

MONITORING ECOLOGIE STUDIEGEBIED ZOUTWINNING WADDENZEE

T0-situatie 2020

Frisia Zout



Contactpersoon.



RICK WORTELBOER
Senior Advisor Ecology

Arcadis Nederland B.V.
Postbus 264
6800 AG Arnhem
Nederland



OLAF BENSINK
Junior Adviseur Ecologie

INHOUDSOPGAVE

Contents

1	INLEIDING	5
1.1	Monitoring	5
1.2	Dit rapport	5
2	GEBRUIKTE GEGEVENS	7
2.1	Benthos	7
2.1.1	Inleiding	7
2.1.2	Locaties	7
2.1.3	Bemonstering	8
2.2	Vogels op hoogwatervluchtplaatsen (HVP's)	8
2.2.1	Inleiding	8
2.2.2	Locaties	8
2.2.3	Tellingen	9
3	METHODEN EN AANPAK	11
3.1	Inleiding	11
3.2	Beslisschema	11
3.3	Stappenplan	13
3.3.1	Stap 1 Bepaling signaleringswaarden	13
3.3.2	Stap 2 Doorlopen beslisschema	14
3.3.3	Stap 3 Nadere analyse	14
3.4	Beslisschema statistiek	14
3.5	Trendspotter	15
3.6	Trends en betrouwbaarheidsinterval	15
4	RESULTATEN BENTHOS	16
4.1	Kokkel	16
4.2	Mossel	18
4.3	Nonnetje	22
5	RESULTATEN VOGELS	26

5.1	Bonte strandloper	26
5.2	Kanoet	28
5.3	Rosse grutto	31
5.4	Scholekster	33
5.5	Tureluur	35
5.6	Wulp	38
6	DISCUSSIE EN CONCLUSIES	40
7	REFERENTIES	41

1 INLEIDING

1.1 Monitoring

De Staatssecretaris van Economische Zaken heeft aan Frisia Zout BV een Natuurbeschermingswet-vergunning verleend voor het winnen van zout onder de Waddenzee. Het uitvoeren van de zoutwinning zal plaatsvinden volgens het hand-aan-de-kraan-principe. Indien de bodemdaling van de pleistocene ondergrond groter is dan verwacht of wanneer effecten in de Waddenzee optreden die het gevolg zijn van de bodemdaling door zoutwinning is het mogelijk om de winning strategie aan te passen. En wel op zodanige wijze dat de effecten binnen de gestelde grenzen blijven.

De monitoring heeft als doel om de gegevens in te winnen om het Hand aan de Kraan principe in te kunnen uitvoeren. Het monitoringsprogramma omvat de metingen en de cyclus van meten en evalueren.

Tabel 1 geeft een beknopt overzicht van de monitoring van Frisia Zout BV (Arcadis, 2018). In de tabel zijn de drie ecologische metingen vet aangegeven. In het voorliggende rapport wordt gerapporteerd over de ecologische metingen. De integratie van de resultaten van de ecologische monitoring met de andere monitoringsresultaten wordt uitgevoerd met alle betrokkenen en is beschreven in het rapport “Monitoring T0-situatie studiegebied zoutwinning Waddenzee” (Cleveringa, 2020).

Tabel 1: Beknopt overzicht van het aangevulde monitoringsprogramma zoutwinning Waddenzee.

Metingen	Toelichting	Frequentie van meting	Gebied
Hoogte/diepte raaien	Primaire meting hoogte wadbodem	1 x per jaar	Drie raaien in invloedgebied
Spijkermetingen	Meting sedimentatie	4 x per jaar	14 meetstations op de Ballastplaat
Hoogte wadplaten LiDAR	Ruimtelijke beeld hoogte wadplaat	1 x per 3 jaar	Ballastplaat
Vaklodingen	MWTL-metingen van RWS	1 x per 6 jaar	Kombergingsgebieden
Benthos-bemonstering	3 schelpdiersoorten: kokkel, mossel, nonnetje	1 x per jaar	9 analysegebieden van elk circa 400 ha
Sediment-samenstelling	Tijdens benthosbemonstering	1 x per jaar	Identiek aan benthosbemonstering
tellingen	7 vogelsoorten: Bonte strandloper, Kanoet, tranRosse grutto, Scholekster, Tureluur, Wulp	5 x per jaar	9 hoogwatervluchtplaatsen (HVP)

1.2 Dit rapport

Dit rapport richt zich op het ecologische deel van het monitoringprogramma: benthos (schelpdieren) en vogels. De waarnemingen aan de vogels betreffen de aantallen van zeven vogelsoorten over de periode 1975-2020; hiervoor zijn de tellingen van de hoogwatervluchtplaats (HVP) gebruikt. De waarnemingen aan benthos betreft de biomassa van drie schelpdiersoorten over de periode 1990-2020.

Van de soorten worden de trends in aantallen (vogels) en biomassa (benthos) geanalyseerd. Op basis daarvan worden de intervallen bepaald waarbinnen de waarnemingen van de laatste twee jaren van de waarnemingen worden verwacht. Getoetst wordt of de getelde aantallen inderdaad binnen de verwachte

bandbreedte liggen. De waargenomen trends en eventuele trendbreuken worden geduid op basis van de kennis van de betreffende soorten in het Waddengebied.

2 GEBRUIKTE GEGEVENS

2.1 Benthos

2.1.1 Inleiding

De kwaliteit van de habitattypen droogvallende platen wordt voor het invloedgebied van de zoutwinning geïnterpreteerd als de aanwezigheid van voedsel voor de wadvogels (het benthos). De kwaliteit van het habitatype droogvallende zandplaat voor foeragerende wadvogels wordt afgemeten aan de hand van waarnemingen van drie sleutelsoorten van het benthos: kokkel (*Cerastoderma edule*), mossel (*Mytilus edulis*) en nonnetje (*Limecola (Macoma) baltica*).

2.1.2 Locaties

Voor de benthos-bemonstering zijn negen analysegebieden geselecteerd elk van circa 400 ha groot. Deze negen locaties liggen verspreid in gebieden met droogvallende platen. Hiervan liggen er drie binnen en zes buiten het invloedgebied (voor de gebieden buiten het invloedgebied is gekozen voor gebieden waar geen andere bodemdaling plaatsvindt):

- Drie gebieden liggen in het invloedgebied van de potentiële bodemdaling (A, B, C), en
- Drie gebieden liggen buiten het potentiële invloedgebied, maar in vloedkom Marsdiep of Vlie; en
- Drie gebieden liggen buiten het potentiële invloedgebied en buiten de vloedkommen Marsdiep en Vlie.

Figuur 2-1 geeft de negen locaties weer.



Figuur 2-1: Locaties analysegebieden voor kokkels, mosselen en nonnetjes; 3 binnen en 6 buiten het potentiële invloedgebied (referentie gebieden).

2.1.3 Bemonstering

Wageningen Marine Research monitort sinds 1990 de schelpdierbestanden in de Waddenzee. Hierbij wordt de dichtheid vastgesteld, en het natgewicht inclusief schelp bepaald. De survey richt zich primair op kokkels, maar ook andere schelpdieren worden in kaart gebracht. Naast biomassa en dichtheid wordt de leeftijdsopbouw van de populatie vastgesteld (broed, eenjarig, tweejarig, meerjarig).

Bij de raaimetingen wordt gemonitord vanaf een vaartuig of te voet met een stempelkorf (0,4 m²; 7 cm diep), een kokkelschepje (0.1 m²; 7 cm diep) of een steekbuis (0.1 m²; 7 cm diep). De monsters worden gezeefd over een 5 mm zeef. De monitoring vindt jaarlijks plaats in het voorjaar (april, mei, juni). Het werk valt onder de wettelijke onderzoekstaken op het gebied van visserij, in opdracht van het ministerie van LNV.

Naast de bemonstering van schelpdierbestanden worden in de Waddenzee de contouren van mosselbanken sinds 1995 in kaart gebracht, en recentelijk ook die van oesterbanken en gemengde mossel- en oesterbanken. Mossel- en oesterbanken worden bij laag water te voet ingemeten met behulp van een GPS, waarna de contouren in GIS worden vastgelegd en arealen kunnen worden berekend. Daarbij wordt bepaald: leeftijd/grootte, dichtheid, bedekkingspercentage, hoogte en dikte slib, dichtheid en biomassa (natgewicht incl. schelp) voor mosselen en oesters in de banken, incl. leeftijdsopbouw (zaad, middelgroot, groot). Vanwege het ontbreken van langjarige aanwezige mossel- oesterbanken in het invloedgebied, zijn deze gegevens niet in de analyse betrokken.

De waarnemingen laten een grote variatie in biomassa van de soorten zien. Het komt frequent voor dat er voor bepaalde jaren en gebieden geen waarnemingen beschikbaar zijn. Ontbrekende waarden zijn niet bijgeschat.

2.2 Vogels op hoogwatervluchtplaatsen (HVP's)

2.2.1 Inleiding

De hoogwatervluchtplaatsen (HVP's) zijn de plaatsen waar de wadvogels verblijven tijdens hoogwaterperioden in de Waddenzee. Deze HVP's liggen aan de randen van de Waddenzee en op het eiland Griend. De aantallen vogels op de HVP's geven geen directe informatie over het gebruik van het habitatype droogvallende wadplaten, maar doordat de vogels over het algemeen naar de dichtstbijzijnde hoogwatervluchtplaatsen vliegen als het water te hoog komt om nog langer te foerageren op de wadplaten, is er toch een relatie met de geschiktheid van de wadplaten en de aantallen vogels op de omliggende HVP's. De sleutelsoorten voor de foeragerende steltlopers zijn: scholekster (*Haematopus ostralegus*), bonte strandloper (*Calidris alpina*), kanoet (*Calidris canutus*), rosse grutto (*Limosa lapponica*), wulp (*Numenius arquata*) en de tureluur (*Tringa totanus*). De gekozen soorten zijn een representatieve set van de vogels die gebruik maken van droogvallende platen in de Waddenzee.

2.2.2 Locaties

Uit de HVP's rond en in de Waddenzee zijn tien geselecteerd (Figuur 2-2). De HVP's zijn zodanig gekozen dat er een aantal in de directe nabijheid van de bodemdalingsschotel liggen (WG24, WG14 en WG 27) en de zijn aangeduid als invloedgebied. De andere HVP's liggen ook in de westelijke Waddenzee, maar verder van het gebied waar de bodemdaling door zoutwinning zal plaatsvinden en deze gebieden worden beschouwd als de referentiegebieden.

Tabel 2. Hoogwatervluchtplaatsen gebruikt in de analyse.

Invloed/Referentie	HVPcode	Hoofdgebied
Invloed	WG24	Griend
	WG14	Harlingen - Afsluitdijk (Lorentzsluis)
	WG27	Friese Kust: Zwarte Haan – Harlingen

Invloed/Referentie	HVPcode	Hoofdgebied
Referentie	WG11	Texel
	WG12	Vlieland
	WG13	Richel
	WG16	Wieringen
	WG17	Balgzand
	WG18	Kust Den Helder
	WG21	Terschelling



Figuur 2-2: Geanalyseerde hoogwatervluchtplaatsen.

2.2.3 Tellingen

Sovon telt sinds 1975 alle soorten en aantallen watervogels die tijdens hoog water op hoogwatervluchtplaatsen rond en in de Waddenzee voorkomen. Deze HVP-tellingen vinden nationaal en internationaal plaats. Deze tellingen worden eenmaal per maand in januari, mei, september, november en een vijfde wisselende maand uitgevoerd (recentelijk is dat augustus om de effecten van recreatievaart op de HVP's te bepalen). De steekproefgebieden in de Waddenzee worden maandelijks op of rondom de 15e van de maand geteld. Een internationale integrale telling, die gelijktijdig gecoördineerd wordt met HVP-tellingen in de Waddenzee in Duitsland en Denemarken, wordt vijf keer per jaar uitgevoerd waarbij ook zo goed als mogelijk de overige hoofdgebieden in de Waddenzee worden meegenomen. Deze integrale tellingen worden in januari, mei, september, november en een vijfde wisselende maand uitgevoerd.

De gegevens worden in belangrijke mate verzameld door vrijwilligers, waardoor soms metingen van bepaalde hoofdgebieden niet altijd beschikbaar zijn. Ontbrekende data worden door Sovon ingevuld door gebruik te maken van trendanalyse software (Soldaat et al., 2007). Data zijn beschikbaar voor de periode 1970-2020. Voor deze analyse worden de maandelijkse gegevens gebruikt waarmee jaargemiddelde aantallen zijn berekend.

3 METHODEN EN AANPAK

3.1 Inleiding

Bij de ecologische analyse worden een aantal stappen doorlopen:

1. De eerste stap is het bepalen van de trends en de signaleringswaarden per gebied, op basis van de waarnemingsreeksen voorafgaand aan het jaar waar de analyse betrekking op heeft.
2. De tweede stap in de analyse is het doorlopen van het beslisschema.
3. De derde stap is de nadere analyse, die allen wordt doorlopen indien sprake is van verslechtering die alleen in het invloedgebied plaatsvindt.

Centraal staat het doorlopen van het beslisschema in stap 2. In paragraaf 3.2 wordt het beslisschema toegelicht. Daarna worden in paragraaf 3.3 de bovengenoemde stappen nader toegelicht.

3.2 Beslisschema

Om vast te stellen of sprake is van invloed van de Pleistocene bodemdaling op de ecologische parameters (benthos en vogels) wordt een beslisschema gehanteerd. Dit schema geeft stap voor stap aan wat er moet gebeuren om te bepalen of er een effect optreedt. Het schema staat weergegeven in Figuur 3-1. Bij het doorlopen van deze stappen wordt steeds de ecologische bril gehanteerd, om de ecologische consequenties van de waargenomen ontwikkelingen te duiden (in de figuur is dit gemarkeerd met **1**).

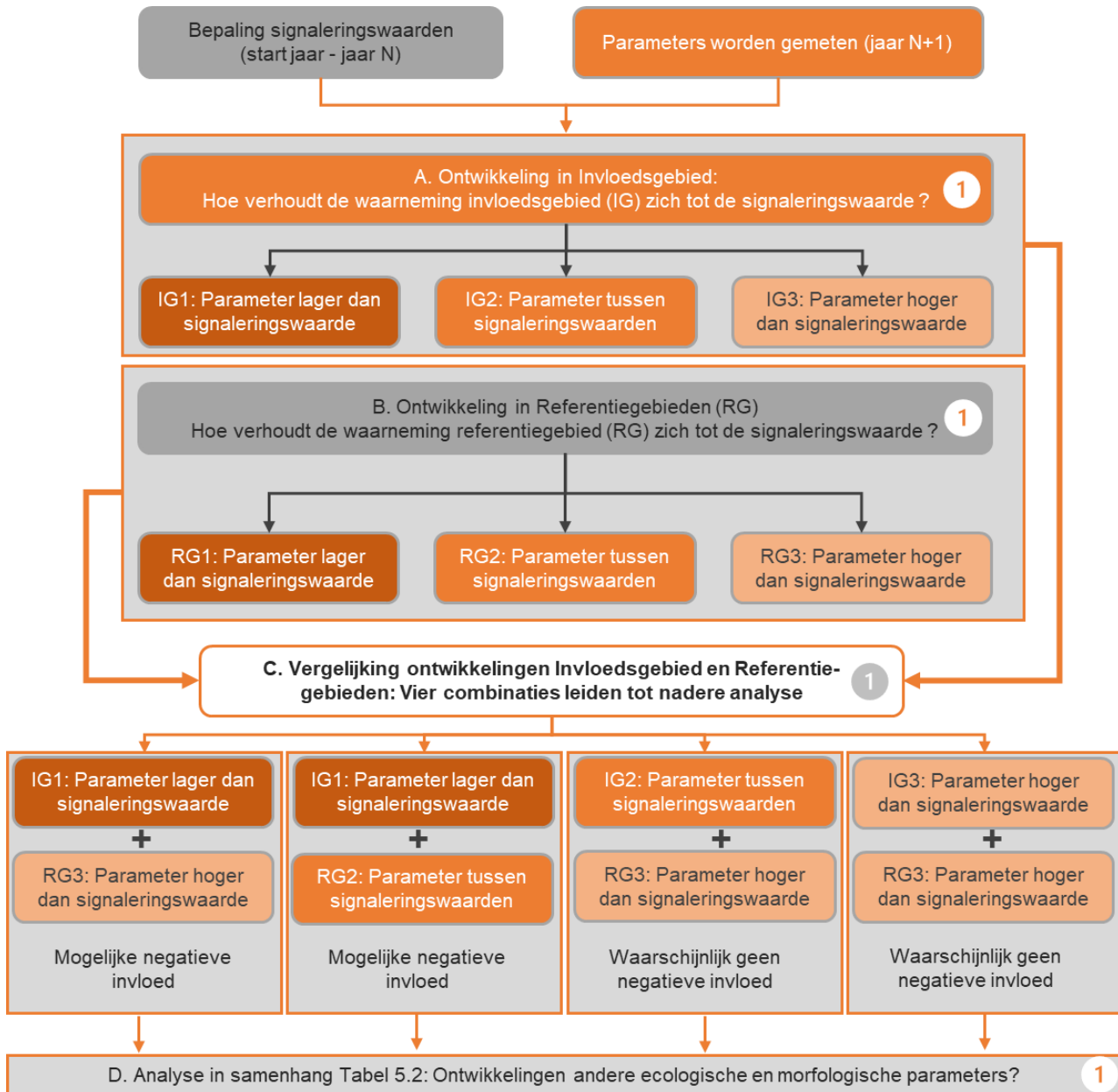
Als eerste worden de gemeten parameters getoetst aan de signaleringswaarden (valt de gemeten waarde binnen of buiten de bandbreedte). Dit wordt gedaan voor het invloedgebied (A in Figuur 3-1) en voor de referentiegebieden (B in Figuur 3-1). Daarna wordt de vergelijking uitgevoerd van de ontwikkelingen in het invloedgebied en in de referentiegebieden (C in Figuur 3-1).

De mogelijke combinaties van de ontwikkelingen in het invloedgebied en de referentiegebieden zijn opgenomen Tabel 3, waarbij ook is aangegeven wat de interpretatie van de ontwikkelingen is.

