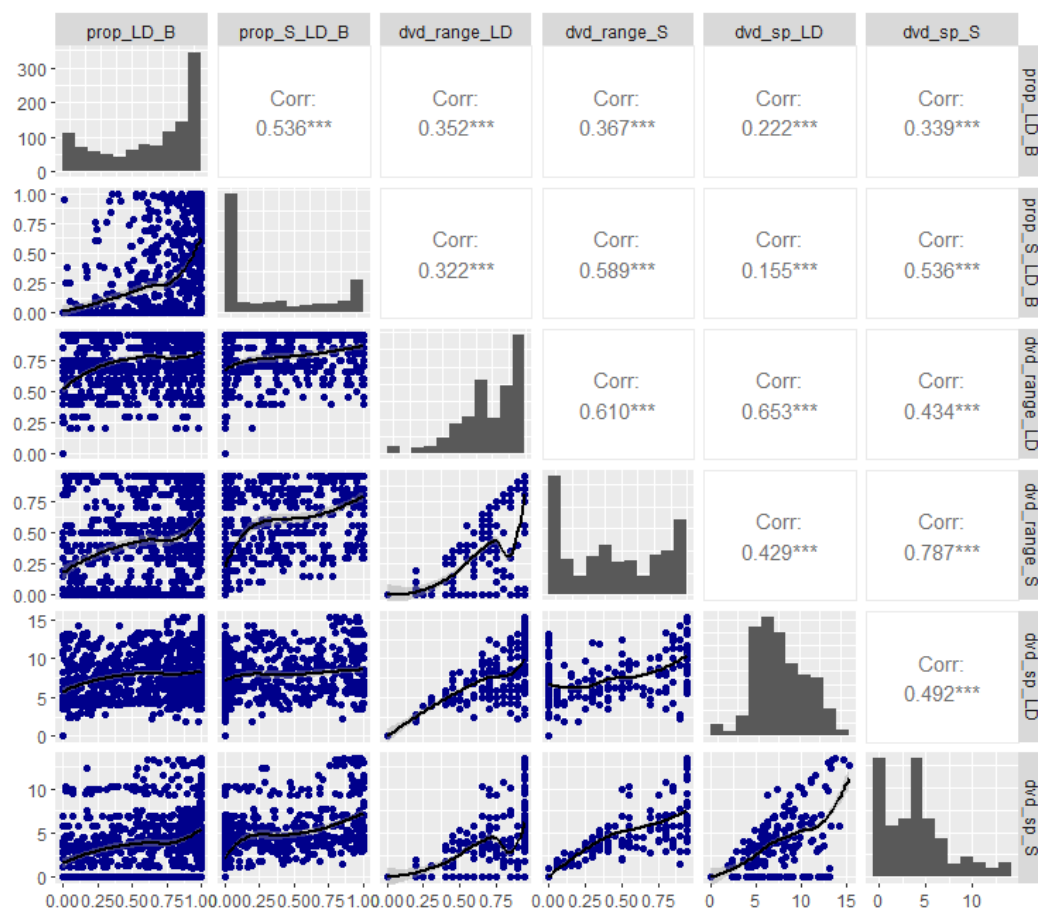
In eerste instantie bekijken we de multicollineariteit tussen de variabelen in verband met proportie en range/spreiding van het laagdynamisch en het slibrijk areaal (tabel B5.1, figuur B5.1). Tussen de variabelen voor *range* (*dvd_range*) en *spreiding* (*dvd_sp*) kan nog een vrij grote collineariteit zitten ($VIF > 2$). Deze variabelen bevatten inderdaad voor een deel dezelfde informatie en kunnen niet allemaal samen in één analyse worden opgenomen. Zowel voor range als voor spreiding is er ook een sterk verband tussen de waarde voor het laagdynamisch en de waarde voor het slibrijk areaal. Uit verkennende analyses blijken er sterkere verbanden met de range of spreiding in het slibrijk areaal dan in het totaal laagdynamisch areaal. Daarom wordt enkel de range of spreiding van de droogvalduur in het slibrijk areaal verder meegenomen in de analyses. Aangezien we *a priori* range of spreiding in slibrijk areaal niet willen uitsluiten, en deze te sterk zijn gecorreleerd, worden de analyses opgesplitst in 2 subanalyses. Eén subanalyse neemt de variabele voor range



in dvd mee (dvd_range_S) en de andere subanalyse neemt de variabele voor spreiding in dvd mee (dvd_sp_S). De resultaten van deze subanalyses worden op het einde met elkaar vergeleken en het best verklarende model wordt dan geselecteerd (zie verder bijlage 6).

Tabel B5.1 GVIF waarden voor de variabelen gerelateerd aan laagdynamisch en slibrijk areaal.

variabele	GVIF
prop_LD_B	1.49
prop_S_LD_B	2.00
dvd_range_LD	2.60
dvd_range_S	3.97
dvd_sp_LD	2.15
dvd_sp_S	3.30



Figuur B5.1 Histogram en correlaties tussen de variabelen gerelateerd aan laagdynamisch en slibrijk areaal.



