

MONITORING ECOLOGIE STUDIEGEBIED ZOUTWINNING WADDENZEE

Tnul-situatie 2019

Frisia Zout



Contactpersoon

BELINDA J. KATER

Arcadis Nederland B.V.
Postbus 137
8000 AC Zwolle
Nederland

INHOUDSOPGAVE

1	INLEIDING	6
1.1	Monitoring	6
1.2	Dit rapport	7
2	GEBRUIKTE GEGEVENS	8
2.1	Benthos	8
2.1.1	Inleiding	8
2.1.2	Locaties	8
2.1.3	Bemonstering	9
2.2	Vogels op hoogwatervluchtplaatsen (HVPs)	9
2.2.1	Inleiding	9
2.2.2	Locaties	9
2.2.3	Tellingen	10
2.3	Bergeenden	11
2.3.1	Inleiding en locatie	11
2.3.2	Tellingen	11
3	BESCHIKBARE METHODES EN AANPAK	12
3.1	Inleiding	12
3.2	Beslisschema	12
3.3	Stappenplan	14
3.3.1	Stap 1 Bepaling signaleringswaarden	14
3.3.2	Stap 2 Doorlopen beslisschema	15
3.3.3	Stap 3 Nadere analyse	15
3.4	ARIMA	15
3.4.1	Uitleg en voorwaarden toepassing	15
3.4.2	Bepalen beste model	16
3.5	Trendspotter	17
3.6	Beslisschema statistiek	19
3.7	Trends	19
3.8	Betrouwbaarheidsinterval van de signaleringswaarden	20

4	BENTHOS	23
4.1	Data	23
4.2	Kokkels	24
4.2.1	Waarnemingen	24
4.2.2	Trendbepaling	26
4.2.2.1	Methodiek	26
4.2.2.2	Signaleringswaarden	26
4.2.3	Beslisschema en duiding	29
4.3	Mosselen	30
4.3.1	Waarnemingen	30
4.3.2	Trendbepaling	32
4.3.2.1	Methodiek	32
4.3.2.2	Signaleringswaarde	32
4.3.3	Beslisschema en duiding	35
4.4	Nonnetjes	35
4.4.1	Waarnemingen	35
4.4.2	Trendbepaling	36
4.4.2.1	Methodiek	36
4.4.2.2	Signaleringswaarden	37
4.4.3	Beslisschema en duiding	40
5	VOGELS OP HOOGWATERVLUCHTPLAATSEN	41
5.1	Gegevens	41
5.2	Keuze voor de tellingen september	41
5.3	Bonte strandloper	44
5.3.1	Waarnemingen	44
5.3.2	Trendbepaling	45
5.3.2.1	Methodiek	45
5.3.2.2	Trends	46
5.3.3	Beslisschema en duiding	49
5.4	Kanoetstrandloper	50
5.4.1	Waarnemingen	50
5.4.2	Trendbepaling	51
5.4.2.1	Methodiek	51
5.4.2.2	Trends	51
5.4.3	Beslisschema en duiding	55
5.5	Scholekster	55
5.5.1	Waarnemingen	55
5.5.2	Trendbepaling	56

5.5.2.1	Methodiek	56
5.5.3	Beslisschema en duiding	59
6	RUIENDE BERGEENDEN	60
6.1	Inleiding	60
6.2	Data en aanpak analyse	60
6.3	Analyse en duiding	61
7	CONCLUSIES	66
8	REFERENTIES	67
	COLOFON	69

1 INLEIDING

Op dit moment worden de gegevens van het benthos en de vogelaantallen op de HVP's geanalyseerd met Trendspotter in plaats van met de ARIMA methode die in dit hoofdstuk is beschreven. In de definitieve versie van dit rapport zullen de resultaten van Trendspotter worden opgenomen. De tekst zal hierop worden aangepast. Omdat nog geen Pleistocene bodemdaling door zoutwinning onder de Waddenzee heeft plaatsgevonden, zullen de bevindingen door deze aanpassingen niet veranderen.

1.1 Monitoring

De Staatssecretaris van Economische Zaken heeft aan Frisia Zout BV een Natuurbeschermingswetvergunning 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 invloedsgebied
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	3 vogelsoorten: scholekster, bonte strandloper, kanoetstrandloper	5 x per jaar	9 hoogwatervluchtplaatsen (HVP)
Ruiende bergeenden		1 x per jaar	Oostzijde Ballastplaat & Vlakte van Oosterbierum

1.2 Dit rapport

Dit rapport richt zich op het ecologische deel van het monitoringprogramma, te weten het benthos en de vogels. De metingen aan de vogels betreffen de vier vogelsoorten, de gebruikte metingen zijn de hoogwatervluchtplaats (HVP) tellingen en de tellingen aan de ruiende bergeenden. De metingen aan benthos betreft drie schelpdiersoorten. Voor deze soorten worden de trends geanalyseerd. Op basis daarvan worden de intervallen bepaald waar binnen de waarnemingen van het komende jaar worden verwacht. Getoetst wordt of de getelde aantallen inderdaad binnen de verwachte bandbreedte liggen, of daarbuiten. De waargenomen trends en eventuele trendbreuken worden geduid op basis van de kennis van de betreffende soorten en het Waddengebied.