Wanneer in het invloedgebied de parameters boven de signaleringswaarde uitkomen, dan zal waarschijnlijk geen sprake zijn van gevolgen van de Pleistocene bodemdaling door zoutwinning. Alleen wanneer in de referentiegebieden de ontwikkelingen ook boven de signaleringswaarden uitkomen, dan wordt een controlerende analyse uitgevoerd. Die analyse is erop gericht om vast te stellen of de ontwikkelingen in de referentiegebieden misschien nog gunstiger zijn dan die in het invloedgebied.

Wanneer in het invloedgebied de parameters binnen de bandbreedte vallen (tussen de signaleringswaarde uitkomen), dan zal waarschijnlijk ook geen sprake zijn van gevolgen van de Pleistocene bodemdaling door zoutwinning. Ook hier wordt een nadere analyse uitgevoerd wanneer in de referentiegebieden de ontwikkelingen boven de signaleringswaarden uitkomen. Die analyse is erop gericht om vast te stellen of de ontwikkelingen in de referentiegebieden misschien gunstiger zijn dan die in het invloedgebied.

Wanneer in het invloedgebied de parameters onder de signaleringwaarde vallen, dan is geen sprake van gevolgen van zoutwinning wanneer dit ook het geval is in de referentiegebieden. Wanneer in de referentiegebieden sprake is van waardes die binnen bandbreedte vallen, of zelfs hoger zijn dan de signaleringswaarde, dan vindt een nadere analyse plaats.



Figuur 3-1: Algemeen beslisschema voor de analyse van de ecologische parameters. Daar waar 1 staat in het beslisschema wordt met de ecologische bril naar de uitkomsten van de analyses gekeken.

Tabel 3: Mogelijke combinaties van de verschillen tussen gemeten parameter en de signaleringswaarden in het invloedgebied en de referentiegebieden.

Invloedgebied	Referentiegebieden	Interpretatie	Relatie met zoutwinning
Hoger dan signaleringswaarde			
Hoger dan signaleringswaarde	Hoger dan signaleringswaarde	Waddenzee brede toename, groter dan trend	Waarschijnlijk geen negatieve invloed, <u>controlerende analyse</u>
Hoger dan signaleringswaarde	Binnen interval signaleringswaarden	Toename in invloedgebied, groter dan trend	Geen negatieve invloed
Hoger dan signaleringswaarde	Lager dan signaleringswaarde	Toename in invloedgebied, groter dan trend; In referentiegebieden afname groter dan trend	Geen negatieve invloed
Binnen interval signaleringswaarden			
Binnen interval signaleringswaarden	Hoger dan signaleringswaarde	Verwachte ontwikkeling in invloedgebied; Toename in referentiegebieden	Waarschijnlijk geen negatieve invloed, <u>controlerende analyse</u>
Binnen interval signaleringswaarden	Binnen interval signaleringswaarden	Verwachte ontwikkeling in invloedgebied en in referentiegebieden	Geen negatieve invloed
Binnen interval signaleringswaarden	Lager dan signaleringswaarde	Verwachte ontwikkeling in invloedgebied; afname in referentiegebieden	Geen negatieve invloed
Lager dan signaleringswaarde			
Lager dan signaleringswaarde	Hoger dan signaleringswaarde	Afname in invloedgebied, groter dan trend, Toename in referentiegebieden, groter dan trend	Mogelijk negatieve invloed: <u>nadere analyse</u>
Lager dan signaleringswaarde	Binnen interval signaleringswaarden	Afname in invloedgebied, groter dan trend; Verwachte ontwikkeling in referentiegebieden	Mogelijk negatieve invloed: <u>nadere analyse</u>
Lager dan signaleringswaarde	Lager dan signaleringswaarde	Afname in invloedgebied en in referentiegebieden, groter dan trend; Waddenzee brede verandering	Geen negatieve invloed

3.3 Stappenplan

3.3.1 Stap 1 Bepaling signaleringswaarden

De eerste stap in de ecologische analyse is een bepaling van de trends per analysegebied. De data van meerdere jaren laat patronen zien waarbij alleen de tijd een variabele is geweest. Op basis hiervan wordt de trend geëxtrapoleerd. Met deze trends kan er dus vervolgens aangetoond worden dat een verstoring in het systeem een verandering in het patroon teweegbrengt.

Vanwege de grote variatie in de aantallen en de biomassa van de schelpdiersoorten en de aantallen vogels zijn trendanalyses toegepast. De waarnemingsreeksen van benthos en vogels laten variatie over de afgelopen jaren zien. Op basis van de jaargemiddelde waarnemingen wordt een langjarig gemiddelde (benthos) of een trend (vogels) bepaald. De grenzen van het betrouwbaarheidsinterval van het langjarig gemiddelde en van de trend worden gezien als signaleringswaarden. De verwachting is dat als er sprake is van een langdurige verstoring (in dit geval als gevolg van bodemdaling en verminderde geschiktheid voor

bodemdieren en/of vogels), dat dan de recente waarnemingen zullen afwijken van het langjarig gemiddelde of de trend (en buiten het betrouwbaarheidsinterval van het gemiddelde of de trend vallen).

Om in stap 1 van de analyse tot de signaleringswaarden te komen zijn meerdere methoden beschikbaar. In het huidige rapport zijn voor benthos het langjarig gemiddelde gebruikt. Voor vogels is gebruik gemaakt van het programma Trendspotter (hiervoor Trendspotter gebruikt. In paragraaf 3.5 staat uitleg over Trendspotter. In de eerdere rapportages over 2018 en 2019 is gebruik gemaakt van ARIMA. In paragraaf 3.6 wordt de keuze voor het betrouwbaarheidsinterval bij het bepalen van de signaleringswaarden toegelicht.

3.3.2 Stap 2 Doorlopen beslisschema

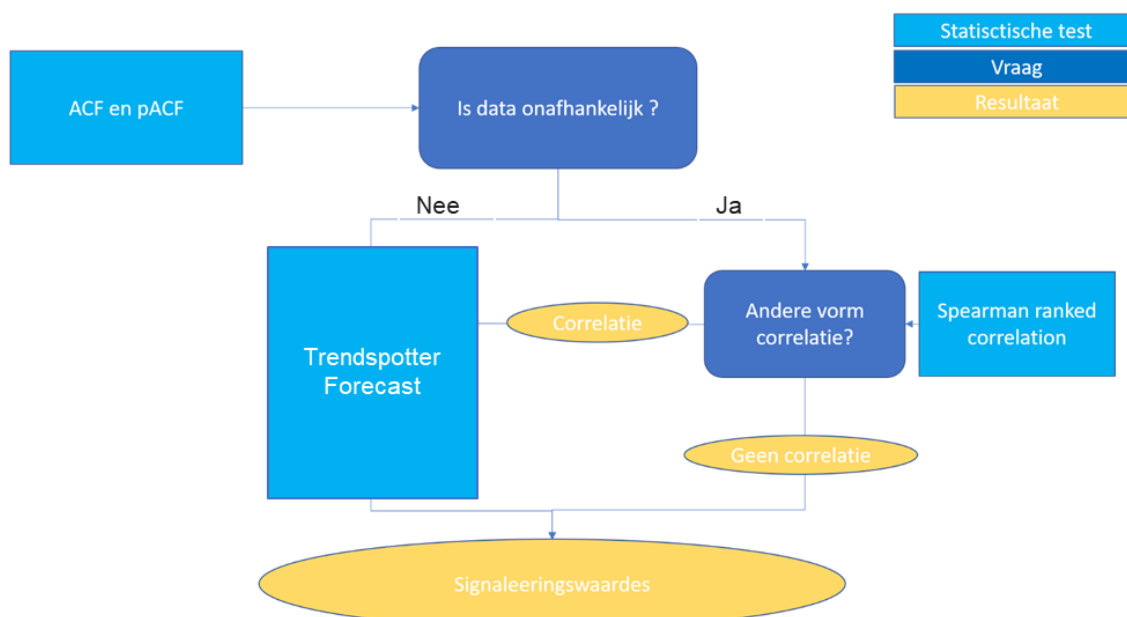
Als de signaleringswaarden worden overschreden (erboven of eronder) in het invloedgebied, oftewel, als er een trendbreuk plaatsvindt, dan wordt gekeken of deze trendbreuk alleen plaats vindt in het invloedgebied of ook in referentiegebieden. Door de trends in het invloedgebied te vergelijken met die in de referentiegebieden wordt bepaald of de variatie een Waddenzee-brede trend is of dat deze lokaal is. Het beslisschema dat hiervoor wordt gehanteerd is opgenomen in paragraaf 3.2.

3.3.3 Stap 3 Nadere analyse

Wanneer sprake is van verschillende trendbreuken in het invloedgebied en de referentiegebieden, die wijzen op een verslechtering die alleen in het invloedgebied plaatsvindt, dan zal een nadere analyse plaatsvinden, dit is de derde stap in de analyse. Daarbij wordt steeds beschouwd wat de ecologische betekenis is van de ontwikkelingen en variaties die worden waargenomen bij de schelpdieren en de vogels.

3.4 Beslisschema statistiek

Om te komen tot de trends wordt er gebruik gemaakt van verschillende statistische methodes. Alle data reeksen zijn volgens dezelfde methode beoordeeld, het beslisschema is weergegeven in Figuur 3-2. Bij data die niet onafhankelijk (er is geen autocorrelatie is gevonden tussen opeenvolgende jaren) is wordt gebruik gemaakt van een Trendspotter. Bij data die wel onafhankelijk is wordt een Spearman-correlatietoets gedaan. De Spearman-correlatietoets test of er eventueel een andere vorm van correlatie aanwezig is. Bij aanwezigheid van een correlatie wordt alsnog een Trendspotter analyse uitgevoerd. Als er geen correlatie gevonden is en er dus sprake van 'ruis', wordt de signaleringswaarde bepaald door middel van gemiddelde en standaardafwijkingen. Voor elke dataserie is voorafgaand aan de bepaling van de trends in een tabel aangegeven welke methode is gebruikt.



Figuur 3-2: Beslisschema, geeft aan welk statistische pad er doorlopen moet worden om tot signaleringswaarden te komen.

3.5 Trendspotter

Trendspotter is een softwareprogramma dat wordt gebruikt bij het analyseren van de meetgegevens van onder ander ecologische gegevens. Trendspotter wordt momenteel toegepast bij verschillende milieuthema's (Ens et al., 2014; Soldaat et al., 2007; H. Visser & Petersen, 2009, 2012) waaronder ook specifiek voor het uitvoeren van trendanalyses van vogels op de Waddenzee. Tevens wordt Trendspotter toegepast bij het analyseren van de landelijke watervogeltellingen die worden uitgevoerd in opdracht van het Ministerie van LNV en Rijkwaterstaat. In de onderstaande paragraaf wordt een korte omschrijving gegeven over hoe Trendspotter is toegepast in het huidige rapport en wat het programma inhoudt. Voor een gedetailleerde beschrijving wordt verwezen naar Visser et al. 2014 – "*Detection of environmental changes. Description of the TrendSpotter software Detection of Environmental Changes*".

Trendspotter is toegepast op de jaargemiddelde aantallen per vogelsoort per waarnemingsgebied (HVP). Hierbij is gebruik gemaakt van de Double Differenced methode, zijn de data niet getransformeerd en zijn de laatste twee jaren niet meegenomen in de schatting van de trend maar zijn deze jaren gebruikt om Trendspotter een verwachting te laten berekenen.

3.6 Trends en betrouwbaarheidsinterval

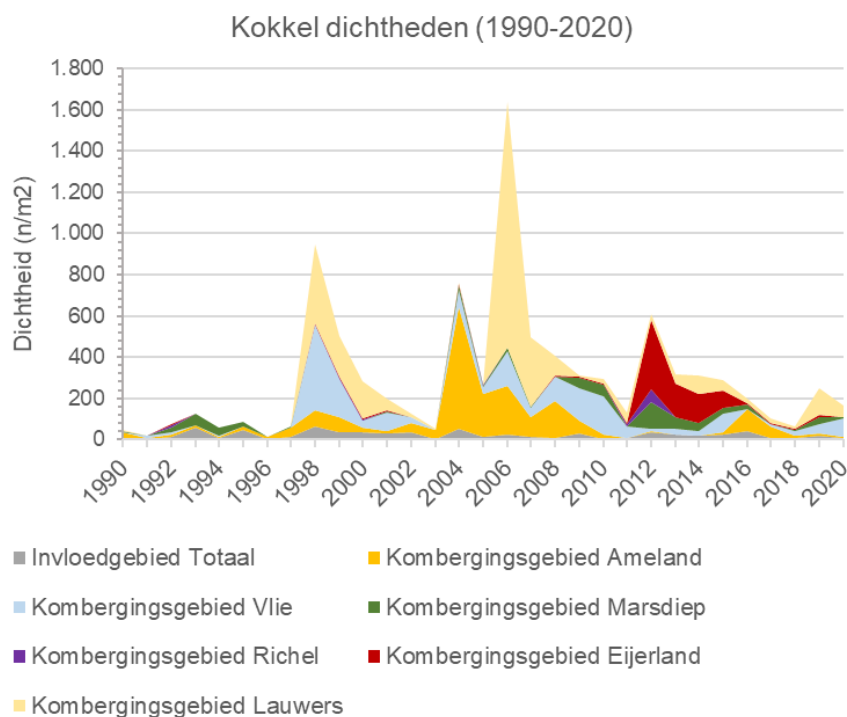
Van de benthos-data zijn langjarige gemiddelde waarden berekend, met corresponderende 95%-betrouwbaarheidsintervallen.

Voor de vogels is met Trendspotter een trend berekend en is daarbij het 95%-betrouwbaarheidsinterval berekend.

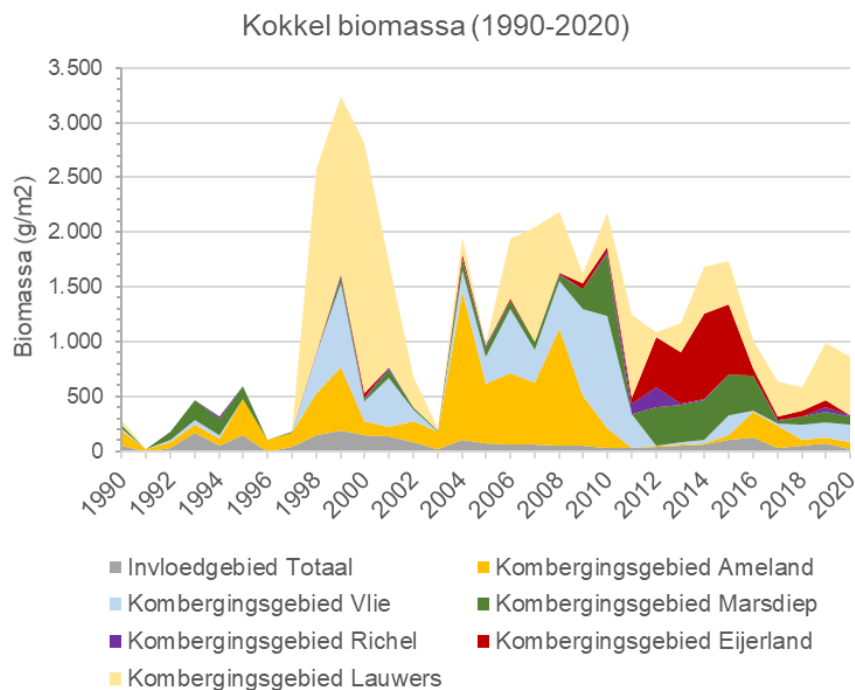
4 RESULTATEN BENTHOS

4.1 Kokkel

De waarnemingen van de dichtheden en de biomassa van kokkels laten zeer grote variaties zien, zowel in de tijd als tussen de gebieden, zoals zichtbaar is in de grafieken in Figuur 4-1 en Figuur 4-2. Een belangrijke oorzaak hiervoor is het verschil in succesvolle broedval dat van jaar op jaar plaatsvindt, die tot uitdrukking komt in enorme pieken in de biomassa van de kokkels die van tijd optreden in verschillende referentiegebieden. Een andere verklaringen voor de grote toe- en afnames is het verplaatsen van kokkelbanken in en uit de waarnemingsraaien.

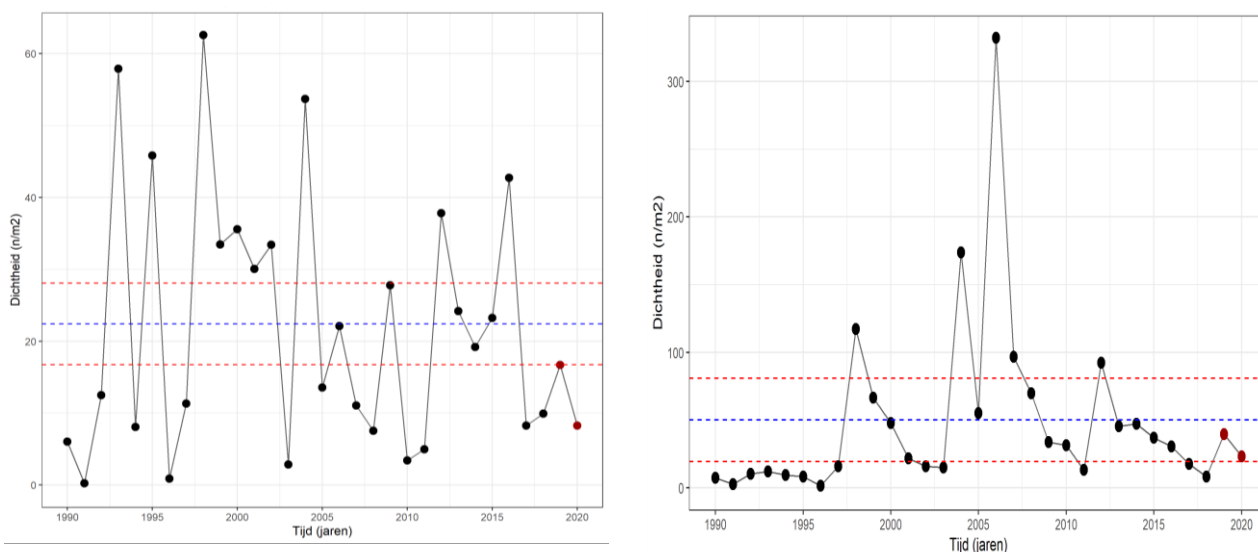


Figuur 4-1 Dichtheid van de kokkel in invloedgebied en referentiegebieden in de periode 1990-2020.