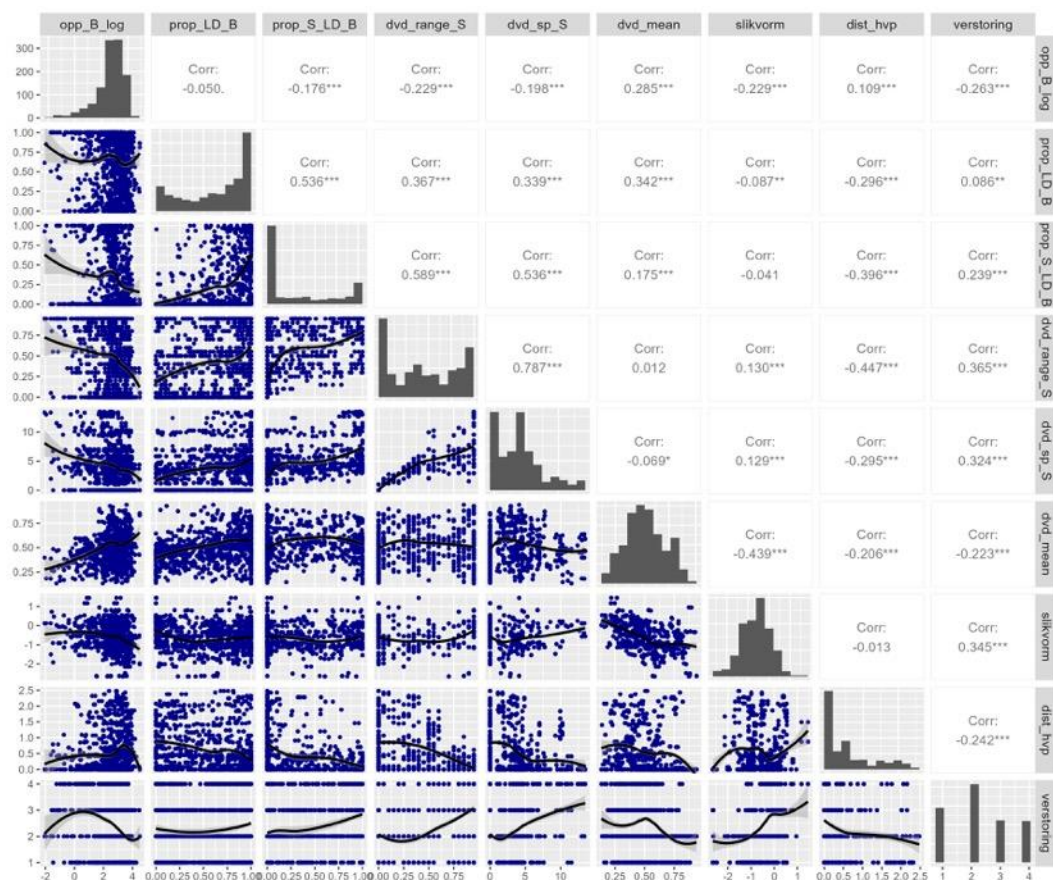
De variabele voor *range* of *spreiding* wordt telkens gecombineerd met de overige variabelen. Voor analyses op soorten waar alle clusters of cluster 1, 2 en 3 worden meegenomen (zie tabel 3.4 in §3.6.4), zijn deze sets van variabelen telkens voldoende onafhankelijk van elkaar ($GVIF \leq 2$; tabel B5.2 en figuur B5.2). Voor Kanoetstrandloper (enkel cluster 1), Rosse Grutto (enkel cluster 1) en Steenloper (enkel cluster 1 en cluster 3) is er echter nog een te hoge collineariteit tussen beschikbare totale slikoppervlakte (opp_B_log) en de gemiddelde droogvalduur (dvd_mean) van het slik, en tussen de proportie slibrijk areaal binnen het beschikbaar laagdynamisch ($prop_S_LD_B$) en de range of spreiding in droogvalduur in het slibrijk areaal (dvd_range_S , dvd_sp_S) (tabel B5.2 en figuur B5.2). Voor deze soorten dient de set van verklarende variabelen verder gereduceerd te worden door dvd_mean en $prop_S_LD_B$ te verwijderen.



variabele	GVIF	variabele	GVIF
cluster	1.20	cluster	1.23
opp_B_log	1.85	opp_B_log	1.85
prop_LD_B	1.60	prop_LD_B	1.62
prop_S_LD_B	2.03	prop_S_LD_B	1.97
dvd_range_S	1.91	dvd_sp_S	1.76
dvd_mean	1.86	dvd_mean	1.86
slikvorm	1.45	slikvorm	1.46
tijstip	1.51	tijstip	1.50
dist_hvp	1.70	dist_hvp	1.60
verstoring	1.44	verstoring	1.42

variabele	GVIF	variabele	GVIF
cluster	1.18	cluster	1.17
opp_B_log	1.77	opp_B_log	1.75
prop_LD_B	1.49	prop_LD_B	1.44
dvd_range_S	1.68	dvd_sp_S	1.39
slikvorm	1.34	slikvorm	1.36
tijstip	1.45	tijstip	1.43
dist_hvp	1.47	dist_hvp	1.44
verstoring	1.60	verstoring	1.57

Tabel B5.2 GVIF waarden voor verschillende sets van omgevingsvariabelen gebruikt in de analyses. Links: set van variabelen inclusief range in droogvalduur in het slibrijk areaal. Rechts: set van variabelen inclusief spreiding in droogvalduur in het slibrijk areaal. Bovenste rij: waarden voor dataset inclusief alle geografische clusters (1-4). Onderste rij: waarden voor beperkte set clusters (1 en 3) waarbij de set van variabelen moet beperkt worden om multicollineariteit te limiteren tot ≤ 2 .



Figuur B5.2: histogram en correlaties tussen de variabelen die mogelijks sturend zijn voor de aan/afwezigheid en aantallen vogels op de slikken (cluster en tijdstip zijn niet meegenomen in de figuur). Correlaties zijn gebaseerd op de data inclusief alle geografische clusters (1-4). Zoals vermeld in de tekst worden *dvd_range_S* en *dvd_sp_S* in afzonderlijke analyses gebruikt.