2 GEBRUIKTE GEGEVENS

2.1 Benthos

2.1.1 Inleiding

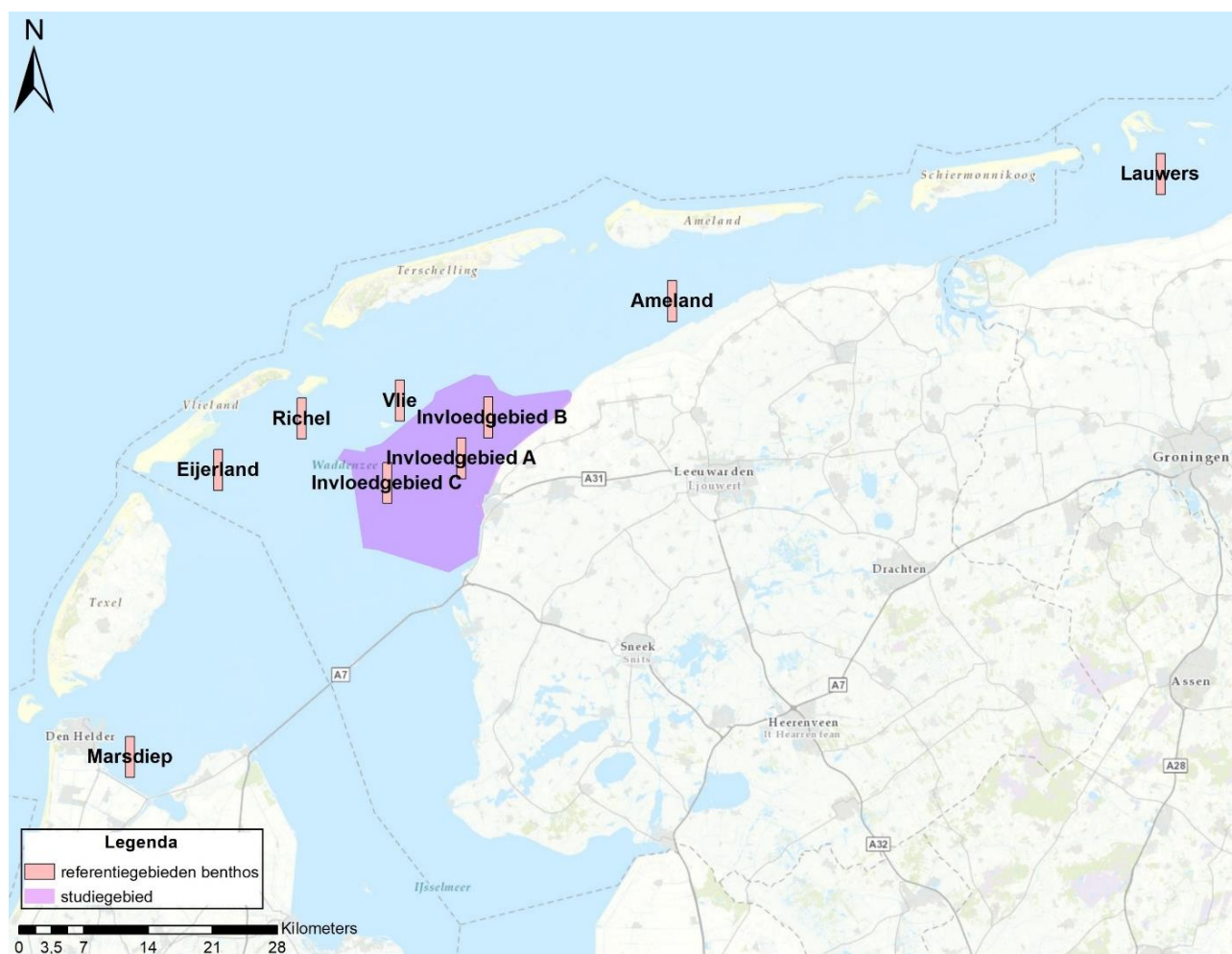
De kwaliteit van de habitattypen droogvallende platen wordt voor het invloedsgebied geïnterpreteerd als de aanwezigheid van voedsel voor de wadvogels in de vorm van schelpdieren, wormen en andere bodembewoners: het benthos. De benthosbemonstering is gericht op drie sleutelsoorten die inzichtelijk maken of de kwaliteit van het habitatype droogvallende plaat verandert en welke eventuele gevolgen dat heeft voor de foeragerende wadvogels. De sleutelsoorten voor de kwaliteit van het habitatype droogvallende plaat zijn de algemeen voorkomende kokkels (*Cerastoderma edule*), mosselen (*Mytilus edulis*) en nonnetjes (*Limecola (Macoma) baltica*).

2.1.2 Locaties

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

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

Figuur 1 geeft de negen locaties weer.



Figuur 1: Locaties analysegebieden voor kokkels, mosselen en nonnetjes; 3 binnen en 6 buiten het potentiële invloedsgebied (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 EZ.