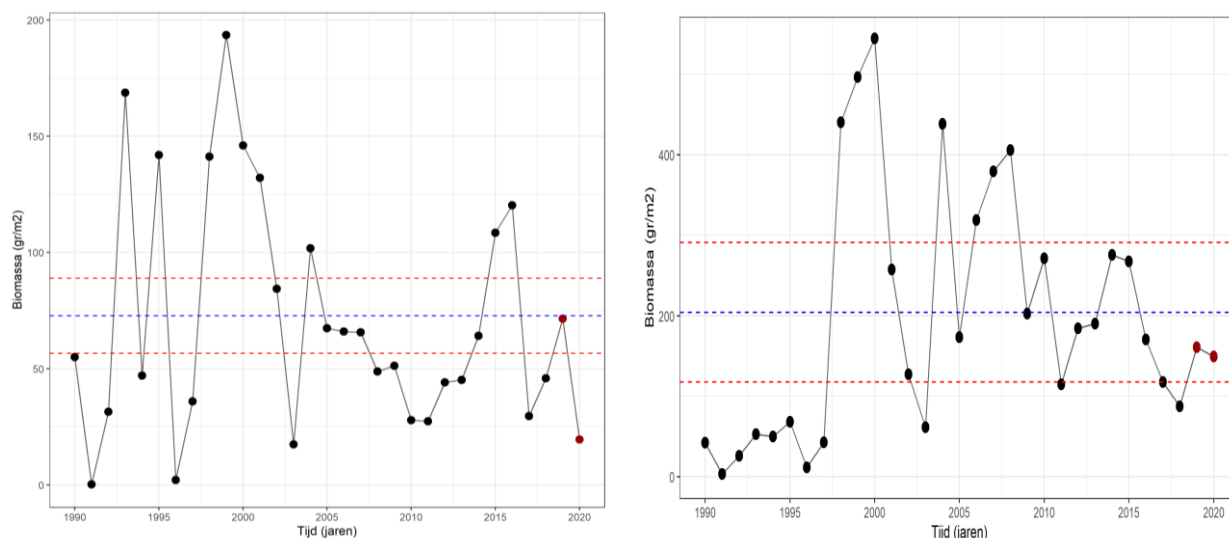


Figuur 4-2 Biomassa van kokkel in het invloedgebied en de referentiegebieden in de periode 1990-2020.

De gemiddelde waarde voor de dichtheid van de kokkels in de gecombineerde invloedgebieden en de referentiegebieden is opgenomen in Figuur 4-3 en in Figuur 4-4 staat de biomassa. Ook in deze grafieken is zichtbaar dat het optreden van jaren met hoge dichtheden en hoge biomassa wordt afgewisseld met perioden met lage dichtheden en lage biomassa. In sommige jaren zijn de kokkels zelfs geheel afwezig. Een gevolg hiervan is dat bij beschouwen van de gemeten waarden ten opzichte van de gemiddelden en de standaarddeviatie vaak sprake is van waarde die daar boven of daaronder liggen en dit is duidelijk zichtbaar in de grafieken met de dichtheden en de biomassa's. De gemeten waarden in 2019 en 2020 bevinden zich aan de lage kant van de verdeling. Het verschil in de schaalindeling van de Y-assen tussen de linker en rechter grafieken in Figuur 4-3 en Figuur 4-4 maakt duidelijk dat het invloedgebied relatief arm is aan kokkels.



Figuur 4-3 Gemiddelde dichtheid (blauwe lijn, met het 95% confidence interval in rood) van de kokkel in het invloedgebied (links) en de referentiegebieden (rechts) in de periode 1990-2020. Let op: de y-assen hebben verschillende schaalindelingen.



Figuur 4-4 Gemiddelde (blauwe lijn, met het 95% confidence interval in rood) van de biomassa van de kokkel in het invloedgebied (links) en de referentiegebieden (rechts) in de periode 1990-2020. Let op: de y-assen hebben verschillende schaalindelingen.

De meetwaarden van 2019 en 2020 van de biomassa van de kokkel zijn Tabel 4 weergegeven ten opzichte van de bovengrens en ondergrens. De bovengrens en ondergrens zijn vastgesteld aan de hand van de langjarige gemiddelde waarden, met corresponderende 95%-betrouwbaarheidsintervallen. De biomassa van de kokkel laat in het potentieel beïnvloede gebied in 2020 een lagere biomassa zien dan het langjarig gemiddelde. In een deel van de referentiegebieden is dit ook het geval, maar in één ander referentiegebieden (Ameland) liggen de meetwaardes ook onder de ondergrens. Weliswaar is sprake van lage gemeten biomassa's in het invloedgebied, maar dit is ook het geval in een deel van de referentiegebieden.

Tabel 4: Beoordeling van de gemeten waarden van de biomassa van de kokkel in 2019 en 2020 ten opzichte van het langjarig gemiddelde per gebied.

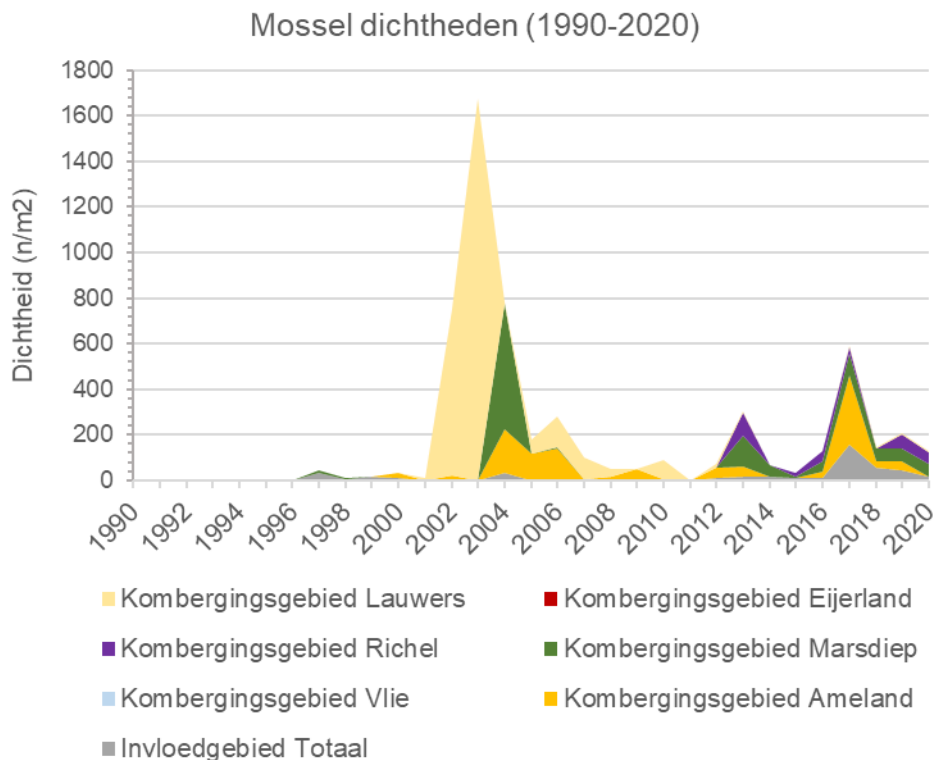
Kokkels jaargemiddelde biomassa (g/m ²)				
Gebied	Gemeten 2019	Gemeten 2020	Ondergrens	Bovengrens
Invloedgebied A	1,27	0	34,04	150,57
Invloedgebied B	4,93	0,18	49,58	144,08
Invloedgebied Algemeen	80,63	22,27	55,99	86,73
Ameland	52,50	58,79	173,55	385,02
Vlie	519,82	532,84	259,25	647,57
Richel	138,35	163,54	154,89	349,16
Eierland	100,17	78,31	80,78	174,86
Marsdiep	34,56	6,80	4,37	27,71
Lauwers	70,44	0	31,96	162,52
Invloedgebied Totaal	71,52	19,60	56,62	88,99
Referentiegebied Totaal	152,64	140,05	117,47	291,14

4.2 Mossel

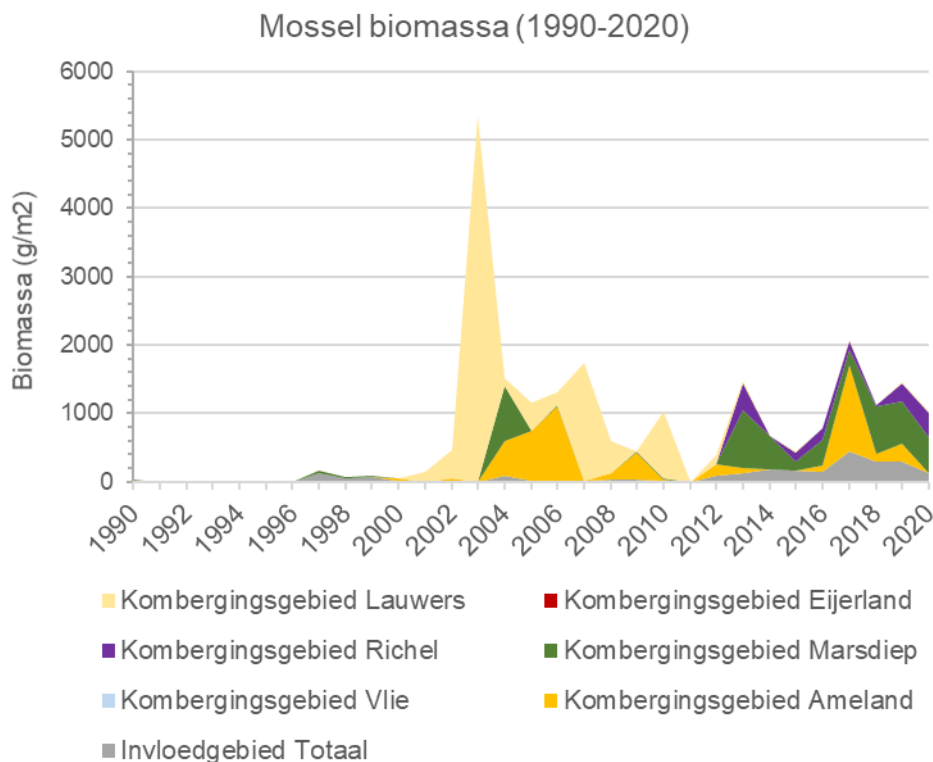
De waarnemingen van de dichtheden en biomassa van mosseln laten zeer grote variaties zien, zowel in de tijd als tussen de gebieden

Mosselen laten in termen van dichtheden en biomassa zeer lage waarden zien in het begin van de 21ste eeuw, zoals zichtbaar is in de grafieken in Figuur 4-5 en Figuur 4-6. De zeer lage waarden zijn het gevolg van het wegvissen van de mosselbanken in de jaren '90 van de vorige eeuw (van der Meer et al., 2019 en zie bijvoorbeeld Dankers et al., 2004 voor de invloed van visserij op mosselbanken in de Waddenzee). In

de periode 2002-2005 worden grote aantallen en hoge biomassa aangetroffen. Dit is waarschijnlijk het gevolg van de succesvolle broedval en ontwikkeling van mosselbanken. De variatie in de broedval van de mosselen ligt waarschijnlijk in het moment en de verspreiding van de mossellarven en niet in één omgevingsparameter, zoals een koude winter voorafgaand aan de broedval (Folmer et al., 2014). In 2017 was het areaal aan oester- en mosselbanken in de Waddenzee het grootst sinds de jaren '90 en ook in 2018 en 2019 was sprake van een groot areaal (van den Ende et al., 2019). Ondanks de Waddenzee brede toename blijven de waarden voor het referentiegebied Lauwers achter. Een verklaring hiervoor is niet bekend. Bij waarnemingen met lage biomassa en dichtheden van mosselen in de toekomst is het belangrijk om de grote autonome variaties die hierin optreden, te beschouwen.

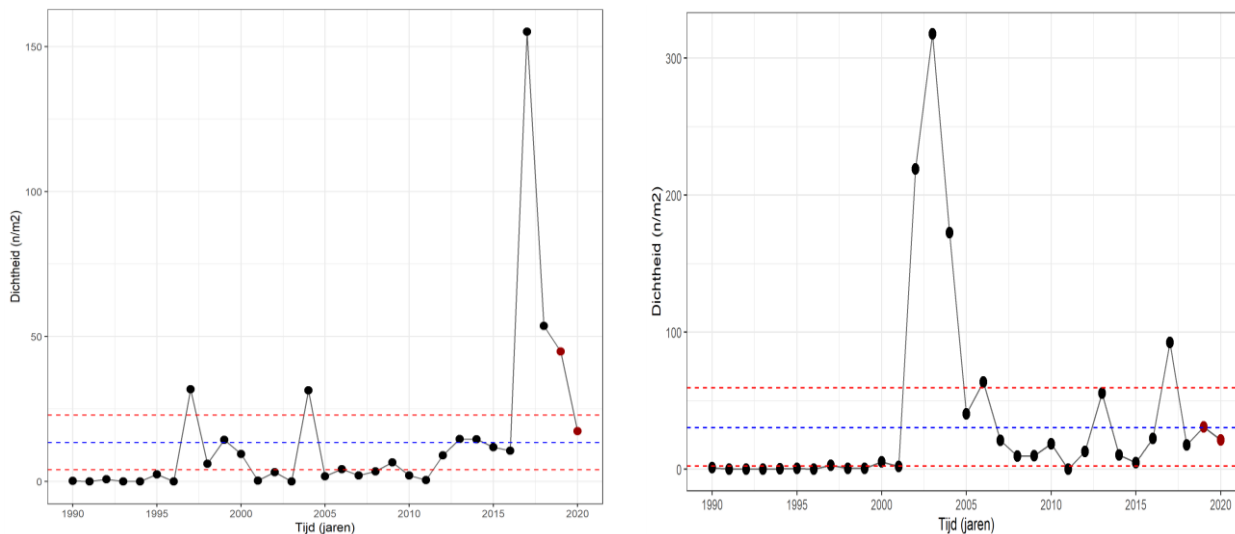


Figuur 4-5 Dichtheid van de mossel in het invloedgebied en de referentiegebieden in de periode 1990-2020.

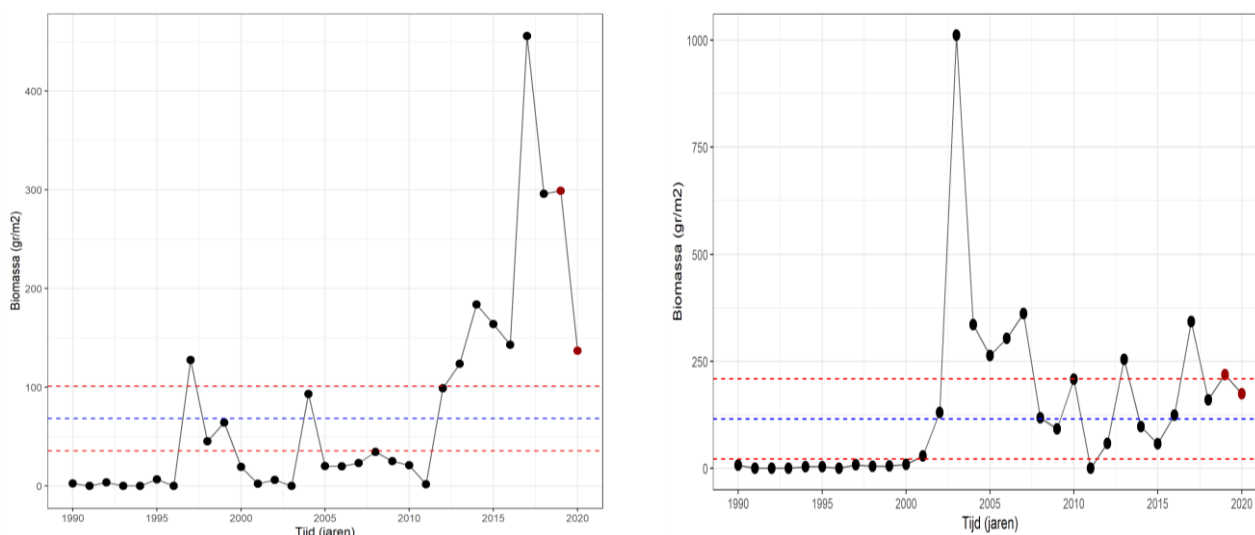


Figuur 4-6 Biomassa van de mossel in het invloedgebied en de referentiegebieden in de periode 1990-2020.

De gemiddelde waarde voor de dichtheid en de biomassa van de mosselen in de gecombineerde invloedgebieden en de referentiegebieden staan in respectievelijk Figuur 4-7 en Figuur 4-8. De gemiddelde waarden worden gedrukt door de lage dichtheden en biomassa's in de eerste twaalf jaar van de waarnemingsreeks. Desondanks geeft het verschil tussen de meetwaarde en het gemiddelde een duidelijke indruk van het optreden van een goed mosseljaar. In het referentiegebied zijn recent, vanaf 2017 de dichtheden en de biomassa van mosselen toegenomen. Deze toename is veel later opgetreden dan het herstel in de gehele Waddenzee aan het einde van de 21^{ste} eeuw. De aantallen en biomassa zijn niet zo hoog zijn als in enkele referentiegebieden, maar sinds 2017 lijkt sprake van aanwezigheid van redelijke hoeveelheden mosselen. Het is niet bekend waarom deze toename van het mosselbestand in het invloedgebied heeft plaatsgevonden.



Figuur 4-7 Gemiddelde dichtheid (blauwe lijn, met het 95% confidence interval in rood) van de dichtheid van de mossel in het invloedgebied (links) en de referentiegebieden (rechts) in de periode 1990-2020. Let op: de y-assen hebben verschillende schaalindelingen.



Figuur 4-8 Gemiddelde dichtheid (blauwe lijn, met het 95% confidence interval in rood) van de biomassa van de mossel in het invloedgebied (links) en de referentiegebieden (rechts) in de periode 1990-2020. Let op: de y-assen hebben verschillende schaalindelingen.