B5.3 Macrofauna voedselgroepen

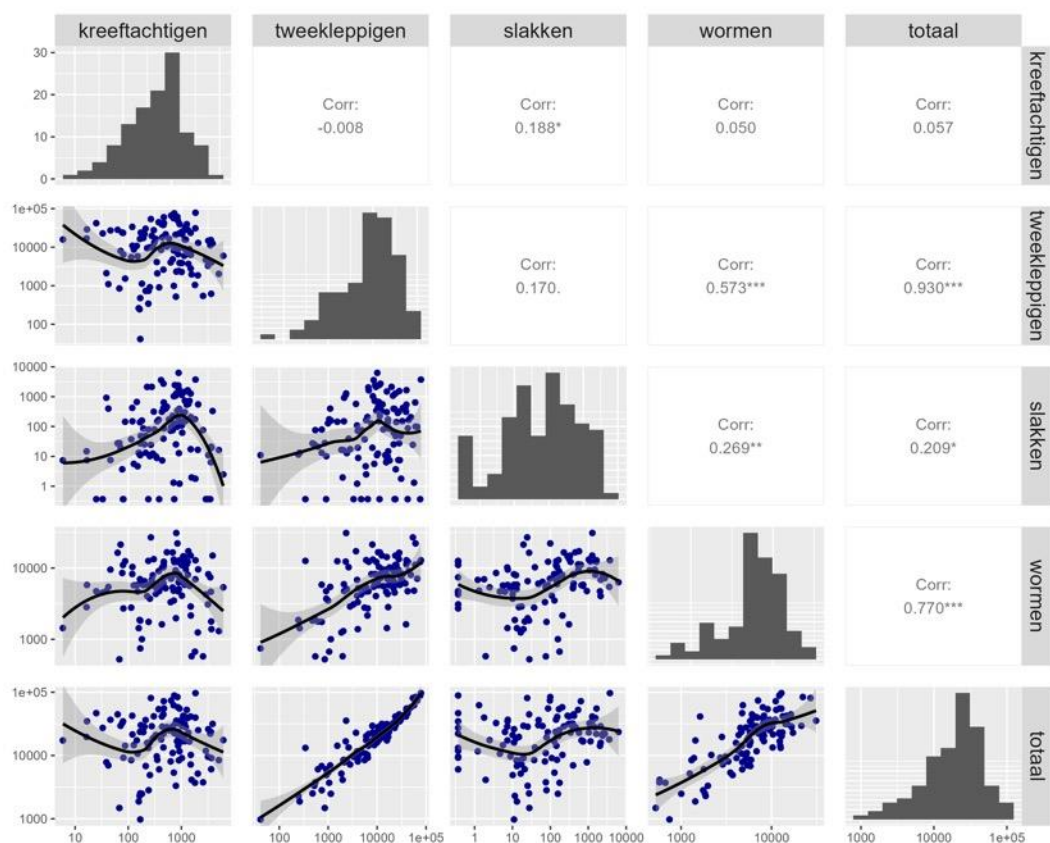
Figuur B5.3 geeft de onderlinge verbanden in biomassa weer tussen de verschillende voedselgroepen en het verband met de totale macrofauna biomassa. Tweekleppigen en wormen zijn onderling relatief sterk gecorreleerd. Doordat deze twee voedselgroepen de grootste biomassa's bevatten zijn ze ook sterk gecorreleerd met de totale biomassa.

In figuur B5.4 wordt een eerste verkenning van de aan/afwezigheid van de vogelsoorten in relatie tot de verschillende voedselgroepen en de totale biomassa weergegeven. Hieruit blijken niet echt duidelijke verbanden met de *a priori* vooropgestelde primaire en secundaire voedselbronnen voor elke soort (zie tabel 3.4 in paragraaf 3.6.4). De meeste soorten vertonen wel een positief verband met tweekleppigen en met de totale biomassa (waarvan tweekleppigen veruit de grootste fractie uitmaken). Op basis van deze verkennende verbanden is beslist om voor alle vogelsoorten enkel de relatie met de totale biomassa verder te analyseren. Er zijn immers geen indicaties dat een analyse met vooropgestelde specifieke combinaties van voedselaanbod per vogelsoort informatieve resultaten zouden opleveren. Merk op dat een analyse op totale biomassa aan macrofauna