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 invloedsgebied, zijn deze gegevens niet in de analyse betrokken.

2.2 Vogels op hoogwatervluchtplaatsen (HVPs)

2.2.1 Inleiding

De HVP-tellingen metingen geven geen informatie over het gebruik van het habitatype droogvallende wadplaten. De vogelaantallen worden namelijk bepaald als de vogels tijdens hoogwater rusten op de hoogwatervluchtplaatsen die in de nabijheid liggen van de foerageergebieden. De sleutelsoorten voor de foeragerende steltlopers zijn de scholekster (*Haematopus ostralegus*), bonte strandloper (*Calidris alpina*) en de kanoet (*Calidris canutus*). De gekozen soorten leveren een representatieve doorsnede voor de vogels die gebruik maken van droogvallende platen. Tezamen met de gegevens over de bodemdieren geeft het gebruik van de wadplaten door steltlopers inzicht in de kwaliteit van het habitat droogvallende plaat.

2.2.2 Locaties

Uit de HVP's rond en in de Waddenzee zijn tien geselecteerd (Figuur 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 de invloedsgebied. 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
Referentie	WG11	Texel
	WG12	Vlieland
	WG13	Richel

Involed/Referentie	HVPcode	Hoofdgebied
	WG16	Wieringen
	WG17	Balgzand
	WG18	Kust Den Helder
	WG21	Terschelling



Figuur 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 in januari, mei, september, november en een vijfde wisselende maand uitgevoerd (recentelijk is dat augustus vanwege effecten recreatievaart op HVP). 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 (recentelijk is dat augustus om de effecten van recreatievaart op de vogelaantallen op de HVP's te bepalen).

De gegevens worden in belangrijke mate verzameld door vrijwilligers, waardoor soms metingen van bepaalde hoofdgebieden niet altijd uitgevoerd kunnen worden. Ontbrekende data worden volgens een officiële methode ingevuld door gebruik te maken van trendanalyse software TrendSpotter (Soldaat et al., 2007). Voor deze analyse worden de gegevens over de aantallen bonte strandloper, kanoet en scholekster gebruikt, deze zijn voor de tellingen over september tot en met 2018 beschikbaar.