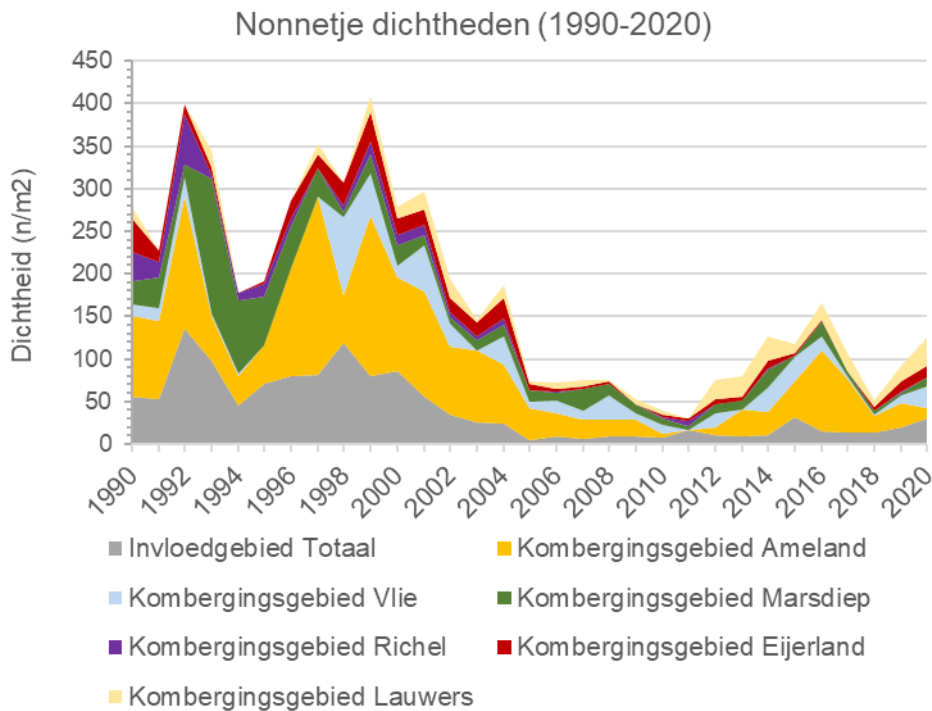
Mosselen jaargemiddelde biomassa (g/m ²)				
Gebied	Gemeten 2019	Gemeten 2020	Ondergrens	Bovengrens
Invloedgebied A	0,83	0	0,46	7,06
Invloedgebied B	0	0	0	0,08
Invloedgebied Algemeen	338,29	155,68	39,69	110,17
Ameland	269,41	0	58,62	272,17
Vlie	21,61	6,25	20,80	716,77
Richel	0	0	0	0
Eierland	613,50	514,11	47,48	208,85
Marsdiep	263,73	364,78	3,58	55,97
Lauwers	0	0	0	0
Invloedgebied Totaal	298,84	136,96	35,52	101,08
Referentiegebied Totaal	194,71	147,52	21,75	208,96

Tabel 5: Beoordeling van de gemiddelde waarden van de biomassa van de mossel in 2019 en 2020 ten opzichte van het langjarig gemiddelde per gebied.

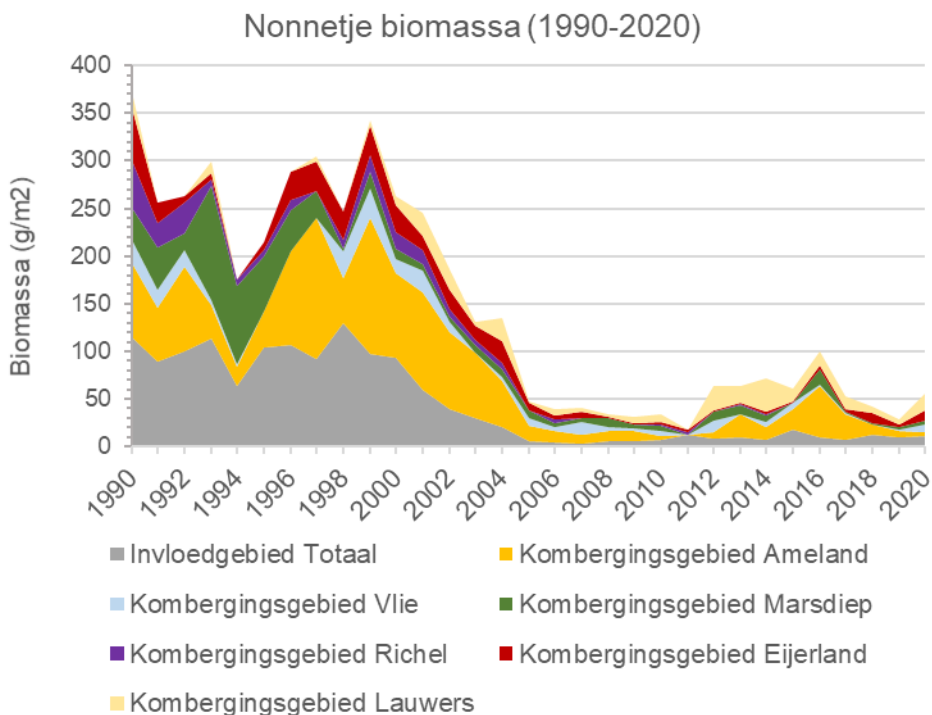
De dichtheid en biomassa van de mossel is in het referentiegebied in 2019 en 2020 hoog ten opzichte van het langjarige gemiddelde. In 2020 is de dichtheid gedaald tot binnen het betrouwbaarheidsinterval. In de referentiegebieden is sprake van waarden binnen het betrouwbaarheidsinterval.

4.3 Nonnetje

Vanaf 2000 tot 2006 was sprake van een sterke afname van de dichtheden (Figuur 4-9) en biomassa (Figuur 4-10) van nonnetjes ten opzichte van de periode daarvoor. Vanaf 2012 nemen de dichtheden en biomassa in een aantal gebieden toe, om na 2016 weer af te nemen. In het invloedgebied is de toename beperkt gebleven. De Waddenzee-brede afname van Nonnetjes is door onderzoekers gerelateerd aan de toename van de gemiddelde watertemperatuur van de Waddenzee (zie bijvoorbeeld Philippart et al., 20113 en Beukema et al., 2009). Dit verklaart echter niet de toename na 2012. Mogelijk heeft een ziekte ook bijgedragen aan de Waddenzee-brede afname en het verdwijnen van deze ziekte aan de recente toename (Beukema et al, 2017a en b). Bij dalende en stijgende trends in de toekomst moeten de langjarige autonome variaties in ogenschouw worden genomen.



Figuur 4-9 Dichtheid van het nonnetje in het invloedgebied en de referentiegebieden in de periode 1990-2020.

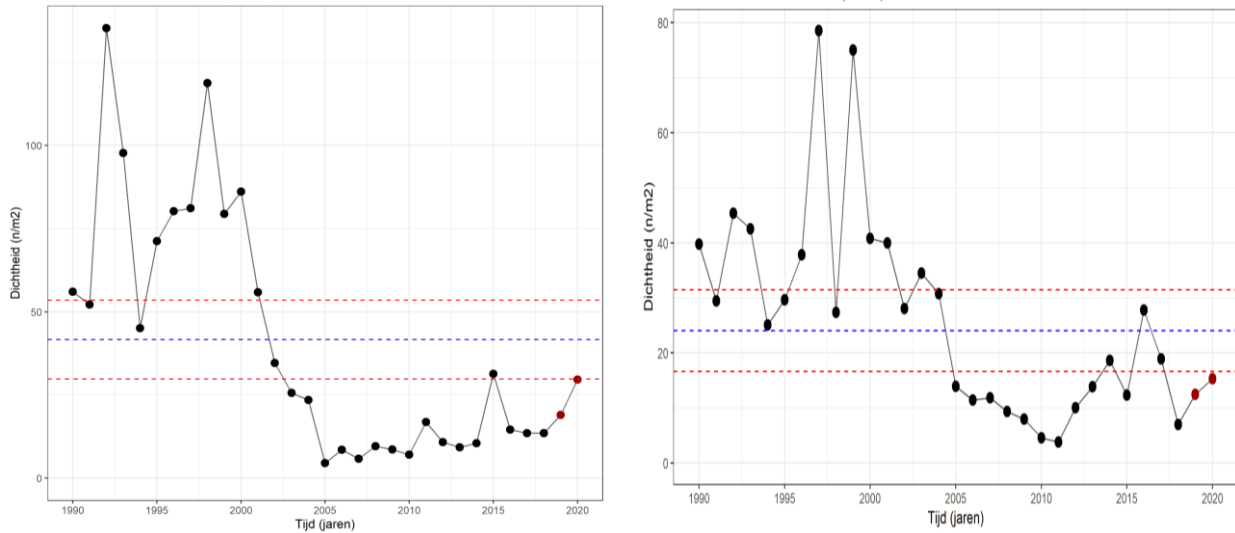


Figuur 4-10 Biomassa van het nonnetje in het invloedgebied en de referentiegebieden in de periode 1990-2020.

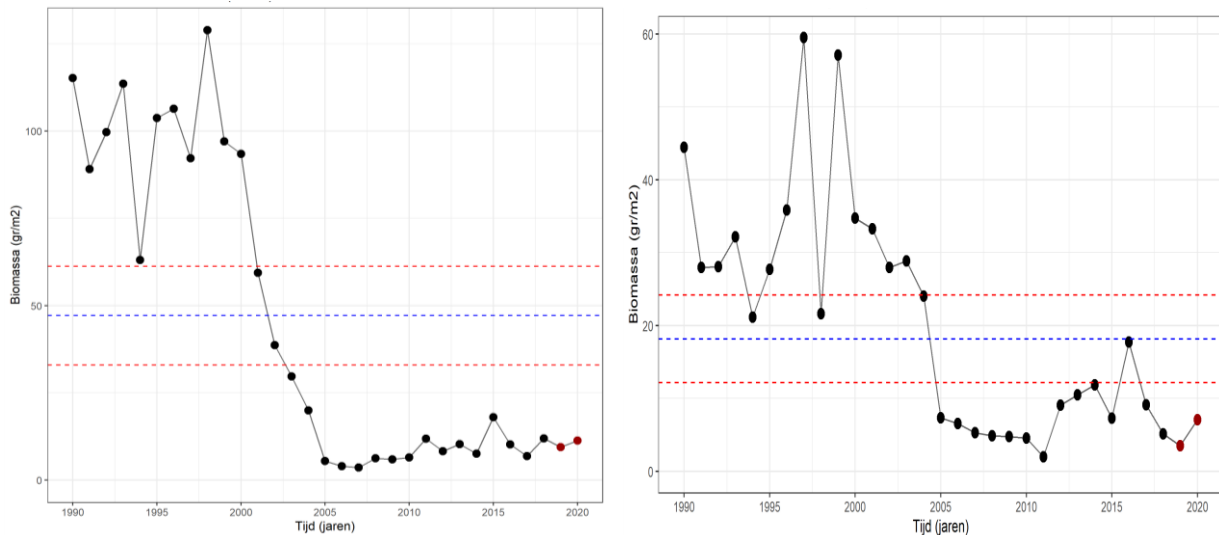
De gemiddelde waarde voor de dichtheid van de nonnetjes in de gecombineerde invloedgebieden en de referentiegebieden is opgenomen in Figuur 4-9. Figuur 4-10 toont de biomassa in de gecombineerde invloedgebieden en de referentiegebieden. De gemiddelde waarden voor dichtheid en biomassa ligt onder

de hoge waarden die kenmerkende waren tot 2000-2006 en meestal boven lage waarden van de periode daarna. Daarmee is de zeggingskracht van het gemiddelde beperkt voor het nonnetje.

Het verschil in de schaalindeling van de Y-assen tussen de linkergrafiek met de referentiegebieden en de rechtergrafiek met de invloedgebieden in in Figuur 4-3 en Figuur 4-4 maakt duidelijk dat het invloedgebied relatief rijk was aan nonnetjes. Tegenwoordig zijn de verschillen in dichtheden en biomassa minder groot.



Figuur 4-11 Gemiddelde dichtheid (blauwe lijn, met het 95% confidence interval in rood) van de dichtheid van het nonnetje in het invloedgebied (links) en de referentiegebieden (rechts) in de periode 1990-2020. Let op: de y-assen hebben verschillende schaalindelingen.



Figuur 4-12 Gemiddelde dichtheid (blauwe lijn, met het 95% confidence interval in rood) van de biomassa van het nonnetje in het invloedgebied (links) en de referentiegebieden (rechts) in de periode 1990-2020. Let op: de y-assen hebben verschillende schaalindelingen.

De dichtheden en biomassa van het nonnetje liggen in zowel de referentiegebieden als de invloedgebieden onder het betrouwbaarheidsinterval rond het langjarige gemiddelde. Dit is af te lezen in Tabel 6. Vanwege de invloed van hoge dichtheden en aantallen tot het begin van de 21^{ste} eeuw is dat niet relevant. Belangrijker is om te constateren dat 2019 en 2020 ten opzichte van de periode daarvoor tot de beter jaren behoort. De waarden voor de dichtheid van de afgelopen twee jaar liggen boven die van 2018. De biomassa is in 2020 toegenomen ten opzichte van 2019.

Tabel 6: Beoordeling van de gemiddelde waarden van de biomassa van het nonnetje in 2019 en 2020 ten opzichte van het langjarig gemiddelde per gebied.

Nonnetjes jaargemiddelde biomassa (g/m ²)				
Gebied	Gemeten 2019	Gemeten 2020	Ondergrens	Bovengrens
Invloedgebied A	8,16	9,69	30,69	74,47
Invloedgebied B	17,16	14,09	86,49	263,68
Invloedgebied Algemeen	9,12	11,26	30,71	56,25
Ameland	7,30	4,12	35,43	62,07
Vlie	6,41	17,01	7,15	13,30
Richel	1,52	7,43	6,70	13,03
Eierland	1,95	4,31	10,90	28,06
Marsdiep	0,14	0	4,28	11,48
Lauwers	2,25	10,85	8,52	17,10
Invloedgebied Totaal	9,41	11,27	32,95	61,31
Referentiegebied Totaal	3,26	7,29	12,16	24,17

5 RESULTATEN VOGELS

In dit hoofdstuk wordt een korte inleiding per vogelsoort gegeven, gevolgd door een overzicht van de waargenomen aantallen en de trends per deelgebied. Ten slotte wordt voor iedere vogelsoort per gebied gekeken hoe de waargenomen aantallen in 2019 en 2020 liggen ten opzichte van de vastgestelde trends. De algemene kennis over de vogelsoorten en hun voedsel is ontleend aan Ens et al., 2021; Ens et al., 2016; Ens et al., 2014 en van de Kam et al., 1999.

5.1 Bonte strandloper

Inleiding

De bonte strandloper (*Calidris alpina*) is een overwinteraar in Nederland en een van de talrijkst aanwezige vogelsoorten in de Waddenzee en de Delta. Deze kleine steltloper die broedt in de toendra's van gematigde en arctische klimaatzones in Scandinavië, de Baltische Staten en West-Rusland, maar ook hoog Arctische broedgebieden kent in Centraal- en Oost-Azië. De vogels die door Nederland trekken overwinteren in de intergetijdengebieden langs de kusten van Noordwest- en Zuidwest-Europa en in West-Afrika. Landelijk gezien zijn de aantallen het hoogst tussen september en november en in april en mei. De winteraantallen schommelen, met een uittocht tijdens langdurige strenge vorst.

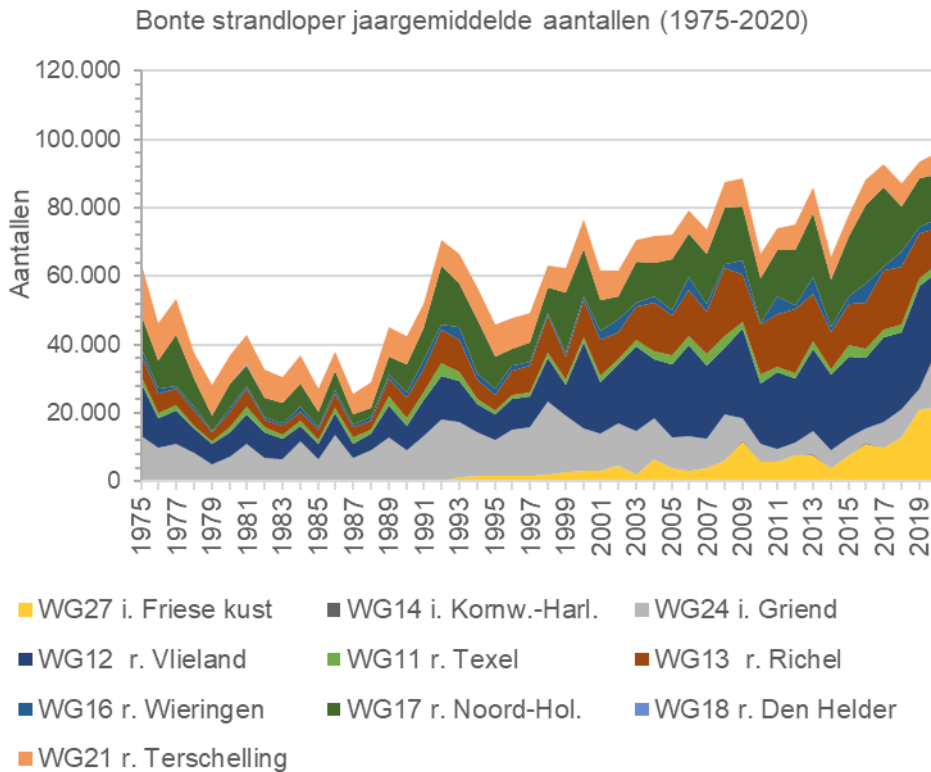
Bonte Strandlopers komen wijd verspreid voor in het Waddengebied. Belangrijke concentratiegebieden zijn de Dollard, West Vlieland, Friese Noordkust, Rottum en het Balgzand. Op de lange termijn gezien kenden de aantallen in Nederland een inzinking rond 1985, een herstel daarna en schommelingen vanaf het jaar 2000. De trend in aantallen is positief en het huidige aantal bevindt zich iets boven het gestelde Natura 2000 doel voor de draagkracht van het leefgebied. Een toename van overwinterende Bonte Strandlopers in Nederland kan samenhangen met klimaatsverandering waarbij in Groot-Brittannië een verschuiving heeft plaatsgevonden van westelijke estuaria naar oostelijke estuaria (Austin & Rehfish 2005) en een verdere verschuiving richting het vaste land van Europa (Maclean et al. 2008).