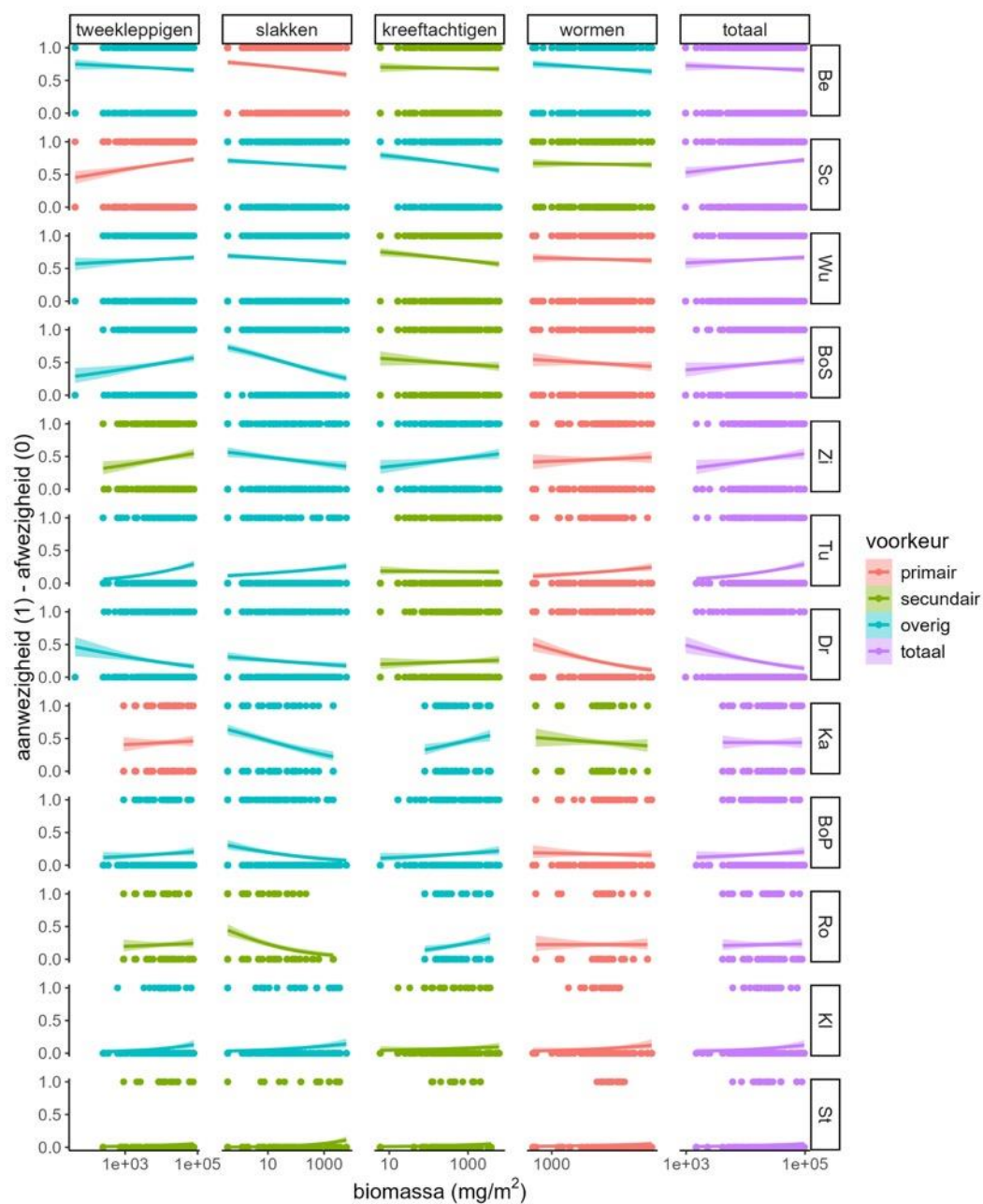


hoofdzakelijk gestuurd wordt door kreeftachtigen en wormen, die de grootste biomassa's uitmaken en sterk zijn gecorreleerd met de totale biomassa.

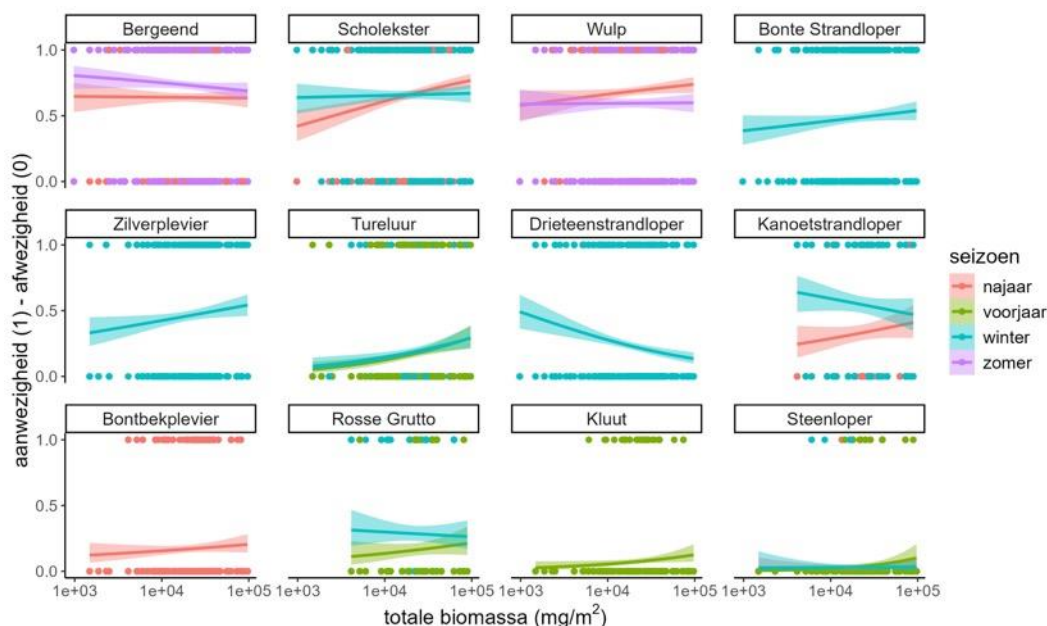
Uit figuur B5.5 blijkt ook dat de relatie tussen aan/afwezigheid van de vogels en de totale biomassa aan macrofauna in aggregatie units kan verschillen tussen de seizoenen (merk hierbij op dat voor het macrofauna enkel gegevens voor het najaar voorhanden zijn). Om variatie in de resultaten hieraan gerelateerd te minimaliseren is daarom enkel verder gewerkt met vogeltellingen uit het najaar en de winter. Dit zijn de seizoenen die het dichtst gelegen zijn bij het tijdstip waarop de macrofauna is bemonsterd. Deze keuze maakt wel dat er voor kluut geen verdere analyses in relatie met macrofauna biomassa zijn uitgevoerd.



Figuur B5.3 Onderlinge correlaties tussen de biomassa van de vier macrofauna voedselgroepen en correlaties met de totale biomassa. Punten geven de gemiddelde biomassa weer per aggregatie unit (niveau 1).



Figuur B5.4 Verkennende relaties (zonder rekening te houden met andere variabelen) tussen biomassa van macrofauna voedselgroepen en de aan/afwezigheid van de vogelsoorten in de aggregatie units (niveau 1).