2.3 Bergeenden

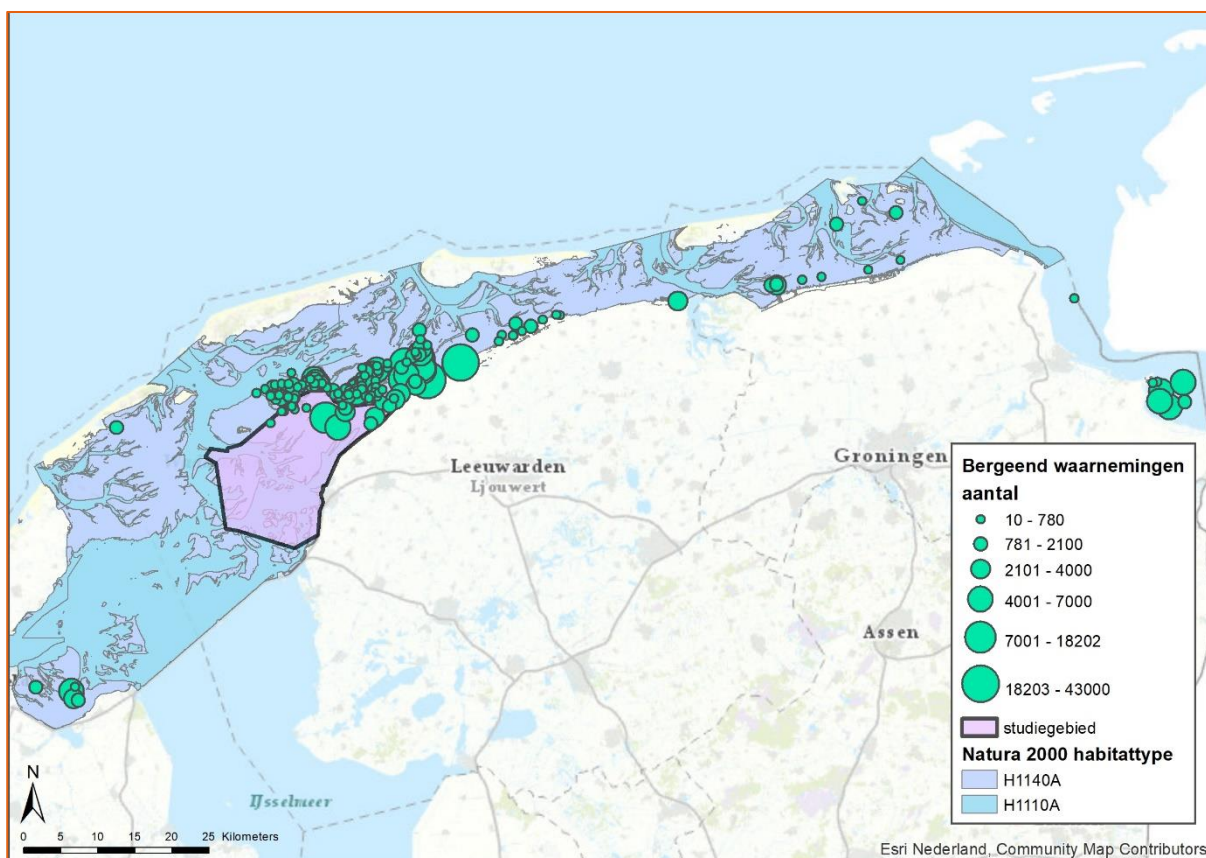
2.3.1 Inleiding en locatie

Aan de oostzijde van de Ballastplaat en verder naar het oosten op de Vlakte van Oosterbierum worden grote aantallen bergeenden aangetroffen tijdens de ruiperiode. Figuur 3 geeft een beeld van de aantallen die zijn geteld in 2015 tot 2019. Waarschijnlijk voldoet dit gebied aan de drie eisen die bergeenden stellen aan hun ruigebied: beschutting, rust en voldoende voedsel. Omdat bergeenden het gebied gebruiken als ruigebied, is de monitoring alleen gericht op de ruiperiode.

2.3.2 Tellingen

De afstand van de dijk tot het rui- en foerageergebied is dermate groot dat het bruikbare waarnemingen vanaf land feitelijk onmogelijk maakt. De aantallen bergeenden in het gebied zijn vast te stellen vanuit het vliegtuig en vanaf schepen. In 2010-2012 zijn vanuit het vliegtuig tellingen uitgevoerd door IMARES. In 2010-2019 zijn tellingen uitgevoerd vanaf schepen door de Wadden Unit van het Ministerie van EZ, in samenwerking met SOVON.

De WaddenUnit van EZ voert in samenwerking met SOVON de tellingen uit. Via SOVON zijn tellingen van 2015, 2016, 2017, 2018 en 2019 verkregen. De aantallen bergeenden in het gebied zijn in deze jaren geteld vanaf schepen.



Figuur 3. Overzicht van bergeend waarnemingen in de Waddenzee in 2015- 2019.

3 BESCHIKBARE METHODES 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 alleen wordt doorlopen indien sprake is van verslechtering die alleen in het invloedsgebied 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 4.

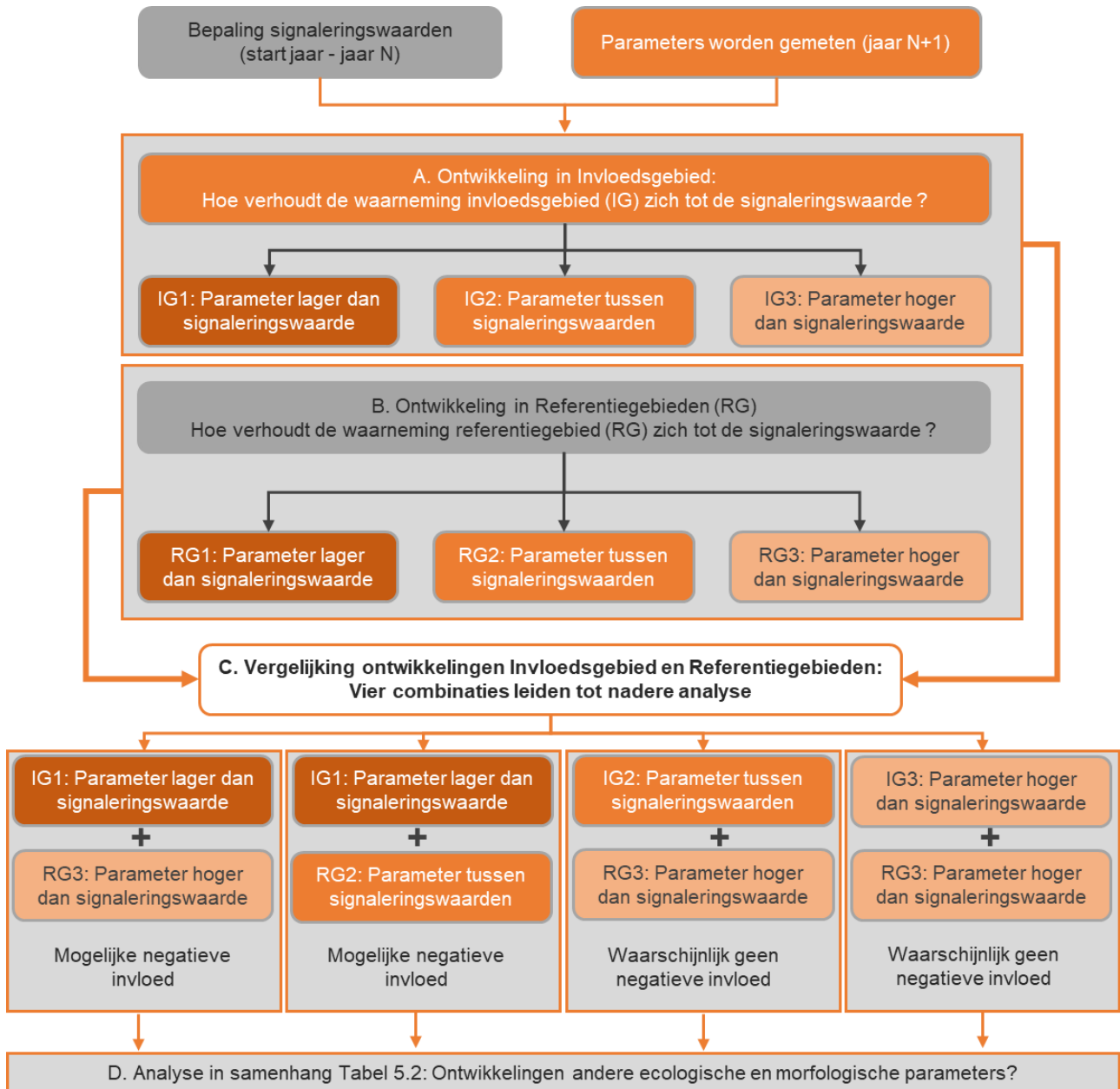
Als eerste worden de gemeten parameters getoetst aan de signaleringswaarden (valt de gemeten waarde binnen of buiten de bandbreedte). Dit wordt gedaan voor het invloedsgebied (A in Figuur 4) en voor de referentiegebieden (B in Figuur 4). Daarna wordt de vergelijking uitgevoerd van de ontwikkelingen in het invloedsgebied en in de referentiegebieden (C in Figuur 4).