Bonte strandlopers voeden zich op het wad vooral met borstelwormen, mollusken, insecten, kreeftachtigen, schelpdieren, soms kleine visjes en plantaardig materiaal. Leuk detail is dat de bonte strandloper wormen wast om het zand eraf te krijgen voordat hij deze opeet. Tijdens hoogwater gaat de soort soms door met voedsel zoeken op hooggelegen delen van de getijdenplaten, aan de kwelder- of dijkrand of op drassige plaatsen binnendijs. De bonte strandlopers gebruiken doorgaans kwelders, zand- en modderbanken, stranden en inlagen als gezamenlijke hoogwatervluchtplaatsen en deelt die plaatsen vaak met andere vogelsoorten (Ministerie van LNV, 2008a).

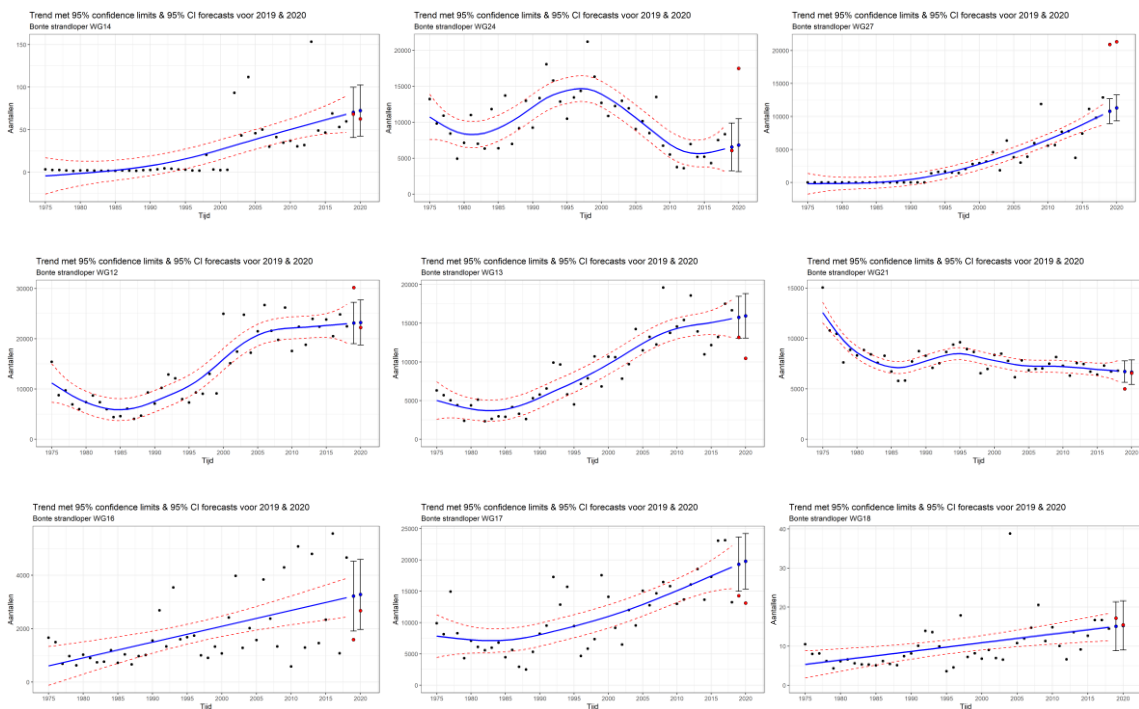
Ontwikkeling aantallen en trend per gebied

De waarnemingen aan de HVP's laten zeer grote verschillen zien in de aantallen bonte strandlopers tussen de verschillende gebieden, van tientallen tot tienduizenden. Ook in de tijd zijn grote variaties zichtbaar in de aantallen bonte strandlopers. Enkele HVP's, zoals Vlieland (WG12), Richel (WG13) zijn van groot belang voor de bonte strandloper, met aantallen die gemiddeld over het jaar in de tienduizend lopen. De aantallen op enkele andere HVP's, zoals het Balgzand (WG17), Terschelling (WG21), Griend (WG24) en Harlingen-Zwarte Haan (WG27) lopen van enkele duizenden tot tienduizenden. De andere gebieden herbergen enkele tot honderden bonte strandlopers, waaronder het gebied van Kornwerderzand tot Harlingen (WG14).

De aantallen van de Bonte strandloper op de HVP's in de westelijk Waddenzee zijn toegenomen. De trends van de jaargemiddelde aantallen van de bonte strandloper in de verschillende gebieden zijn weergegeven in Figuur 5-2. Deze ontwikkeling die al duidelijk wordt uit de overzichtsgrafiek, volgt ook uit de trends per deelgebied voor de meeste deelgebieden. Alleen bij Terschelling (WG 21) is sprake van een afname, terwijl bij Griend (WG24) sprake is geweest van een toename, gevolgd door een afname, gevolgd door stabilisatie. Een zeer duidelijke ontwikkeling is de toename van de aantallen in WG27, waar voor de jaren '90 in de vorige eeuw vrijwel geen bonte strandlopers werden waargenomen.



Figuur 5-1 Grafiek van de jaargemiddelde aantallen bonte strandlopers in de Waddenzee in het beïnvloedingsgebied (geel en grijs, onderste vlakken, aangeduid met i.) en referentiegebieden (overige kleuren, , aangeduid met r.). De aantallen zijn cumulatief weergegeven.



Figuur 5-2 Trends van aantallen bonte strandlopers in de Waddenzee in het beïnvloedingsgebied (WG14, WG24 en WG27, bovenste rij) en referentiegebieden Friese eilanden (WG12, WG13, WG21, middelste rij) en Balgzand (WG16, WG17, WG18, onderste rij).

Beoordeling trends

In 2019 en 2020 is sprake van zowel gebieden waarbij de aantallen vallen binnen de voorspelde bandbreedte, als van gebieden met overschrijdingen en onderschrijdingen. Van deze gebieden laat de Friese kust (WG27) in beide jaren een forse overschrijding zien: in dit gebied zijn in deze jaren nog meer Bonte strandlopers aanwezig dan voorspeld, waarbij in de voorspelling rekening is gehouden met de trendmatige toename op de ze HVP. Op de HVP Noord-Holland (WG17), in de nabijheid van het Balgzand zijn in beide jaren minder bonte strandlopers aangetroffen dan passend bij de eerder gevonden toename. De waarnemingen aan de Bonte strandloper aantallen in de invloeds- en referentiegebieden geven geen aanleiding voor nadere analyse van de trends.

Tabel 7 Jaargemiddelde aantallen van de bonte strandloper per waarnemingsgebied volgens de betrouwbaarheid van de trendberekening (Forecast laag: ondergrens van voorspelling; forecast hoog: bovengrens van voorspelling) en vergeleken met de gemeten aantallen, voor de jaren 2019 en 2020. De gemeten aantallen zijn beoordeeld ten opzichte van de berekende voorspellingen: Rood: gemeten aantallen lager dan voorspelling op basis van trend; Groen: gemeten aantal gelijk aan voorspelling op basis van trend; Geel: gemeten aantal hoger dan voorspelling op basis van trend. De HVP's die tot het beïnvloedingsgebied gerekend worden vetgedrukt.

Bonte Strandloper	2019			2020			
	Gebied	Forecast laag	Forecast hoog	Gemeten aantal	Forecast laag	Forecast hoog	Gemeten aantal
	WG12	19.001	27.231	30.191	18.752	27.712	22.228
	WG13	13.066	18.485	13.184	13.078	18.828	10.472
	WG14	41	100	68	42	103	63
	WG16	1.912	4.524	1.590	1.967	4.587	2.673
	WG17	14.990	23.637	14.287	15.344	24.211	13.115
	WG18	9	21	17	9	22	15
	WG21	5.649	7.774	4.997	5.441	7.874	6.555
	WG24	3.245	9.874	6.067	3.135	10.485	17.491
	WG27	8.902	12.681	20.927	9.344	13.259	21.335

5.2 Kanoet

Inleiding

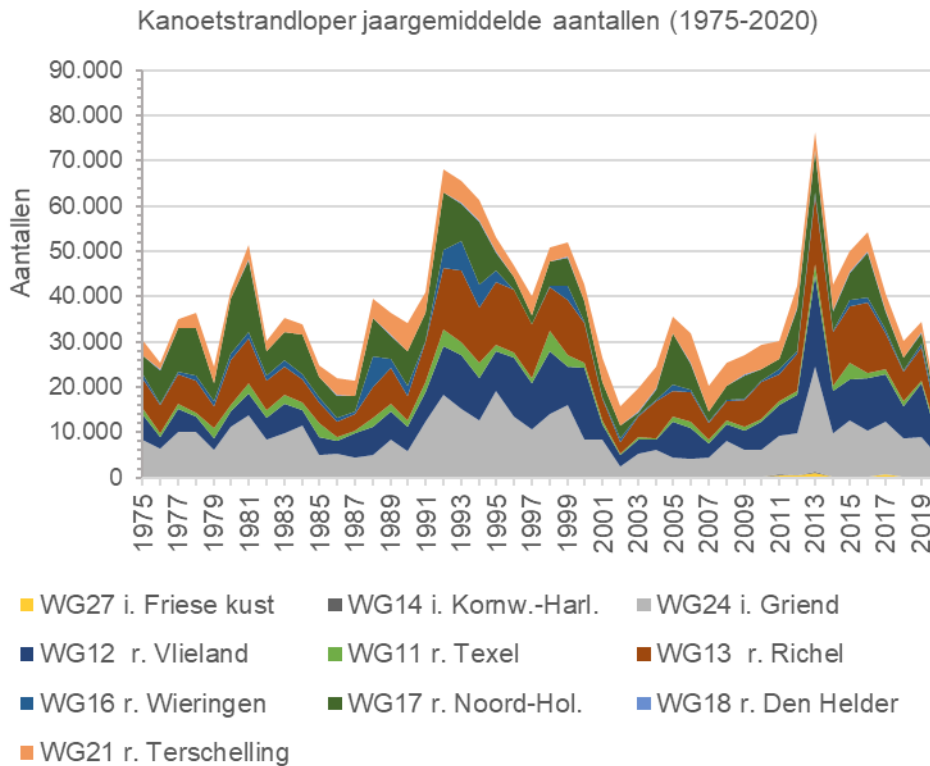
Van de kanoet (ook wel kanoetstrandloper genoemd) komen twee ondersoorten voor in de Waddenzee. De ondersoort *Calidris canutus canutus* is een trekvogel en die alleen in voor- en najaar in de Waddenzee aanwezig is. De Waddenzee is een belangrijke stop tussen hun broedgebieden in het hoge noorden en de overwinteringsgebieden. De ondersoort *Calidris canutus islandica* overwintert in Nederland vanaf nazomer tot mei (Sept-mei), maar is het hele jaar in de Waddenzee aanwezig.

De kanoet foerageert voornamelijk op zandige en slikkige bodem. Het hoofdvoedsel is het nonnetje (*Macoma balthica*) maar als alternatief foerageert hij ook op kleinere en dus ook vaak jongere schelpdieren van bijvoorbeeld de kokkel (*Cerastoderma edule*) en mossel (*Mytilus edulis*). De hoogste dichtheden van kanoet worden aangetroffen op mossel- en kokkelbanken (Ministerie van LNV, 2008b).

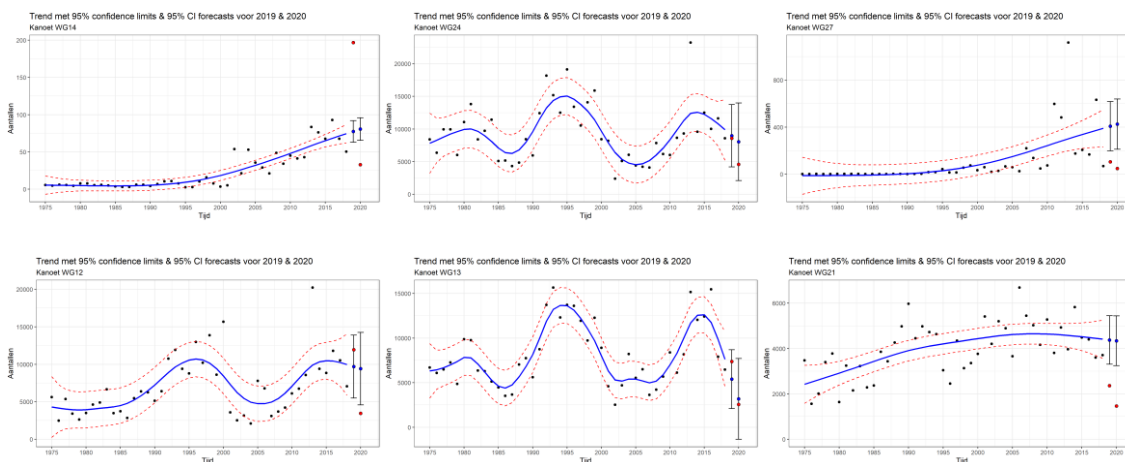
Kanoeten zoeken elkaar op en vormen relatief grote concentraties, zowel tijdens hoogwater waarbij ze afhankelijk zijn van enkele hoger gelegen zandplaten en onbewoonde eilanden, als ook tijdens het foerageren waarbij ze in groepen voorkomen. Hun actieradius is groot en afhankelijk van wadplaten met de juiste dichtheid en kwaliteit aan kleine schelpdieren, met name kokkels en nonnetjes.

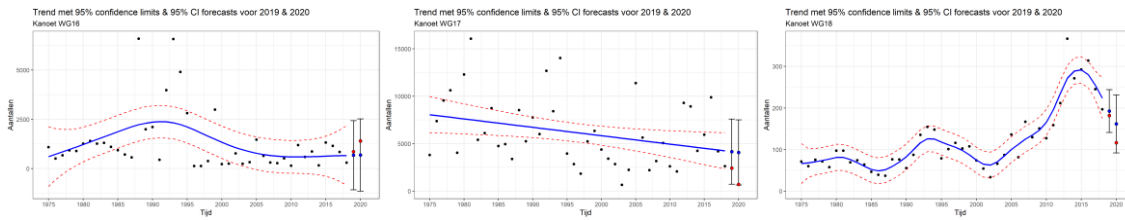
Ontwikkeling aantallen en trend per gebied

De waarnemingen aan de HVP's, zoals getoond in Figuur 12 3, laten zeer grote verschillen zien in de aantallen kanoetstrandlopers tussen de verschillende gebieden, van tientallen tot tienduizenden. Ook in de tijd zijn grote variaties zichtbaar in de aantallen kanoetstrandlopers.



Figuur 5-3 Grafiek van de jaargemiddelde aantal Kanoetstrandlopers op de HVP's nabij het beïnvloedingsgebied (geel en grijs, onderste vlakken, aangeduid met i.) en referentiegebieden (overige kleuren, aangeduid met r.). De aantallen zijn cumulatief weergegeven.





Figuur 5-4 Trends van aantallen van de kanoet in de Waddenzee in het beïnvloedingsgebied (WG14, WG24 en WG27, bovenste rij) en referentiegebieden Friese eilanden (WG12, WG13, WG21, middelste rij) en Balgzand (WG16, WG17, WG18, onderste rij).

Beoordeling trends

De jaargemiddelde aantallen van de kanoetstrandloper vallen voor 2019 en 2020 voor het merendeel van de gebieden binnen berekende bandbreedtes. Uitzondering bij belangrijke HVP's (die HVP's waar normaal gesproken jaargemiddeld duizenden kanoetstrandlopers worden aangetroffen) zijn Vlieland (WG12) waar in 2020 de aantallen onder de ondergrens liggen en Terschelling (WG21) waar dat zowel in 2019 als 2020 het geval is. Bij de minder belangrijke HVP's vertoont WG14 in 2019 een overschrijding en in 2020 een onderschrijding en WG27 vertoont in beide jaren een onderschrijding. Vanwege de lage aantallen en het beperkte belang van deze HVP's van voor de kanoetstrandloper wordt hier niet verder op ingegaan. Omdat de jaargemiddelde aantallen van de kanoet in de beïnvloede gebieden geen eenduidig ander patroon vertonen dan in de referentiegebieden is een andere analyse niet aan de orde.

Tabel 8 Jaargemiddelde aantallen van de kanoet per waarnemingsgebied volgens de betrouwbaarheid van de trendberekening (Forecast laag: ondergrens van voorspelling; forecast hoog: bovengrens van voorspelling) en vergeleken met de gemeten aantallen, voor de jaren 2019 en 2020. De gemeten aantallen zijn beoordeeld ten opzichte van de berekende voorspellingen: Rood: gemeten aantallen lager dan voorspelling op basis van trend; Groen: gemeten aantal gelijk aan voorspelling op basis van trend; Geel: gemeten aantal hoger dan voorspelling op basis van trend. De HVP's die tot het beïnvloedingsgebied gerekend worden vetgedrukt.