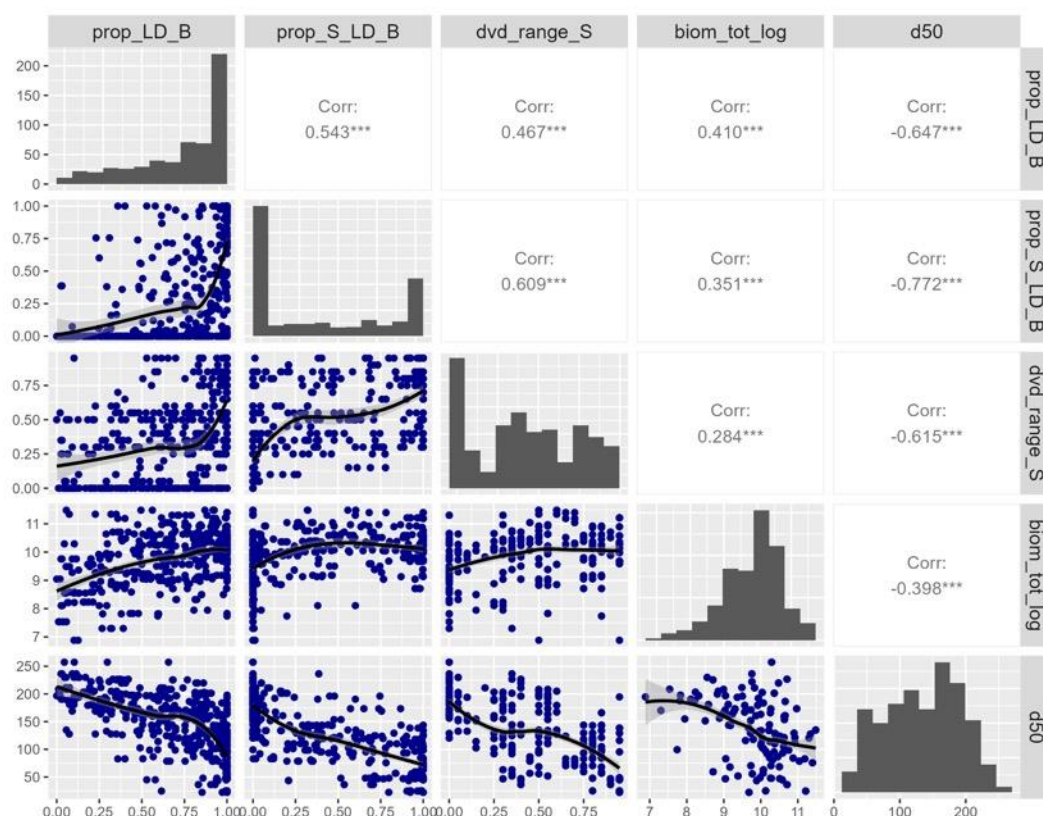
Figuur B5.5 Verkennende relaties tussen totale macrofauna biomassa en het aan/afwezigheid van de vogelsoorten in de aggregatie units in de verschillende seizoenen.

B5.4 Multicollineariteit tussen omgevingsvariabelen, macrofauna en sediment

Bij de verkenning van de onderlinge correlaties tussen variabelen voor de analyse inclusief macrofauna biomassa wordt vertrokken van de uiteindelijke selectie van variabelen voor de analyses zonder macrofauna. Op basis van de resultaten uit de analyses zonder macrofauna (zie hoofdstuk 4, paragraaf 4.4) wordt de spreiding in droogvalduur in het slibrijk areaal (dvd_sp_S) echter niet verder meegenomen.

Analyses met de gemiddelde biomassa en D50 per aggregatie unit

De totale macrofauna biomassa is met geen van de ecotoopvariabelen sterk gecorreleerd (figuur B5.6). Wel is er een vrij sterke correlatie tussen de mediane korrelgrootte (D50) en zowel de proportie aan beschikbaar laagdynamisch areaal (prop_LD_B), de proportie beschikbaar slibrijk areaal (prop_S_LD_B), als de range in droogvalduur in het slibrijk (dvd_range_S) (figuur B5.7). Daarom worden deze variabelen niet meegenomen in de analyses met macrofauna biomassa en vervangen door D50. Voor soorten waar geografische clusters 1-4 of 1-3 worden meegenomen in de analyses resulteert dit in een selectie van variabelen die voldoende onafhankelijk zijn van elkaar (GVIF ≤ 2) (tabel B5.3 en figuur B5. 6). Voor soorten waar enkel cluster 1 of cluster 1 en 3 worden meegenomen, moet zoals voor de analyses zonder macrofauna de gemiddelde droogvalduur worden weggelaten. Bovendien moet voor deze soorten ook D50 worden weggelaten wegens een te sterke correlatie tussen D50 en de totale macrofauna biomassa in cluster 1 (tabel B5.3).



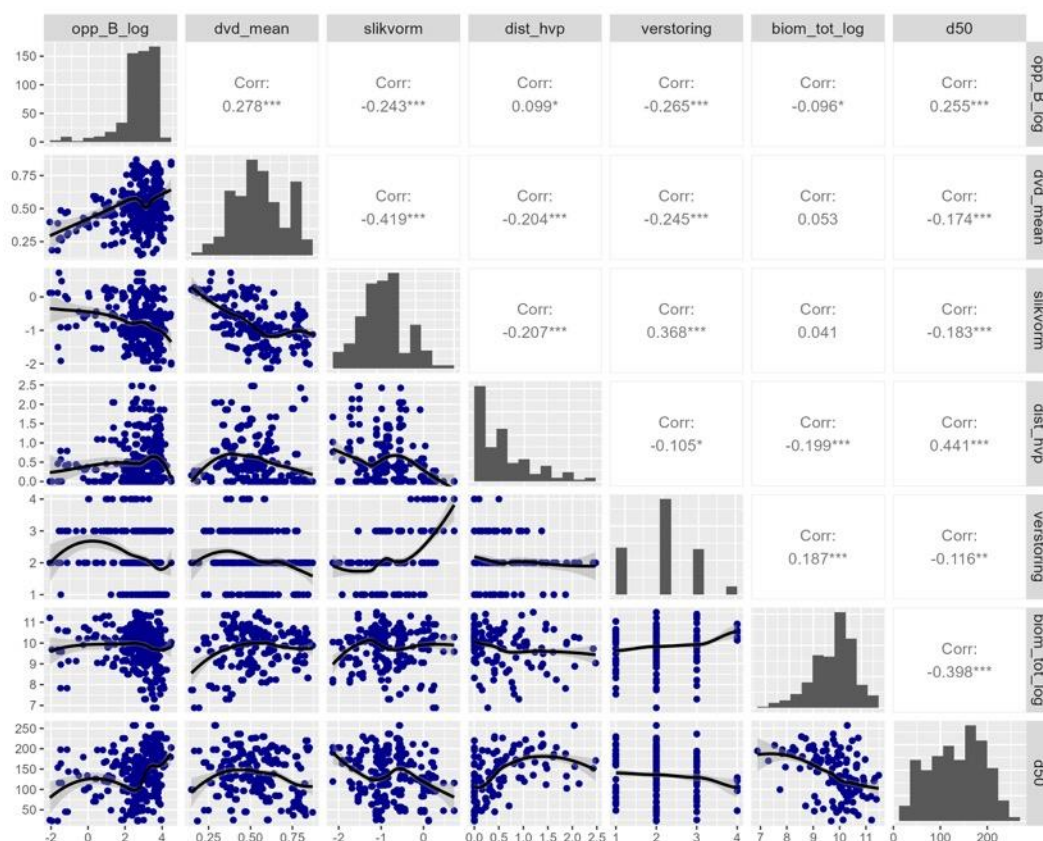
Figuur B5.6 Correlaties tussen de totale macrofauna biomassa, de sedimentsamenstelling (D50) (beiden gebaseerd op gemiddelde waarden per aggregatie unit) en variabelen gerelateerd aan de sedimentsamenstelling op basis van ecotoopkaarten. Correlaties zijn gebaseerd op data uit alle geografische clusters (1-4) maar voor een beperkte set van aggregatie units waarbinnen macrofauna en sediment gegevens voorhanden zijn.