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

Wanneer in het invloedsgebied 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 invloedsgebied.

Wanneer in het invloedsgebied 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 invloedsgebied.

Wanneer in het invloedsgebied 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 4: Algemeen beslisschema voor de analyse van de ecologische parameters.

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

Invloedsgebied	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 invloedsgebied, groter dan trend	Geen negatieve invloed
Hoger dan signaleringswaarde	Lager dan signaleringswaarde	Toename in invloedsgebied, groter dan trend; In referentiegebieden afname groter dan trend	Geen negatieve invloed
Binnen interval signaleringswaarden			
Binnen interval signaleringswaarden	Hoger dan signaleringswaarde	Verwachte ontwikkeling in invloedsgebied; Toename in referentiegebieden	Waarschijnlijk geen negatieve invloed, <u>controlerende analyse</u>
Binnen interval signaleringswaarden	Binnen interval signaleringswaarden	Verwachte ontwikkeling in invloedsgebied en in referentiegebieden	Geen negatieve invloed
Binnen interval signaleringswaarden	Lager dan signaleringswaarde	Verwachte ontwikkeling in invloedsgebied; afname in referentiegebieden	Geen negatieve invloed
Lager dan signaleringswaarde			
Lager dan signaleringswaarde	Hoger dan signaleringswaarde	Afname in invloedsgebied, groter dan trend, Toename in referentiegebieden, groter dan trend	Mogelijk negatieve invloed: <u>nadere analyse</u>
Lager dan signaleringswaarde	Binnen interval signaleringswaarden	Afname in invloedsgebied, groter dan trend; Verwachte ontwikkeling in referentiegebieden	Mogelijk negatieve invloed: <u>nadere analyse</u>
Lager dan signaleringswaarde	Lager dan signaleringswaarde	Afname in invloedsgebied 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 variaties in de aantallen en de biomassa van de schelpdiersoorten en de aantallen vogels zijn trendanalyses toegepast. De waarnemingsreeksen van de afgelopen 29 jaar (benthos) en 44 jaar (hoogwatervluchtplaatsen) laten patronen over de afgelopen jaren zien. Uit deze patronen worden de trends bepaald, waarmee het verwachte toekomstige verloop van de data wordt bepaald. Voor het betrouwbaarheidsinterval rond deze trend wordt de term 'signaleringswaarde' gehanteerd. Met deze trend kan worden aangetoond of een verstoring in het systeem is waar te nemen. Als sprake is van een verstoring, dan wijkt het waargenomen patroon af van de trend, dit wordt ook wel een trendbreuk genoemd. Om vast te

stellen of sprake is van een trendbreuk worden gekeken of de signaleringswaarde worden onderschreden (eronder) of overschreden (erboven) door de gemeten waarden.

Om in stap 1 van de analyse tot de signaleringswaarden te komen zijn meerdere methoden beschikbaar. In het huidige rapport zijn hier zogenaamde ARIMA-modellen voor gebruikt. In paragraaf 3.4 staat uitleg over de ARIMA-methode. De Trendspotter aanpak is een andere benadering. In paragraaf 3.5 is een toelichting opgenomen op de Trendspotter aanpak. In paragraaf 3.8 wordt vervolgens toegelicht welk betrouwbaarheidsinterval is gehanteerd bij het bepalen van de signaleringswaarden.