Kanoet	2019			2020		
Gebied	Forecast laag	Forecast hoog	Gemeten aantal	Forecast laag	Forecast hoog	Gemeten aantal
WG12	5.484	13.891	11.944	4.576	14.244	3.463
WG13	2.103	8.700	7.375	0	7.715	2.564
WG14	63	92	197	66	96	33
WG16	0	2.434	862	0	2.522	1.404
WG17	731	7.588	2.417	632	7.509	712
WG18	141	244	182	92	231	117
WG21	3.308	5.449	2.364	3.246	5.439	1.465
WG24	4.184	13.744	8.588	2.107	13.989	4.578
WG27	199	618	106	212	640	48

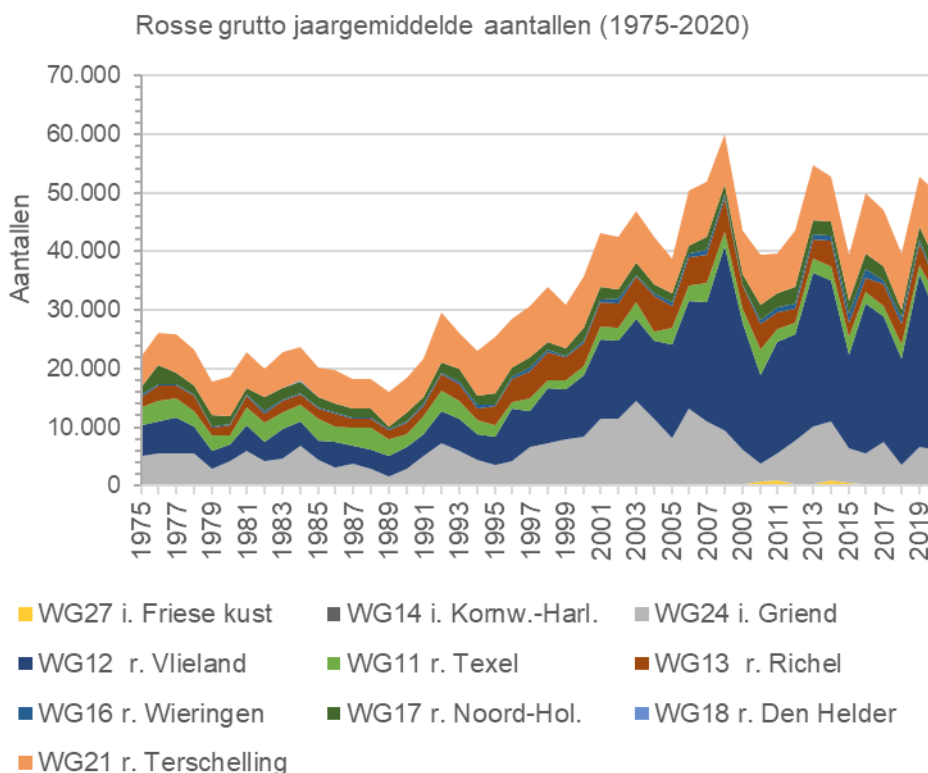
5.3 Rosse grutto

Inleiding

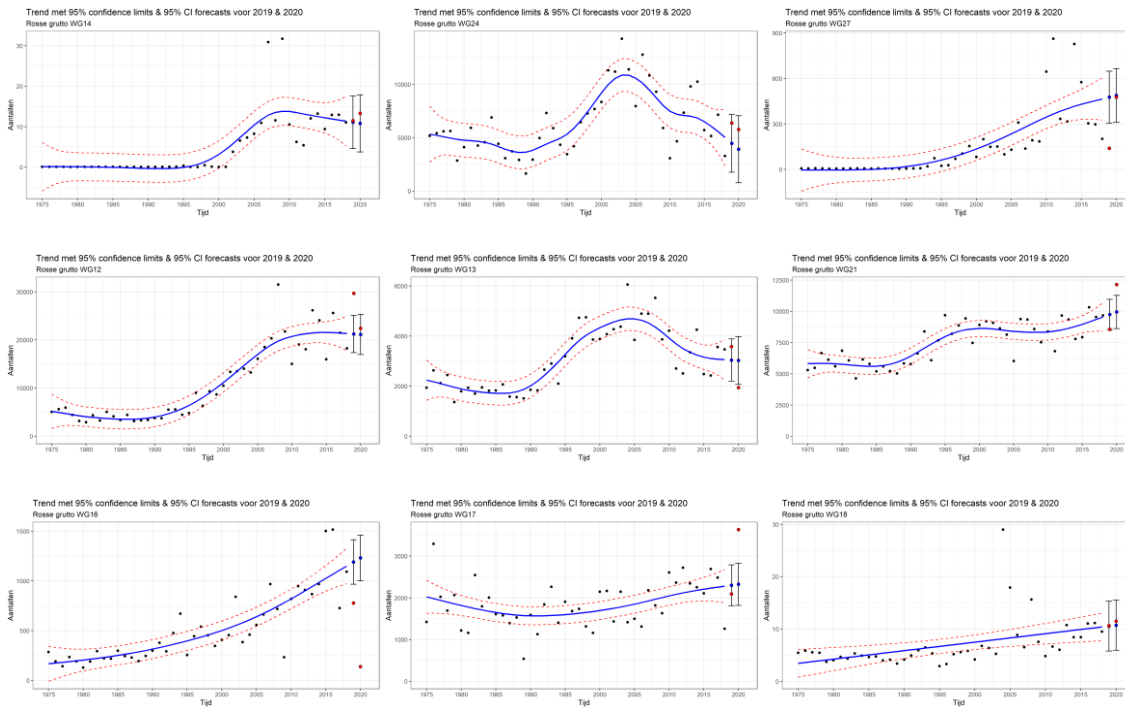
De Rosse grutto is een middelgrote steltloper, die de Waddenzee benut als trekvogel. De aantallen Rosse Grutto's in de het waddengebied zijn daarom het hoogst tijdens de trek, vooral in augustus-september en in mei. In de winter zijn de aantallen lager maar betrekkelijk stabiel, ongeacht het winterweer. Het dieet van de Rosse grutto op de het wad bestaat voornamelijk uit zeepieten en zeeduizendpoten. In mindere mate wordt gefourageerd op zagers, wormen, tweekleppigen en kreeftachtigen. De vogels foerageren voornamelijk op zandige wadplaten. Het overgrote deel van de Rosse grutto in de Westelijke Waddenzee is aanwezig op het HVP Vlieland. De andere HVP's die tegenwoordig belangrijk zijn Terschelling en Richel.

Ontwikkeling aantallen en trend per gebied

Sinds het begin van de 21^{ste} eeuw zijn de aantallen van de Rosse grutto in de Westelijke Waddenzee sterk toegenomen. De aantallen in de gehele Waddenzee zijn juist afgenomen. Het is niet duidelijk of deze toename het gevolg is van het aantrekkelijker worden van de Westelijke Waddenzee als foerageergebied, of het afnemen van de kwaliteit van gebieden waar eerder werd gefoerageerd, oostelijker in de Nederlandse Waddenzee en in Duitsland en Denemarken. Tegenwoordig zijn in jaargemiddeld 40.000 -50.000 Rosse grutto's aanwezig in de Westelijke Waddenzee. Het overgrote deel van deze vogels is aanwezig op het HVP Vlieland. De andere HVP's die tegenwoordig belangrijk zijn Terschelling en Richel. Op de HVP's in de nabijheid van de het invloedsgebied worden weinig Rosse Grutto's aangetroffen. Alleen op Griend zijn de aantallen hoger met gemiddeld iets minder dan 4000 exemplaren in september. Omdat de aantallen in andere gebieden zijn toegenomen, is het relatieve belang van Griend afgenomen. Het invloedsgebied lijkt van beperkt belang is voor de Rosse grutto. De aantallen van de Rosse Grutto in 2019 en 2020 liggen op hetzelfde niveau als de aantallen in de voorgaande jaren.



Figuur 5-5, Grafiek van de jaargemiddelde aantal rosse grutto's op de HVP's nabij het beïnvloedsgebied (geel en grijs, onderste vlakken, aangeduid met i.) en referentiegebieden (overige kleuren, aangeduid met r.). De aantallen zijn cumulatief weergegeven.



Figuur 5-6 Trends van aantallen van de rosse grutto in de Waddenzee in het beïnvloedingsgebied (WG14, WG24 en WG27, bovenste rij) en referentiegebieden Friese eilanden (WG12, WG13, WG21, middelste rij) en Balgzand (WG16, WG17, WG18, onderste rij).

Beoordeling trends

De verdeling van de jaargemiddelde aantallen van de rosse grutto over de HVP's is behoorlijk scheef, omdat het overgrote deel gebruik maakt van de HVP Vlieland (WG12). Daar heeft in 2019 een overschrijding van de bandbreedte plaatsgevonden, die niet lijkt samen te vallen met lagere aantallen op de andere HVP's. De jaargemiddelde aantallen op Wieringen (WG16) zijn in 2019 en 2020 dermate laag dat deze onder de ondergrens liggen, nadat in de voorgaande jaren sprake is geweest van een toename van de aantallen in dit gebied. Op HVP Griend (WG24) nabij het invloedsgebied met grotere aantallen rosse grutto lagen de aantallen binnen de bandbreedte. De jaargemiddelde aantallen van de rosse grutto op de HVP's nabij het invloedsgebieden vertonen geen eenduidig ander patroon dan die in de referentiegebieden. Een verdere analyse is dan ook niet aan de orde.

Tabel 9 Jaargemiddelde aantallen van de rosse grutto per waarnemingsgebied volgens de betrouwbaarheid van de trendberekening (Forecast laag: ondergrens van voorspelling; forecast hoog: bovengrens van voorspelling) en vergeleken met de gemeten aantallen, voor de jaren 2019 en 2020. De gemeten aantallen zijn beoordeeld ten opzichte van de berekende voorspellingen: Rood: gemeten aantallen lager dan voorspelling op basis van trend; Groen: gemeten aantal gelijk aan voorspelling op basis van trend; Geel: gemeten aantal hoger dan voorspelling op basis van trend. De HVP's die tot het beïnvloedingsgebied gerekend worden vetgedrukt.

Rosse Grutto	2019			2020		
	Forecast laag	Forecast hoog	Gemeten aantal	Forecast laag	Forecast hoog	Gemeten aantal
WG12	17.389	25.109	29.687	16.971	25.324	22.427
WG13	2.201	3.883	3.581	2.071	3.977	1.940
WG14	5	18	11	4	18	13
WG16	966	1.413	777	1.001	1.460	138

Rosse Grutto	2019			2020		
Gebied	Forecast laag	Forecast hoog	Gemeten aantal	Forecast laag	Forecast hoog	Gemeten aantal
WG17	1.813	2.792	2.094	1.821	2.830	3.640
WG18	6	15	11	6	16	11
WG21	8.541	10.964	8.561	8.621	11.284	12.148
WG24	1.767	7.186	6.381	777	7.068	5.773
WG27	305	648	139	311	665	477

5.4 Scholekster

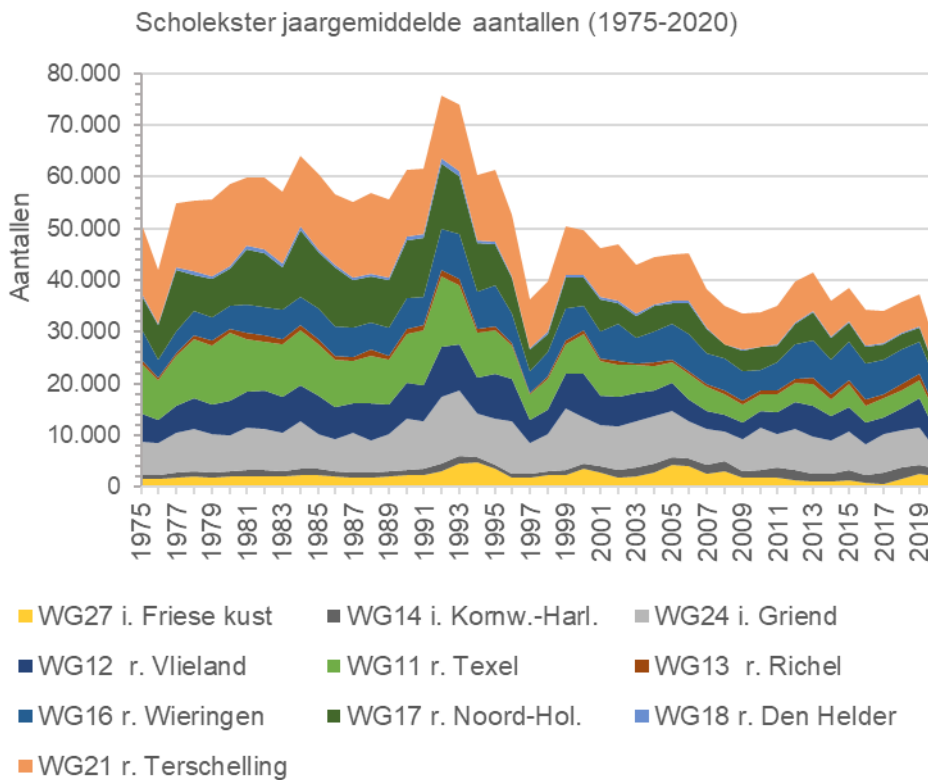
Inleiding

Scholeksters zijn plaatstrouw ten aanzien van voedsel- en rustgebieden en individuele scholeksters leven in een relatief klein gebied. De meeste scholeksters foerageren gewoonlijk bij eb op droogvallende platen in het intergetijdengebied. Bij vloed concentreren ze zich dan in grote groepen op speciale hoogwatervluchtplaatsen. Doorgaans zijn dit hooggelegen zandplaten, stranden, strandvlaktes, schorren en kwelders, soms ook havenhoofden of dijktafsluitingen, zoals bij Harlingen. Scholeksters die hun voedselgebieden verlaten als gevolg van verstoring, een koude-inval of om andere redenen kunnen niet makkelijk terecht in gebieden waar al andere scholeksters aanwezig zijn. Hoogwatervluchtplaatsen en voedselgebieden van de scholeksters liggen doorgaans hooguit enkele kilometers van elkaar verwijderd. De scholekster voedt zich vooral met schelpdieren. Ze komen vooral voor op wat zandige wadplaten en leven daar van een groot scala aan ongewervelden, maar het hoofdvoedsel zijn grotere schelpdieren en dan vooral kokkels en mosselen, gevolgd door wadpieren en zeeduizendpoten. De hoogste dichtheden van scholeksters worden aangetroffen op mossel- en kokkelbanken. Andere prooi-soorten zijn krabben en verschillende soorten andere tweekleppige schelpdieren, zoals nonnetjes, strandgapers, mesheften en kokkels.

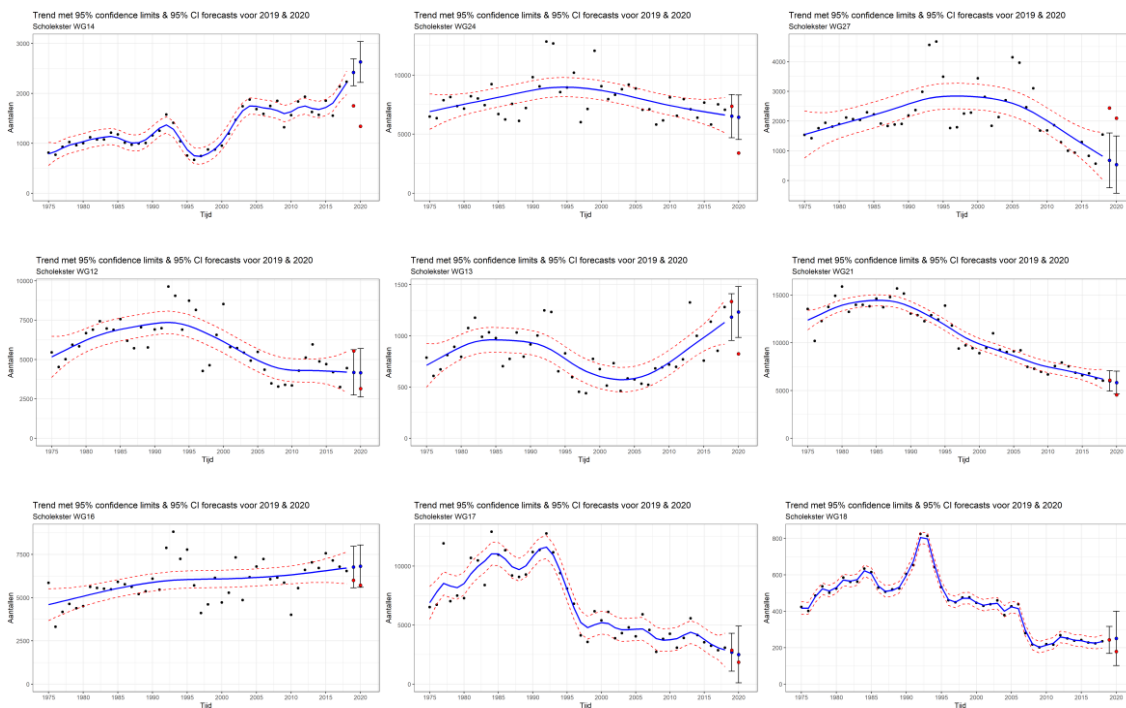
Ontwikkeling aantallen en trend per gebied

In de grafiek met de jaargemiddelde aantallen is zichtbaar dat het aantal scholeksters na een piek in 1993 is afgenomen op de HVP's rond de Westelijke Waddenzee. Deze ontwikkeling speelt ook op veel grotere schaal in de gehele Waddenzee en in heel Nederland. De aantallen op de HVP's nabij het invloedsgebied en bij de referentiegebieden waren in de vorige eeuw gemiddeld hoger dan in deze eeuw. Deze afname is overigens niet in alle gebieden zichtbaar, ten zuidoosten van Harlingen in WG14 nemen de waargenomen kleine aantallen scholeksters toe.

In vergelijking met de twee andere vogelsoorten vertonen de aantallen scholeksters in de gebieden minder variatie. Over het algemeen zijn in de HVP's enkele duizenden scholeksters aanwezig, met uitzondering van Den Helder (WG18), waar enkele honderden exemplaren worden aan getroffen en Harlingen-Zwarte Haan (WG27), waar de bovengrens tegenwoordig onder de duizend exemplaren ligt.



Figuur 5-7 Grafiek van de jaargemiddelde aantal scholeksters op de HVP's nabij het beïnvloedingsgebied (geel en grijs, onderste vlakken, aangeduid met i.) en referentiegebieden (overige kleuren, aangeduid met r.). De aantallen zijn cumulatief weergegeven.



Figuur 5-8 Trends van aantallen van de scholekster in de Waddenzee in het beïnvloedingsgebied (WG14, WG24 en WG27, bovenste rij) en referentiegebieden Friese eilanden (WG12, WG13, WG21, middelste rij) en Balgzand (WG16, WG17, WG18, onderste rij).

Beoordeling trends

De aantallen in 2019 komen overeen met de aantallen die in de jaren daarvoor zijn waargenomen. In 2020 heeft een scherpe daling in de aantallen plaatsgevonden, die tot uitdrukking komt in een meerdere onderschrijdingen van de bandbreedte. Deze onderschrijdingen treden op bij de referentiegebieden en bij de twee van de HVP's nabij het invloedsgebied. De aantallen van de scholekster op de HVP ten zuidwesten van Harlingen (WG14) zijn in 2019 en 2020 weliswaar lager dan de ondergrens, maar dat komt omdat de grens sterk wordt door de toename van de afgelopen vijf jaar. De aantallen zijn in overeenstemming met de aantallen die eerder werden aangetroffen. Het omgekeerde heeft plaatsgevonden bij WG27. Daar is sprake van een overschrijding. De afnemende trend van de afgelopen heeft de bovengrens voor 2019 en 2020 naar beneden gedrukt. De aantallen die in 2019 en 2020 zijn waargenomen komen overeen met waarden die voor de afname werden waargenomen. De aantallen van de scholekster in de beïnvloede gebieden vertonen geen eenduidig ander patroon dan die in de referentiegebieden.