variabele	GVIF	variabele	GVIF
cluster	1.27	cluster	1.47
opp_B_log	1.85	opp_B_log	1.55
dvd_mean	1.77	slikvorm	1.40
slikvorm	1.55	tijdstip	1.40
tijdstip	1.49	dist_hvp	1.29
dist_hvp	1.61	verstoring	1.34
verstoring	1.64	biom_tot_log	1.08
biom_tot_log	1.33		
d50	1.76		

Tabel B5.3 GVIF waarden voor variabelen gebruikt in de analyses inclusief macrofauna biomassa en sedimentsamenstelling, gebaseerd op gemiddelde waarden per aggregatie



unit. Links: waarden voor dataset inclusief alle geografische clusters (1-4). Rechts: waarden voor beperkte set clusters (1 en 3) waarbij de set van variabelen moet beperkt worden om multicollineariteit (GVIF) te beperken tot ≤ 2 .



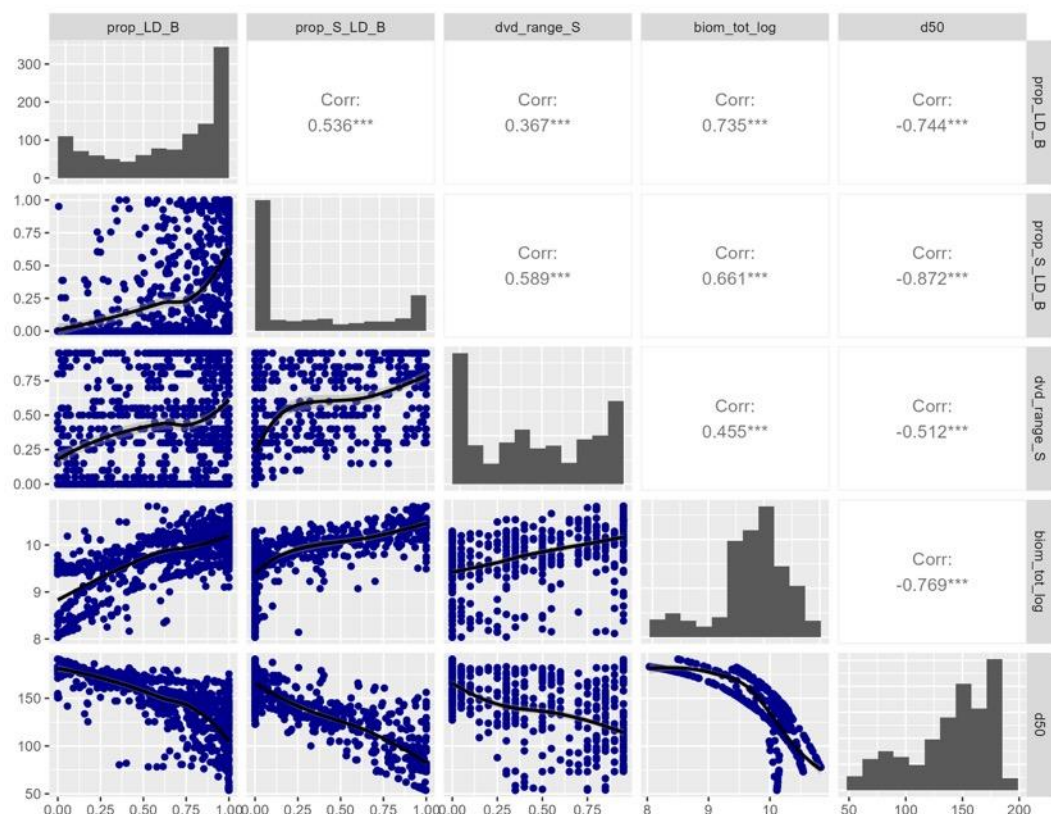
Figuur B5.7 histogram en correlaties tussen mogelijks sturende omgevingsvariabelen en de totale macrofauna biomassa en sedimentsamenstelling, gebaseerd op gemiddelde waarden per aggregatie unit (cluster en tijdstip zijn niet meegenomen in de figuur). Correlaties zijn gebaseerd op data uit alle geografische clusters (1-4) maar voor een beperkte set van aggregatie units waarbinnen macrofauna en sediment gegevens voorhanden zijn.

Analyses met extrapolatie van de gemiddelde biomassa en D50 naar het volledige studiegebied

Na extrapolatie van de biomassa en D50 per ecotooptype is er een sterke correlatie tussen beide variabelen (figuur B5.8). D50 wordt daarom niet verder meegenomen in de analyses met geëxtrapolerde data. Daarnaast is er ook sterke multicollineariteit tussen de proportie aan beschikbaar laagdynamisch areaal (prop_LD_B), de proportie beschikbaar slibrijk areaal (prop_S_LD_B) en de totale macrofauna biomassa (figuur B5.8). Ook prop_LD_B en prop_S_LD_B worden daarom niet verder meegenomen in deze analyses. Na extrapolatie van de biomassa gegevens is er evenwel geen sterke correlatie met de range in droogvalduur in het slibrijk areaal (dvd_range_S), zodat deze variabele wel kan worden



gebruikt in de verdere analyses. GVIF waarden voor de geselecteerde variabelen zijn weergegeven in tabel B5.4, de correlaties tussen de geselecteerde variabelen voor deze analyses in figuur B5.9.