3.3.2 Stap 2 Doorlopen beslisschema

Als de signaleringswaarden worden overschreden (erboven of eronder) in het invloedsgebied, oftewel, als er een trendbreuk plaatsvindt, dan wordt gekeken of deze trendbreuk alleen plaats vindt in het invloedsgebied of ook in referentiegebieden. Door de trends in het invloedsgebied 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 invloedsgebied en de referentiegebieden, die wijzen op een verslechtering die alleen in het invloedsgebied 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 ARIMA

3.4.1 Uitleg en voorwaarden toepassing

Een ARIMA is een model dat data uit het verleden gebruikt om trends in de toekomst te projecteren. Het doel van de ARIMA-model is om de schommelingen van verschillende processen in een tijdsreeks zo goed mogelijk te modelleren. Hierdoor kan er rekening gehouden met de toekomstige schommelingen. Dit wordt in een ARIMA gedaan door een combinatie van AutoRegressie (AR), door Integratie (I) en door voortschrijdend gemiddelde (MA). Om het behapbaar te maken wordt er wel eens een vergelijking gemaakt tussen een ARIMA en het creëren van sugar cane juice een drankje dat erg populair is in Azië en Australië.

Sugar cane juice wordt bereid door suikerriet stengels door een wals te halen, het is echter erg taai materiaal waardoor het moeilijk is om daar in 1 keer al het sap uit te halen. Het proces van de suiker stengel walsen wordt daarom meerdere keren herhaald, tot er geen sap meer in het residu zit.

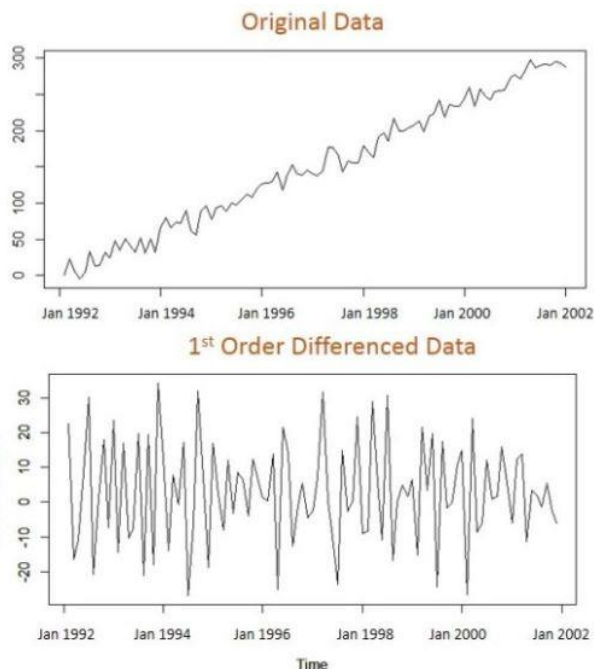
ARIMA werkt eigenlijk hetzelfde, data bevatten vaak te veel informatie om er in een keer uit te halen. Stappen volgen elkaar daarom op om tot residuen te komen waar geen informatie meer in zit. De drie onderdelen, AR, I en MA, worden vertegenwoordigd worden door variabelen p, d en q . Elk van deze drie helpt met het creëren van informatieloze residuen.

In stap 1 wordt de I (d) bepaald. Hiermee wordt informatie over trends in de data uit de data gehaald. Dit wordt gedaan door de data te differentiëren, waardoor de trend elke keer verdwijnt (Figuur 5). Dat gebeurt net zo lang tot er data ontstaat die op elk tijdstip dezelfde gemiddelde waarde heeft. De hoeveelheid keren dat differentiëren nodig is geeft de waarde van d . We spreken dan van stationaire data.

In stap 2 wordt er gekeken naar het AR deel van het model. Hier proberen we de auto-regressie uit de data te halen. Dit is het deel van de data dat wordt beïnvloed door voorgaande jaren. Bijvoorbeeld de invloed van de hoeveelheid mosselen in jaar 1 op de hoeveelheid in jaar 2. Dit wordt gedaan door de data een tijd-lag te geven tot er geen relatie meer te vinden is, de hoeveelheid lags geeft de waarde voor p .

In de 3^e en laatste stap wordt naar het MA deel van het model gekeken. Deze kijken naar fouttermen in de data, met name de invloed van vorige periodes op de huidige periode. Ook deze relaties kunnen we verwijderen, dit doen we met de term q .

Als alle drie deze stappen zijn doorlopen zou de data die over blijft er uit moeten zien als 'white noise', vergelijkbaar met ruis op een oude tv. Data waar in geen enkele informatie of sap meer uit te persen is. De gevonden termen p, d en q geven het beste model om de toekomstige aantallen of biomassa te bepalen.



Figuur 5: In de bovenste figuur wordt de originele data weergegeven. In de onderste figuur wordt de gedifferentieerde data weergegeven. Door te differentieren is de stijgend trend uit de data gehaald.

De voorwaarden voor het toepassen van een ARIMA model zijn:

- Regelmatige frequentie
- Geen missende data
- Er is sprake van autocorrelatie (blijkt uit ACF of pACF) of;
- Er is sprake van correlatie (blijkt uit Spearman's rank correlation coefficient).