Tabel 10 Jaargemiddelde aantallen van de scholekster per waarnemingsgebied volgens de betrouwbaarheid van de trendberekening (Forecast laag: ondergrens van voorspelling; forecast hoog: bovengrens van voorspelling) en vergeleken met de gemeten aantallen, voor de jaren 2019 en 2020. De gemeten aantallen zijn beoordeeld ten opzichte van de berekende voorspellingen: Rood: gemeten aantallen lager dan voorspelling op basis van trend; Groen: gemeten aantal gelijk aan voorspelling op basis van trend; Geel: gemeten aantal hoger dan voorspelling op basis van trend. De HVP's die tot het beïnvloedsgebied gerekend worden vetgedrukt.

Scholekster	2019			2020			
	Gebied	Forecast laag	Forecast hoog	Gemeten aantal	Forecast laag	Forecast hoog	Gemeten aantal
	WG12	2743	5619	5538	2625	5691	3150
	WG13	955	1411	1338	985	1482	825
	WG14	2152	2691	1753	2221	3039	1340
	WG16	5570	7974	6002	5596	8052	5724
	WG17	1093	4308	2865	104	4910	1859
	WG18	169	317	243	102	400	179
	WG21	4939	7079	6070	4635	7022	4542
	WG24	4697	8347	7363	4544	8312	3402
	WG27	0	1598	2438	0	1496	2095

5.5 Tureluur

Inleiding

De tureluur is een middelgrote steltloper, die in het waddegebied foerageert op allerlei wormen, kreeftachtigen en wadslakjes. Tureluurs eten zowel grote wormen, zoals zeeduizendpoten, zandzagers en schelpkokerwormen, als kleine wormen, zoals wapenwormen en zeerupsen. De kreeftachtigen die worden gegeten zijn vooral kleine krabben, maar ook garnalen en slijkgarnalen.

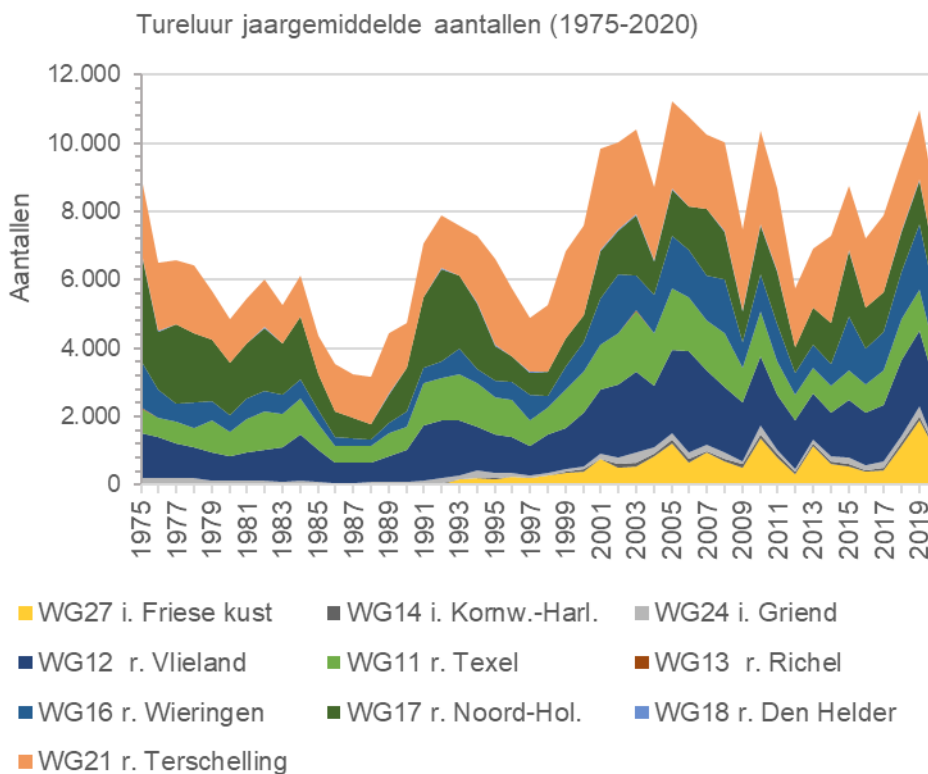
De tureluur is een broedvogel in Nederland. De Tureluur broed op kwelders en in (natte) weilanden. Een belangrijk deel van de broedgebieden ligt in de nabijheid van de Waddenzee. Naast de populatie die in Nederland broedt, maken andere populaties gebruik van de Waddenzee als onderdeel van hun flyway. Een

belangrijk deel van de tureluurs die in Nederland broeden trekken weg naar het zuiden. De grootste aantallen tureluurs worden in het waddengebied in juli en augustus aangetroffen, wanneer de Nederlandse broedvogels daar verzamelen en de trekvogels van andere populaties het wad bevolken. De aantallen zijn het laagst in de winter en daarbij kan het optreden van strenge vorst zorgen voor verdere afname van de aantallen. Tijdens de voorjaartrek nemen de aantallen weer toe, maar deze bereiken niet de hoge aantallen in de herfst.

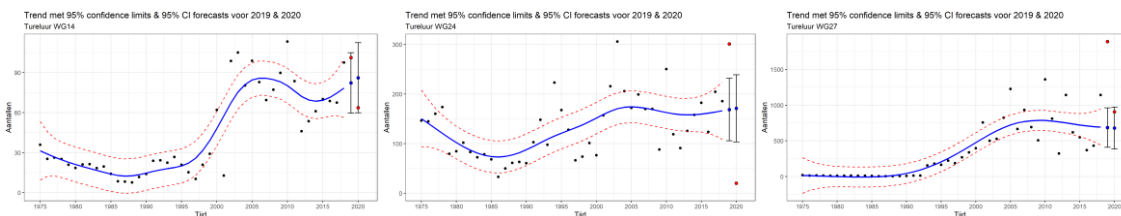
De tureluur is een steltloper die niet verbonden is aan specifieke habitats, of bijvoorbeeld de nabijheid van de Noordzeekust. Dit blijkt ook uit de aanwezigheid van de tureluur in grotere aantallen op zowel het Balgzand, als op de eilanden. Griend en Richel zijn voor de tureluur geen HVP's waar deze in grotere aantallen aanwezig zijn.

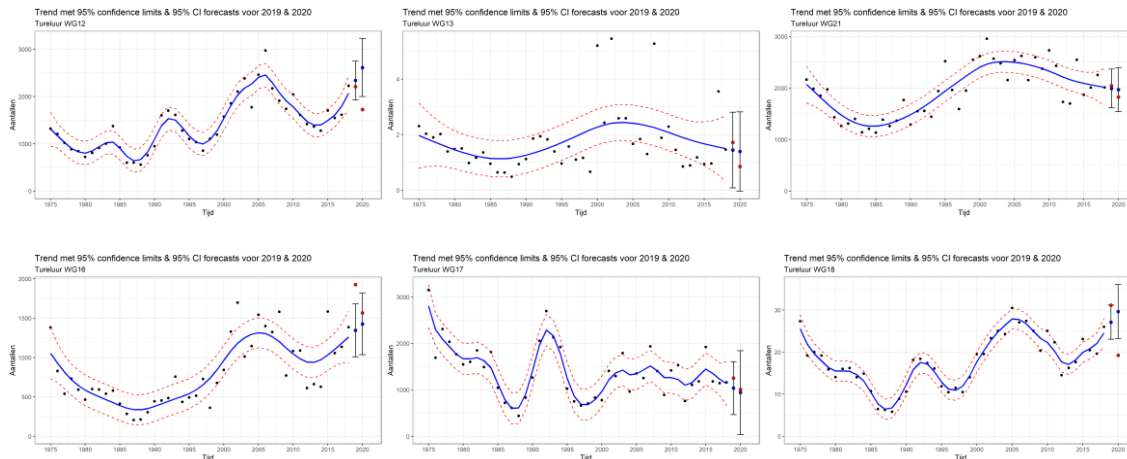
Ontwikkeling aantallen en trend per gebied

In de Westelijke Waddenzee zijn vanaf de jaren negentig de aantallen tureluur toegenomen ten opzichte van de periode daarvoor. In 2018 was sprake van de hoogste piek in de aantallen tureluurs in de waarnemingsreeks. Ook de aantallen op de HVP's in de nabijheid van het invloedsgebied zijn toegenomen, waaronder de aantallen langs de Friese kust (WG27). De aantallen van de tureluur in de Nederlandse Waddenzee als geheel fluctueren licht. De toename van de aantallen tureluur in de Westelijke Waddenzee is het gevolg van een verschuiving van hun aanwezigheid vanuit de oostelijke delen van de Waddenzee naar het westen. Als oorzaak van deze verschuiving wordt de betere voedselbeschikbaarheid in de Westelijke Waddenzee genoemd,



Figuur 5-9 Grafiek van de jaargemiddelde aantal Tureluurs op de HVP's nabij het beïnvloedsgebied (geel en grijs, onderste vlakken, aangeduid met i.) en referentiegebieden (overige kleuren, aangeduid met r.). De aantallen zijn cumulatief weergegeven.





Figuur 5-10 Trends van aantallen van de tureluur in de Waddenzee in het beïnvloedingsgebied (WG14, WG24 en WG27, bovenste rij) en referentiegebieden Friese eilanden (WG12, WG13, WG21, middelste rij) en Balgzand (WG16, WG17, WG18, onderste rij).

Beoordeling trends

De jaargemiddelde aantallen van de Tureluur zijn in 2019 relatief hoog, wat zich uit in overschrijdingen van de voorspelde bandbreedte op drie HVP's. In 2020 zijn de jaargemiddelde aantallen relatief laag, wat tot uitdrukking komt in onderschrijdingen in drie gebieden. De aantallen van de tureluur op de HVP's nabij het invloedsgebied vertonen geen ander patroon dan die in de referentiegebieden.

Tabel 11 Jaargemiddelde aantallen van de tureluur per waarnemingsgebied volgens de betrouwbaarheid van de trendberekening (Forecast laag: ondergrens van voorspelling; forecast hoog: bovengrens van voorspelling) en vergeleken met de gemeten aantallen, voor de jaren 2019 en 2020. De gemeten aantallen zijn beoordeeld ten opzichte van de berekende voorspellingen: Rood: gemeten aantallen lager dan voorspelling op basis van trend; Groen: gemeten aantal gelijk aan voorspelling op basis van trend; Geel: gemeten aantal hoger dan voorspelling op basis van trend. De HVP's die tot het beïnvloedingsgebied gerekend worden vetgedrukt.

Tureluur	2019			2020		
	Forecast laag	Forecast hoog	Gemeten aantal	Forecast laag	Forecast hoog	Gemeten aantal
WG12	1.931	2.753	2.210	2.001	3.225	1.729
WG13	0	3	2	0	3	1
WG14	60	105	101	60	112	64
WG16	1.010	1.680	1.927	1.036	1.817	1.568
WG17	467	1.607	1.255	37	1.844	1.007
WG18	23	31	31	23	36	19
WG21	1.613	2.368	2.042	1.544	2.388	1.824
WG24	106	232	301	104	239	20
WG27	409	961	1.891	384	973	906

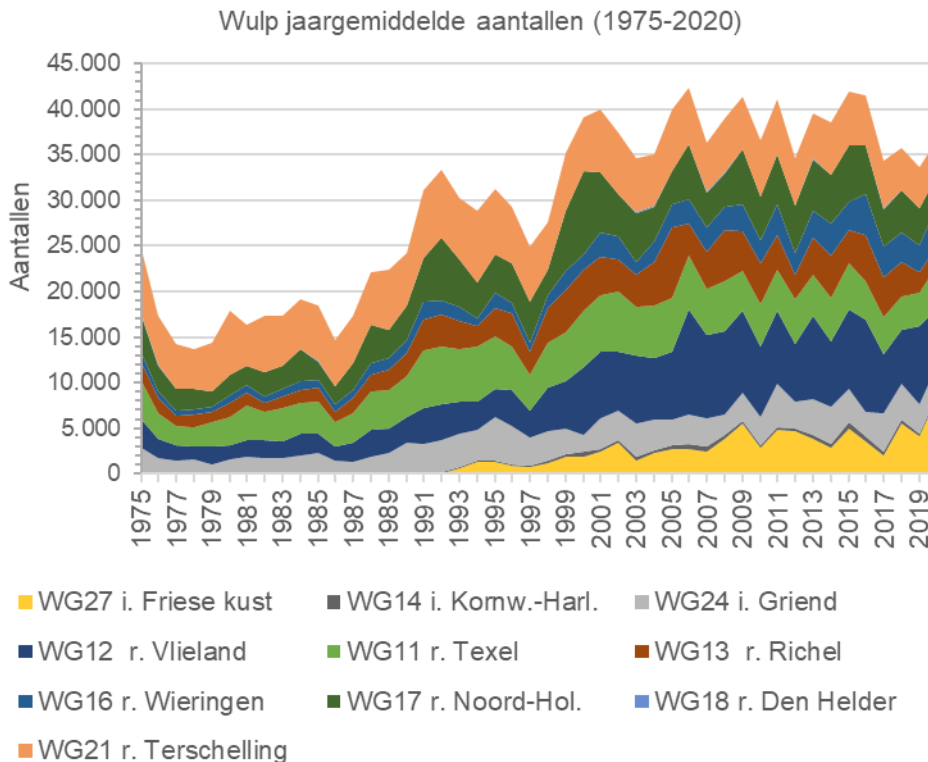
5.6 Wulp

Inleiding

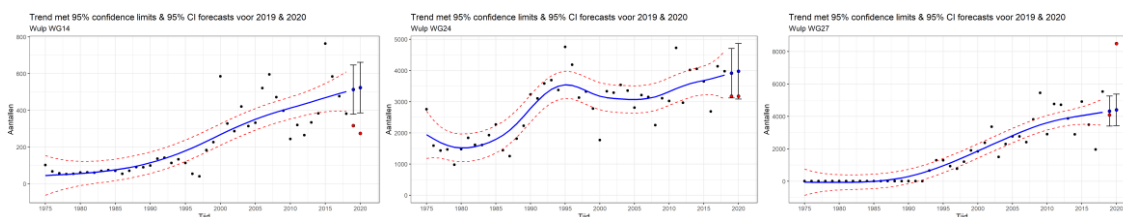
De wulp is een grote steltloper, die vooral grotere prooien eet, zoals krabben, grote wormen (zeepier, zeeduizendpoot) en strandgapers. De wulp is een broedvogel in Nederland, waarbij het aantal broedparen al jaren een dalende trend vertoont. De Waddenzee wordt gebruikt als overwinteringsgebied voor wulpen die in andere gebieden (Scandinavië en Noordwest Rusland) broeden.

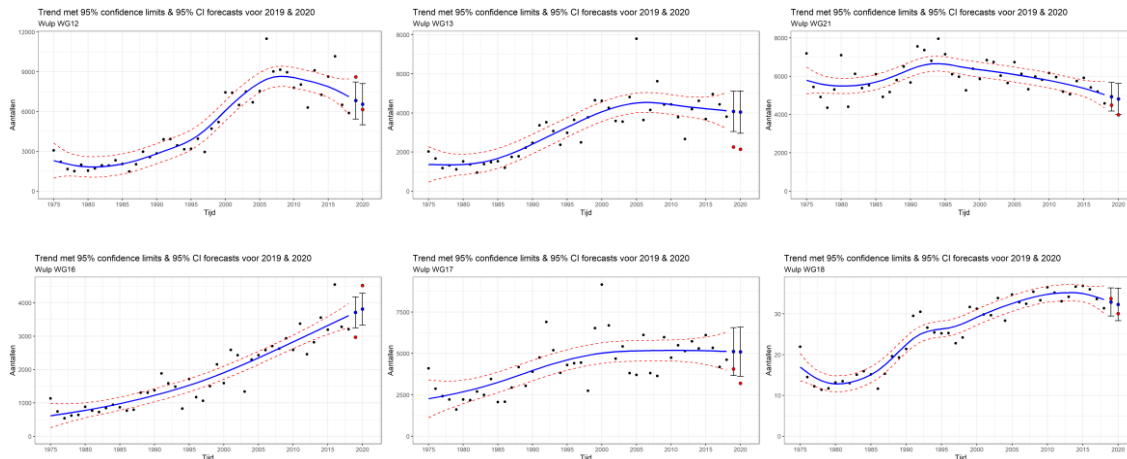
Ontwikkeling aantallen en trend per gebied

De aantallen wulpen op de HVP's in de westelijke Waddenzee in de maand september zijn vanaf 1975 toegenomen tot ongeveer 2005 en daarna zijn de aantallen weer iets afgenomen (Figuur 5.4). Nog steeds zijn in september op de HVP's rond de Westelijke Waddenzee tenminste 50.000 wulpen aanwezig. Ook op de HVP's rond het aandachtsgebied zijn enkele duizenden wulpen aanwezig. Op basis van de verdeling over de verschillende HVP's lijken wulpen een lichte voorkeur voor de HVP's op de eilanden en op Richel te hebben, hoewel ook op het Balgzand veel wulpen worden aangetroffen. Op Griend zijn weinig wulpen aanwezig. Een van de gebieden waar de aantallen van de wulp sterk zijn toegenomen is de Friese kust (WG27 – een van de invloedsgebieden). Voor 1993 waren de aantallen dermate laag (maximaal 15) dat deze niet zichtbaar zijn in de grafiek.



Figuur 5-11 Grafiek van de jaargemiddelde aantal Wulpen op de HVP's nabij het beïnvloedsgebied (geel en grijs, onderste vlakken, aangeduid met i.) en referentiegebieden (overige kleuren, aangeduid met r.). De aantallen zijn cumulatief weergegeven.





Figuur 5-12 Trends van aantallen van de wulp in de Waddenzee in het beïnvloedsgebied (WG14, WG24 en WG27, bovenste rij) en referentiegebieden Friese eilanden (WG12, WG13, WG21, middelste rij) en Balgzand (WG16, WG17, WG18, onderste rij).