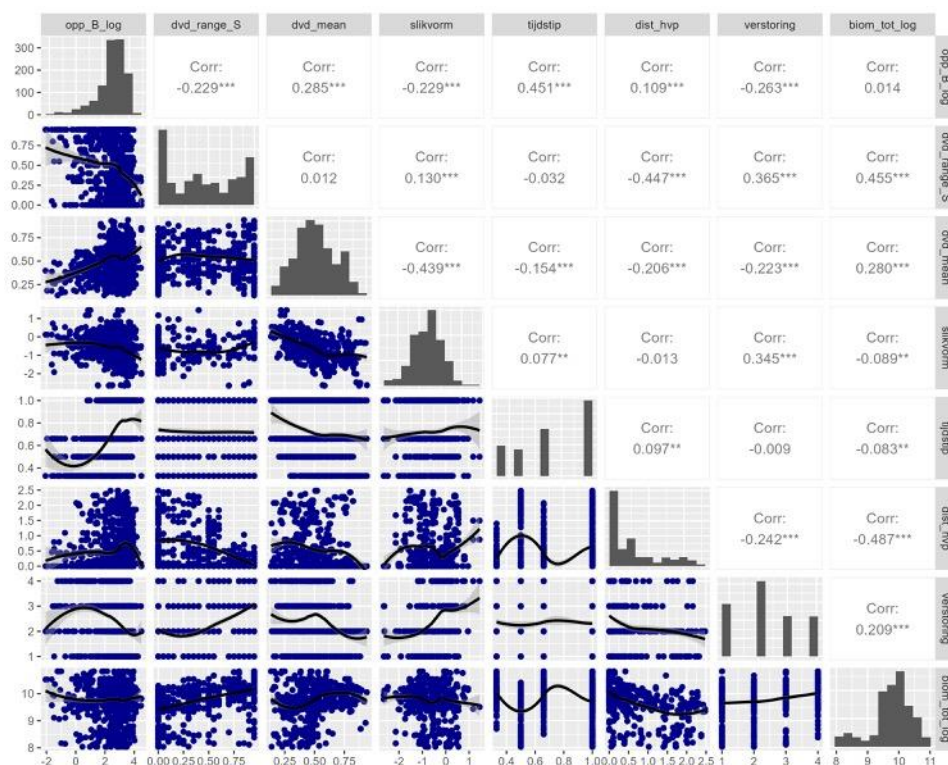


Figuur B5.8 Correlaties tussen de totale macrofauna biomassa, de sedimentsamenstelling (D50), beiden gebaseerd op extrapolatie naar het volledige studiegebied, en variabelen gerelateerd aan de sedimentsamenstelling op basis van ecotoopkaarten. Correlaties zijn gebaseerd op data uit alle geografische clusters (1-4).



variabele	GVIF	variabele	GVIF
cluster	1.28	cluster	1.26
opp_B_log	1.84	opp_B_log	1.76
dvd_range_S	1.60	dvd_range_S	1.81
dvd_mean	1.90	slikvorm	1.34
slikvorm	1.44	tijdstip	1.44
tijdstip	1.51	dist_hvp	1.49
dist_hvp	1.71	verstoring	1.59
verstoring	1.44	biom_tot_log	1.83
biom_tot_log	2.02		

Tabel B5.4 GVIF waarden voor variabelen gebruikt in de analyses inclusief macrofauna biomassa, gebaseerd op extrapolatie van biomassa naar het volledige studiegebied. Links: waarden voor dataset inclusief alle geografische clusters (1-4). Rechts: waarden voor beperkte set clusters (1 en 3) waarbij de set van variabelen moet beperkt worden om multicollineariteit (GVIF) te beperken tot ≤ 2 .



Figuur B5.9 histogram en correlaties tussen mogelijks sturende omgevingsvariabelen en de totale macrofauna biomassa en sedimentsamenstelling, gebaseerd op extrapolatie naar het volledige studiegebied (cluster en tijdstip zijn niet meegenomen in de figuur). Correlaties zijn gebaseerd op data uit alle geografische clusters (1-4).



Bijlage 6 Achtergronden lineaire regressieanalyses

B6.1 Lineaire regressies

Het effect van de kandidaat verklarende variabelen op aan-/afwezigheid of het aantal individuen in een aggregatie unit wordt ingeschat aan de hand van 'generalized linear mixed models' (GLMM). Zoals de naam (linear) aangeeft gaat de techniek uit van lineaire verbanden, maar door het toevoegen van polynomen kunnen ook niet lineaire verbanden (b.v. een optimum) onderzocht worden. Binnen dit framework kan de relatie met niet normaal verdeelde afhankelijke variabelen (in ons geval aan-/afwezigheid of aantallen) onderzocht worden (generalized), en kan er rekening gehouden worden met structurele elementen van ruimtelijke en temporele samenhang in de data (mixed).

B6.2 Analyse modules

In een eerste fase (module 1) worden analyses uitgevoerd zonder de gegevens voor biomassa van macrofauna in rekening te brengen. De data voor macrofauna biomassa zijn slechts bekomen op een subset van de gebieden waar vogels zijn geteld. Daarom worden in eerste instantie analyses uitgevoerd zonder de biomassa gegevens om zo het volledige potentieel van de vogeltellingen te kunnen benutten.