3.4.2 Bepalen beste model

Zoals uitgelegd in de voorgaande paragraaf wordt er door middel van drie termen het beste model bepaald. Dit kan op verschillende manieren. Er zijn enkele automatische toetsen die de beste ARIMA zouden moeten geven. Echter deze zijn niet altijd betrouwbaar. Er is daarom voor gekozen om een combinatie te gebruiken van handmatig bepalen van de termen d, p en q en het gebruik van automatische toetsen. Een automatische test is gerund met een beperkt aantal mogelijke waarden voor p, d en q . Daarnaast is het model ook altijd vergeleken met de handmatige bepaling van p, d en q . Het best passende model wordt gekozen op basis van de laagste AIC-score.

De d is de differentiatiegraad. Deze wordt handmatig bepaald door het gebruik van een Augmented Dickey-Fuller test. Deze geeft aan of een datareeks stationair is. Zo niet dan kan er gedifferentieerd worden tot de data wel stationair is. Het aantal keren dat er gedifferentieerd dient te worden is d .

- Soms kan de data door de automatische toetsen verkeerd geïnterpreteerd worden wat onterecht een erg hoge d score geeft. Er is daarom gekozen om een maximale d van 3 te hanteren.

De gedifferentieerde data kunnen vervolgens gebruikt worden om de autocorrelatie functie en de partiële autocorrelatie functie te bepalen. Deze geven een indicatie voor de AR en/of MA (p, q) componenten van de ARIMA. Volgens de regels:

- Als de partiele autocorrelation function (pACF) van de gedifferentieerde tijdreeks een harde cut-off heeft en/of de lag-1 autocorrelatie positief is (de tijdreeks ziet er onder gedifferentieerd uit) dan moet er een of meerdere AR (p) termen aan het model worden toegevoegd. De lag waarna de Cut-off plaats vindt geeft het aantal termen aan.
- Als de autocorrelation function (ACF) van de gedifferentieerde tijdreeks een harde cutoff heeft en/of de lag-1 is negatief (de tijdreeks ziet erover gedifferentieerd uit) dan moet er 1 of meerdere MA (q) termen aan het model worden toegevoegd. De lag waarna de Cut-off plaats vindt geeft het aantal termen aan.
- AR en MA termen kunnen elkaar uitdoven, het is daarom belangrijk om bij een mixed model altijd te proberen of het model ook goed past met minder AR of minder MA termen. Let op, het gebruik van meerdere AR en MA termen in een model is zelden nodig.

Na het vinden van het beste model is het belangrijk om een controle uit te voeren op de residuen. Deze zouden na het runnen van het model geen patroon meer mogen weergeven.

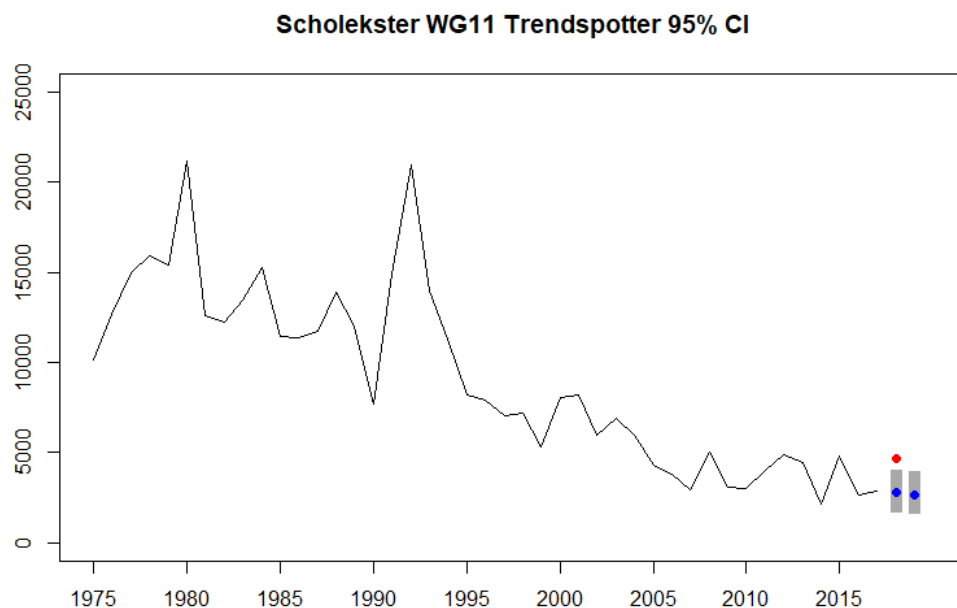
3.5 Trendspotter

Trendspotter (Visser, 2004) gebruikt 'structural time series models' en een Kalman filter om de ontwikkeling in de tijd te beschrijven en om trends te extrapoleren. Het belangrijkste verschil tussen Trendspotter en de ARIMA-modellen is dat Trendspotter gebruik maakt van structurele tijdreeksmodellen (STMs), terwijl de ARIMA-modellen geclassificeerd worden als niet-structurele tijdsreeksmodellen. Beide modelklassen worden gebruikt om tijdserie meetreeksen beter te begrijpen of om toekomstige datapunten te kunnen voorspellen.