Beoordeling trends

In 2019 zijn de jaargemiddelde aantallen van de wulp op HVP Vlieland (WG12) iets hoger dan de voorspelde bandbreedte, terwijl de aantallen op Richel (WG13), ten zuidwesten van Harlingen (WG14) en Wieringen (WG16) lager zijn dan de voorspelde bandbreedtes. De ruimtelijke verdeling van de onder- en overschrijdingen in 2020 is anders dan 2019 en er zijn meer HVP's die buiten de bandbreedte vallen. De waargenomen aantallen van de wulp op de HVP's ten opzichte van de voorspelde trends laten geen bijzonderheden zien op HVP's nabij de invloedsgebieden ten opzichte van de referentiegebieden.

Tabel 12 Jaargemiddelde aantallen van de wulp per waarnemingsgebied volgens de betrouwbaarheid van de trendberekening (Forecast laag: ondergrens van voorspelling; forecast hoog: bovengrens van voorspelling) en vergeleken met de gemeten aantallen, voor de jaren 2019 en 2020. De gemeten aantallen zijn beoordeeld ten opzichte van de berekende voorspellingen: Rood: gemeten aantallen lager dan voorspelling op basis van trend; Groen: gemeten aantal gelijk aan voorspelling op basis van trend; Geel: gemeten aantal hoger dan voorspelling op basis van trend. De HVP's die tot het beïnvloedsgebied gerekend worden vetgedrukt.

Wulp	2019			2020		
	Forecast laag	Forecast hoog	Gemeten aantal	Forecast laag	Forecast hoog	Gemeten aantal
WG12	5.438	8.238	8.615	5.001	8.110	6.165
WG13	3.052	5.104	2.258	2.959	5.125	2.140
WG14	379	647	317	386	662	274
WG16	3.252	4.175	2.968	3.338	4.284	4.519
WG17	3.669	6.564	4.001	3.619	6.589	3.202
WG18	29	36	34	28	36	30
WG21	4.183	5.670	4.489	4.002	5.622	3.985
WG24	3.121	4.707	3.176	3.085	4.866	3.176
WG27	3.401	5.255	4.090	3.427	5.370	8.493

6 DISCUSSIE EN CONCLUSIES

Benthos

De benthosgegevens zijn goed bruikbaar om inzicht te geven in de aantallen en de biomassa van de drie geselecteerde soorten op de verschillende locaties. De dichtheid en de biomassa van de drie schelpdiersoorten varieert sterk van jaar op jaar en ook van gebied tot gebied. Er zijn geen eenduidige verschillen gevonden tussen de potentieel beïnvloede gebieden en de referentiegebieden.

Tijdens de sessie met de groene wetenschap zijn de verklaringen voor de veranderingen in dichtheden en biomassa per soort verkend. De belangrijkste factoren, op basis van de evaluaties van de schelpdiervisserij en mosselvisserij, zijn de broedval die in de opeenvolgende jaren plaatsvindt (Beukema & Dekker, 2017), de predatie op juvenielen, de groei van de resterende exemplaren en de sterfte (Beukema et al., 2010). Die factoren worden allemaal beïnvloed door onder andere de wintertemperatuur en bij het overschrijden van bepaalde grenswaarden (in 2018 en 2019) door de zomertemperatuur. Ook de aan- dan wel afwezigheid van andere schelpdiersoorten, zoals *Ensis directus* kan van invloed zijn op de biomassa van andere soorten (Beukema et al., 2017c). De invloed van fysische en morfologische factoren op de ruimtelijke verdeling van benthos is onderwerp van de studie van Folmer et al., (2017). Het voorspellen van jaren met een goede broedval, wat voor de kokkels eens in de zoveel jaar lijkt op te treden, is niet goed mogelijk. Het voorspellen van de ontwikkelingen in aantallen en biomassa volgend op de broedval is wel mogelijk. Het uitblijven van een goede broedval kan één van de oorzaken zijn van het achterblijven van schelpdieraantallen.

Vogels

De vogeltellingen op de hoogwatervluchtplaatsen geven een goed beeld van de verschillen tussen gebieden en van jaar op jaar. In sommige gebieden lijkt er een meerjarige cyclus in de aantallen op te treden (bijvoorbeeld kanoet in WG24 en WG13, tureluur in WG12), maar bij andere soorten en in andere gebieden is dit niet te zien. Er zijn geen eenduidige verschillen gevonden in trends tussen de potentieel beïnvloede gebieden en de referentiegebieden.

Verskillende (natuurlijke) factoren spelen een belangrijke rol in het bepalen van aantalsveranderingen en trends van watervogels en studies laten zien dat het lastig is om voor wadvogels tot (simpele) verklaringen voor waargenomen trends te komen (Meesters et al. 2006, Ens et al. 2009a, Ens et al. 2009b, van Roomen et al. 2012b). Bijvoorbeeld klimaatverandering (Macleane et al. 2008; van der Meer et al., 2013), vertroebeling, eutrofiëring (Philippart et al. 2007), verstoring door recreatie (Krijgsveld et al. 2008) en schelpdiervisserij kunnen een verklaring zijn voor verschillen in trends tussen jaren en gebieden (Ens et al. 2009a). Ook strenge winters kunnen een populatie negatief beïnvloeden.

Voor de schelpdieretende vogels die gebruik maken van de verschillende schelpdiersoorten, is belangrijk dat lage dichtheden en beperkte biomassa's van de verschillende soorten niet in dezelfde jaren optreden, zodat het voedselaanbod dusdanig beperkt wordt dat extra sterfte optreedt. De studie van Beukema en Dekker (2019) laat zien dat weliswaar sprake kan zijn van het synchroon optreden van goede broedval bij de verschillende soorten, maar dat het effect hiervan snel verdwijnt door verschillen in ontwikkeling. Deze studie laat ook zien dat in jaren met heel weinig schelpdieren extra wintersterfte van Scholeksters is opgetreden.

Het blijft een discussiepunt (o.a. met de groep Groene wetenschap) of de tellingen van aantallen vogels op de hoogwatervluchtplaatsen nu wel een goed beeld geven van de geschiktheid van de Ballastplaat (het potentieel door de zoutwinning beïnvloede gebied).

Relatie vogels en voedsel

De relatie tussen de verschillende vogels en hun voedsel kan met de nu gebruikte gegevens alleen bekeken worden voor schelpdier-etende vogels. In de monitoring van de benthos wordt nu immers alleen gekeken naar schelpdieren (en daarvan alleen de 3 meest voorkomende soorten). In hoeverre er invloed is of zal ontstaan op andere benthos-soorten, is met alleen deze gegevens niet na te gaan.

7 REFERENTIES

- Arcadis, 2018. Monitoring t0-situatie Waddenzee zoutwinning Frisia zout b.v. Arcadis-rapport 25 juni 2018
- Austin, G.H. & M. Rehfishch, 2005. Shifting nonbreeding distribution of migratory fauna in relation to climate change. *Global Change Biology* 11, pag.31–38.
- Beukema, J.J. & R. Dekker, 2007. Variability in annual recruitment success as a determinant of long-term and large-scale variation in annual production of intertidal Wadden Sea mussels (*Mytilus edulis*). *Helgoland Marine Research*, 61, pag. 71-86.
- Beukema J.J., Dekker R., C.J.M. Philippart, 2010. Long-term variability in bivalve recruitment, mortality, and growth and their contribution to fluctuations in food stocks of shellfish-eating birds. *Marine Ecology Progress Series* 414:117–30.
- Beukema, J.J., Dekker, R. & J. Drent, 2017a. Parallel changes of *Limecola (Macoma) balthica* populations in the Dutch Wadden Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 585: 71-79.
- Beukema, J.J., Dekker, R. & J. Drent, 2017b. Dynamics of a *Limecola (Macoma) balthica* population in a tidal flat area in the western Wadden Sea: effects of declining survival and recruitment. *Helgoland Marine Research*, 71, 12.
- Beukema, J.J., Dekker, R., Drent, J. & J. van der Meer, 2017c. Long-term changes in annual growth of bivalves in the Wadden Sea: influences of temperature, food, and abundance. *Marine Ecology Progress Series*, 573, 143-156.
- Beukema, J.J., R. Dekker & J.M. Jansen, 2009. Some like it cold: populations of the tellinid bivalve *Macoma balthica* (L.) suffer in various ways from a warming climate. *Marine Ecology Progress Series* 384: 135-145.
- Cleveringa, 2020. Monitoring T0-situatie studiegebied zoutwinning Waddenzee. Arcadis rapport.
- Dankers N., A. Meijboom, M. de Jong, E. Dijkman, J. Cremer & S. van der Sluis, 2004. Het ontstaan en verdwijnen van droogvallende mosselbanken in de Nederlandse Waddenzee. Alterra-rapport 921. Alterra Wageningen UR, Wageningen.
- Duijns, S., S. Holthuijsen, A. Koolhaas & T. Piersma, 2013. Het belang van de Ballastplaat voor wadvogels in de westelijke Waddenzee; Een literatuurstudie naar de effecten van bodemdaling door zoutwinning onder de Ballastplaat op de aanwezige vogelsoorten. NIOZ Rapport nr. 2013-8.
- Ens B.J., Troost K., van Winden E., Schekkerman H., Rappoldt K., van Kessel J. & Nienhuis J. 2021. Monitoring van het voor vogels oogstbare voedselaanbod in de kombergingen van het Pinkegat en Zoutkamperlaag - rapportage tot en met monitoringjaar 2020. Sovon-rapport 2021/35. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.
- Ens B.J., Kersten M., Krol J., van der Meer J., Wijsman J., Schekkerman H. & Rappoldt K. 2016. Monitoring van het voor vogels oogstbare voedselaanbod in de kombergingen van het Pinkegat en Zoutkamperlaag - rapportage tot en met monitoringjaar 2015. Sovon-rapport 2016/15. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.
- Ens, B. J., Hornman, M., Hustings, F., Koffijberg, K., Marx, L., Van den Bremer, L., Van Kleunen, A., Van Roomen, A., & Van Winden, E. A. J. (2014). Trendanalyses van vogels in de Waddenzee in het kader van de nieuwe gaswinningen over de periode 1990-2011. Sovon, 30.
- Ens B.J., M. Roodbergen, E. van Winden, K. Koffijberg & D. Zoetebier, 2012. Voortgangsrapportage monitoring vogels in de Waddenzee in het kader van de nieuwe gaswinningen over de periode 1990-2010. SOVON rapport 2012/09.
- Ens, B.J. E.A.J. Van Winden, C.A.M. van Turnhout, M.W.J. van Roomen, C.J. Smit & J.M. Jansen. 2009. Aantalontwikkeling van wadvogels in de Nederlandse Waddenzee in 1990-2008. Verschillen tussen Oost en West. *Limosa* 82, 100-112
- Ens, B.J., B. Aarts, K.H. Oosterbeek, M. Roodbergen, H. Sierdsema, R. Slaterus & W. Teunissen. 2009b. Onderzoek naar de oorzaken van de dramatische achteruitgang van de Scholekster in Nederland. *Limosa* 82 (2), 83-92.

- Folmer, E.O., J. Drent, K. Troost, H. Buttger, N. Dankers, J. Jansen, M. van Stralen, G. Millat, M. Herlyn, C.J.M. Philippart, 2014. Large-Scale Spatial Dynamics of Intertidal Mussel (*Mytilus edulis* L.) bed coverage in the Gemena and Dutch Wadden Sea. *Ecosystems* (17), pp 550-566.
- Folmer, E.O., A. Dekinga, S. Holthuijsen, J. van der Meer, D. Mosk, T. Piersma & H.W. van der Veer, 2017. Species Distribution Models of Intertidal Benthos : Tools for Assessing the Impact of Physical and Morphological Drivers on Benthos and Birds in the Wadden Sea. NIOZ-rapport, pp. 1-114. Texel.
- Haren / Nijmegen. Van Roomen, M., K. Laursen, C. van Turnhout, E. van Winden, J. Blew, K. Eskildsen & B.J. Ens, 2012. Signals from the Wadden sea: Population declines dominate among waterbirds depending on intertidal mudflats. *Ocean & Coastal Management* 68: 79–88.
- Kempf, N. & R. Kleefstra, 2013. Moulting Shelduck in the Wadden Sea 2010 – 2012 www.waddensea-secretariat.org, Wilhelmshaven Germany. Report Joint Monitoring Group of Migratory Birds in the Wadden Sea (JMWB).
- Kleefstra R., C. Smit, C. Kraan, G. Aarts, J. van Dijk & M. de Jong, 2011. Growing importance of the Dutch Wadden Sea as a moulting area for Common Shelduck *Tadorna tadorna*. *Limosa* 84: 145-154.
- Koffijberg, K., J.S.M. Cremer, P. de Boer, J. Nienhuis, H. Schekkerman, K. Oosterbeek & J. Postma, 2017. Broedsucces van kustbroedvogels in de Waddenzee.
- Krijgsveld, K.L., R. R. Smits & J. van der Winden, 2008. Verstoringsgevoeligheid van vogels. Update literatuurstudie naar de reacties van vogels op recreatie. Rapport Vogelbescherming nederland en Bureau Waardenburg rapport nr. 08-173.
- Maclean, I.M.D., G.E. Austin, M.M. Rehfish, J. Blew, O. Crowe, S. Delany, K. Devos, B. Deceuninck, K. Gunther, K. Laursen, M. Van Roomen & J. Wahl, 2008. Climate change causes rapid changes in the distribution and site abundance of birds in winter. *Global Change Biology* 14: 2489-2500
- Meesters H.W.G., K.S. Dijkema, van Duin W.E., Smit C.J., Dankers N., Reijnders P.J.H., Kats R.K.H. & de Jong M.L., 2006. Natuurwaarden in de Kombergingsgebieden Pinkegat en Zoutkamperlaag en mogelijke effecten van bodemdaling door gaswinning. Alterra-rapport 1310. Alterra, Wageningen.
- Ministerie van LNV, 2008a. Bonte strandloper (*Calidris alpina*) (A149).
- Ministerie van LNV, 2008b. Kanoet (*Calidris canutus*) A143. september, 889–892.
- Nehls G., N. Kempf & M. Thiel, 1992. Bestand und Verteilung mausernder Brandenten (*Tadorna tadorna*) im Deutschen Wattenmeer. *Die Vogelwarte* 36: 221-232.
- Philippart C.J.M., J.J. Beukema, G.C. Cadée, R. Dekker, P.W. Goedhart, J.M. van Iperen, M.F. Leopold & P.M.J. Herman, 2007. Impacts of nutrient reduction on coastal communities. *Ecosystems* 10: 96-119.
- Philippart, C. J.M., H.M. van Aken, J.J. Beukema, O.G. Bos, G.C. Cadée & R. Dekker, 2003. Climate related changes in recruitment of the bivalve *Macoma balthica*. *Limnology and Oceanography* 48: 2171-2185.
- Rappoldt C. & B.J. Ens, 2013. Het effect van bodemdaling op overwinterende scholeksters in de Waddenzee. Een modelstudie met WEBTICS. EcoCurves rapport 17/ Sovon-rapport 2013/19.
- Rappoldt, C., & B.J. Ens, 2013. Het effect van bodemdaling op overwinterende scholeksters in de Waddenzee.
- Soldaat, L., H. Visser, M. van Roomen & A.J. van Strien, 2007. Smoothing and trend detection in waterbird monitoring data using structural time-series analysis and the Kalman filter. *Journal of Ornithology* 148, pag. 351-357.
- Troost, K. & M. van Asch, 2018. Effecten van handkokkelvisserij op het kokkelbestand in de Waddenzee; een theoretische benadering. Wageningen Marine Research, Wageningen, Rapport C072/18.
- van Asch, M., D. van den Ende, J. van der Pool, E. Brummelhuis, C. van Zweeden, Y. van Es & K. Troost, 2019. Het kokkelbestand in de Nederlandse kustwateren in 2019. pp. 1-28. Stichting Wageningen Research, Centrum voor Visserijonderzoek (CVO), IJmuiden.
- van den Ende, D., K. Troost, M. van Asch, J. Perdon & C. van Zweeden, 2020. Mosselbanken en oesterbanken op droogvallende platen van de Nederlandse zoute getijdenwateren in 2019: bestand en arealen. pp. 1-43. Centrum voor Visserijonderzoek (CVO), IJmuiden. CVO rapport 19-022

- Van der Meer, J., J. Beukema & R. Dekker, 2013. Using stochastic population process models to predict the impact of climate change. *Journal of Sea Research*, 82, pag. 117-121.
- Van der Meer, J., N. Dankers, B.J. Ens, M.R. van Stralen, K. Troost, A.M. Waser, 2019. The birth, growth and death of intertidal soft-sediment bivalve beds: No need for large-scale restoration programs in the Dutch Wadden Sea. *Ecosystems Early view*. <https://doi.org/10.1007/s10021-018-0320-7>
- Visser, H., 2004. Detection of Environmental Changes description of the TrendSpotter software. RIVM Memorandum 007/2004 IMP.
- Visser, H., & A. C. Petersen, 2009. The likelihood of holding outdoor skating marathons in the Netherlands as a policy-relevant indicator of climate change. *Climatic Change*, 93(1–2), 39–54. <https://doi.org/10.1007/s10584-008-9498-6>
- Visser, H., & A. C. Petersen, 2012. Inferences on weather extremes and weather-related disasters: A review of statistical methods. *Climate of the Past*, 8(1), 265–286. <https://doi.org/10.5194/cp-8-265-2012>
- Visser, H., 2014. Detection of environmental changes. Description of the TrendSpotter software Detection of Environmental Changes. Technical Report, September. <http://www.researchgate.net/publication/265144989>

COLOFON

MONITORING ECOLOGIE STUDIEGEBIED ZOUTWINNING WADDENZEE T0-SITUATIE 2020

KLANT

Frisia Zout

AUTEUR

Rick Wortelboer
Olaf Bensink

PROJECTNUMMER

C03081.000369

ONZE REFERENTIE

D10006573:131

DATUM

14 mei 2021

STATUS

Definitief

GECONTROLEERD DOOR

Jelmer Cleveringa
Senior Advisor Coastal Morphodynamics

Arcadis Nederland B.V.

Postbus 264
6800 AG Arnhem
Nederland
+31 (0)88 4261 261

www.arcadis.com