In een tweede fase (module 2) worden dan analyses uitgevoerd waarbij de biomassa gegevens voor macrofauna wel worden meegenomen, evenals gegevens voor de sedimentsamenstelling. Deze gegevens worden op twee manieren verwerkt. Er worden eerst analyses uitgevoerd waarbij de dataset beperkt wordt tot die gebieden (aggregatie units) waarvoor gegevens voor biomassa voorhanden zijn (met een bijkomende restrictie dat er minstens twee macrofauna staalname punten in de geselecteerde aggregatie units moeten liggen). Vervolgens worden ook analyses uitgevoerd waarbij de macrofauna biomassa gegevens worden geëxtrapoleerd naar het volledige studiegebied op basis van de relatie tussen macrofauna biomassa en ecotootype per cluster.

B6.3 Onafhankelijke variabelen

De omgevingsvariabelen die worden meegenomen in de analyses zijn opgenomen in tabel 4.1. Zoals reeds aangegeven, kunnen range in droogvalduur en spreiding in droogvalduur niet samen worden geanalyseerd omdat ze te sterk gecorreleerd zijn en wordt er afzonderlijk een analyse uitgevoerd inclusief range en een analyse inclusief spreiding van de droogvalduur in het slibrijk laagdynamisch areaal. Deze worden nadien met elkaar vergeleken om het best verklarende model te selecteren (aan de hand van AIC, zie verder). Voor de gemiddelde droogvalduur (gemiddelde hoogte van het slik) en voor de slikvorm (hol/bol) wordt er ook nagegaan of er een unimodaal verband (een optimum) is met het voorkomen van de soorten. Dit gebeurt door voor beide variabelen een kwadratische term toe te voegen aan de modelformulering. Er wordt ook een interactie term toegevoegd tussen tijdstip en gemiddelde droogvalduur. Met deze interactie kan er nagegaan worden of er zich een verschuiving voordoet in de hoogte waarop de meeste vogels zich bevinden



met afgaand tij. In module 2 worden totale macrofauna biomassa en mediane korrelgrootte van het sediment (D50) toegevoegd aan de variabelen. Hierdoor worden, afhankelijk van de analyse, een aantal van de omgevingsvariabelen niet meegenomen door te hoge collineariteit (zie verkennende analyses, §4.2).

Naast de omgevingsvariabelen, macrofauna biomassa en sedimentsamenstelling worden ook factoren toegevoegd die de ruimtelijke en temporele samenhang van de dataset capteren. Variabelen voor ruimtelijke samenhang brengen in rekening dat dicht bij elkaar gelegen aggregatie units meer kans hebben om gelijkaardige responsen te vertonen. Idem brengen variabelen voor temporele samenhang bijvoorbeeld jaar effecten in rekening. Variabelen voor ruimtelijke en temporele samenhang kunnen ook verschillen in aan/afwezigheid of aantallen tussen aggregatie units absorberen die niet door de omgevingsvariabelen verklaard kunnen worden. Cluster (ruimtelijke samenhang) wordt toegevoegd als fixed factor, evenals seizoen (lente, zomer, herfst, winter; temporele samenhang). Teljaar (temporele samenhang) wordt toegevoegd als random variabele evenals aggregatie niveau 1 en aggregatie niveau 3 (ruimtelijke samenhang). Tenslotte wordt ook een random variabele toegevoegd die een combinatie weergeeft van de telronde, cluster en datum. Deze laatste, gecombineerde variabele weerspiegelt de unieke telmomenten die zijn uitgevoerd per cluster doorheen de studie.

B6.4 Afbouwen van modellen

De lineaire modellen worden berekend aan de hand van het R pakket 'glmmTMB' (R Core Team, 2024 en Brooks *et al.*, 2017). Voor elke analyse - aan/afwezigheid of aantallen van de soorten - wordt gestart met een maximaal model. Hierin zitten alle kandidaat verklarende variabelen vervat die niet te sterk met elkaar gecorreleerd zijn (beperken van multicollineariteit; zie §4.2). Het maximale model wordt voor elke analyse stapsgewijs vereenvoudigd door termen uit het model te verwijderen. De modellen met en zonder de betrokken term worden telkens met elkaar vergeleken aan de hand van AIC-waarden (Akaike Information Criterion), waarbij een lagere AIC waarde een beter verklarend model aangeeft. Wanneer het complexere model (inclusief de betrokken term) de AIC-waarde niet met meer dan 2 verlaagt ten opzichte van het eenvoudiger model, wordt de term niet in het model behouden. Deze fase van afbouwen geldt enkel voor de variabelen gerelateerd aan de mogelijk verklarende omgevingsfactoren. De 'structurele' variabelen voor ruimtelijke en temporele samenhang worden niet afgebouwd, aangezien zij deel uitmaken van het design van de studie. Ook de totaal beschikbare oppervlakte aan slik wordt nooit uit het model verwijderd. Uiteindelijk wordt het meest parsimone model (laagste AIC-score) bekomen dat enkel die variabelen bevat die een beduidend effect hebben op het voorkomen van de betrokken vogelsoorten.

B6.5 Modelstructuur

Voor aan/afwezigheid van de soorten wordt in de modellen uitgegaan van een binomiale verdeling (2 klassen, nl. aanwezig - afwezig) met logit link functie. Voor de aantallen vertoonde een poisson verdeling sterke overdispersie van de foutverdeling en wordt daarom uitgegaan van een negatief binomiale verdeling met log link functie. Doordat de aantallen een overmatig groot aandeel nullen (afwezig) bevatten zijn voor de analyses op aantallen bovendien 'zero-inflated' modellen gebruikt. Dit betekent dat er tegelijk met het



model voor de aantallen ook een model wordt geanalyseerd om de overmaat aan nullen te omvatten. De analyse bestaat dus uit een submodel voor de aan/afwezigheid (zero-inflated submodel) en een submodel voor de aantallen, gesteld dat de soort aanwezig is (conditional submodel). Dit is nodig omdat niet alle afwezigheden (aantal = 0) kunnen verklaard worden door een model puur gebaseerd op aantallen.

Door de soms lage aantallen is het niet voor alle soorten mogelijk om een analyse op aantallen te doen. Voor Bontbekplevier, Steenloper, Rosse Grutto en Kluut zijn daarom enkel een analyse gedaan op aan/afwezigheid.