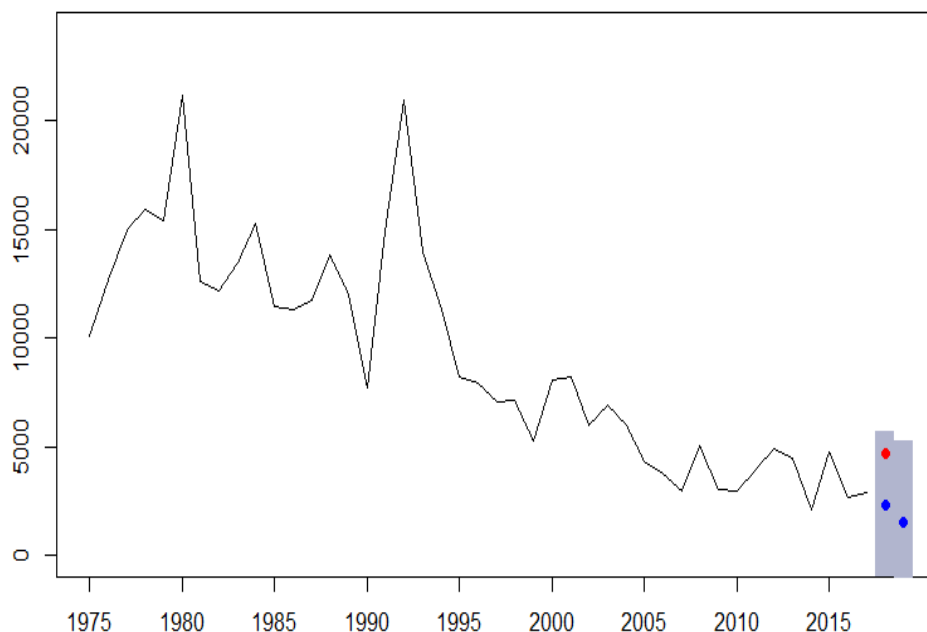
Het gebruik van de modellen van Trendspotter ten opzichte van ARIMA-modellen geeft meer interpretatiemogelijkheden (trends en externe variabelen). Het voorspellend vermogen en het daarbij vaststellen van de signaleringswaarden is niet wezenlijk verschillend. Voor het interpreteren van de trends wordt bij de zoutwinning gekeken naar het invloedsgebied en referentiegebieden. Het gebruik van externe fysische variabelen is daarbij op voorhand, op basis van de kennis van de ecologie van het waddengebied als niet zinvol beschouwd. Het kan mogelijk wel zinvol zijn om ecologische variabelen, zoals de schatting van de totale populatie mee te nemen in Trendspotter. Verder heeft Trendspotter vergelijkbare restricties als de ARIMAs in de data. Zo mogen er niet te veel 0 waarden in een dataset zitten of waarden dichtbij 0, tijdseries mogen niet te kort zijn en er mogen niet te veel missende waarden aan het begin van de tijdserie zijn. Bovendien kan er geen rekening worden gehouden in het model met onzekerheden die verkregen zijn met imputatie van ruwe data. Het gebruik van vogeltellingen van de maand september, waarbij er nauwelijks data wordt bij geschat, is hierdoor te prefereren.

Voor het vaststellen van de signaleringswaarden is het van belang dat er een goede voorspelling van de toekomstige aantallen aan benthos en vogels gemaakt kan worden. Het voorspellend vermogen van een ARIMA doet niet onder voor dat van de structurele tijdreeksmodellen in Trendspotter. Figuur 6 toont de waargenomen aantallen en de met Trendspotter voorspelde aantallen voor de scholekster in één van de referentiegebieden. Figuur 7 laat de met ARIMA voorspelde waarden zien. Beide voorspelmethoden laten zien dat de voorspelde aantallen iets lager liggen dan de waargenomen aantallen. De getoonde bandbreedte verschilt in dit geval wel. Door een keuze voor ander betrouwbaarheidsinterval kan de bandbreedte worden verkleind, zie hiervoor paragraaf 3.8.

Zowel bij de Trendspotter-modellen als bij de ARIMA modellen wordt er gebruik gemaakt van een zogenaamde Kallman filter (algoritme) om de data te filteren, "smoothen" en te voorspellen. Hierbij geldt dat bij de "smoothing" techniek de betrouwbaarheidsintervallen aan het begin en eind van de reeks groter zijn dan in het midden. Er zijn immers minder punten om de lijn op te baseren. Ook bij het gebruik van Trendspotter zullen voorspellingen in de toekomst leiden tot grotere betrouwbaarheidsintervallen en zal hierin niet sterk verschillen met de ARIMA. Het is dus belangrijk dat de signaleringswaarden die worden vastgesteld voor twee jaar worden gebruikt. Daarna dient er ongeacht of meetgegevens binnen het betrouwbaarheidsinterval vallen, nieuwe trendanalyses gemaakt te worden om nieuwe signaleringswaarden vast te stellen.



Figuur 6 Aantallen Scholeksters op HVP WG11 (Texel) in september (puntjes), met de trends voor 2018 en 2019 weergegeven met de 95% betrouwbaarheid (twee zwarte punten met onzekerheidsbalken) weergegeven, evenals de waargenomen aantallen in september 2018 (rode punt).

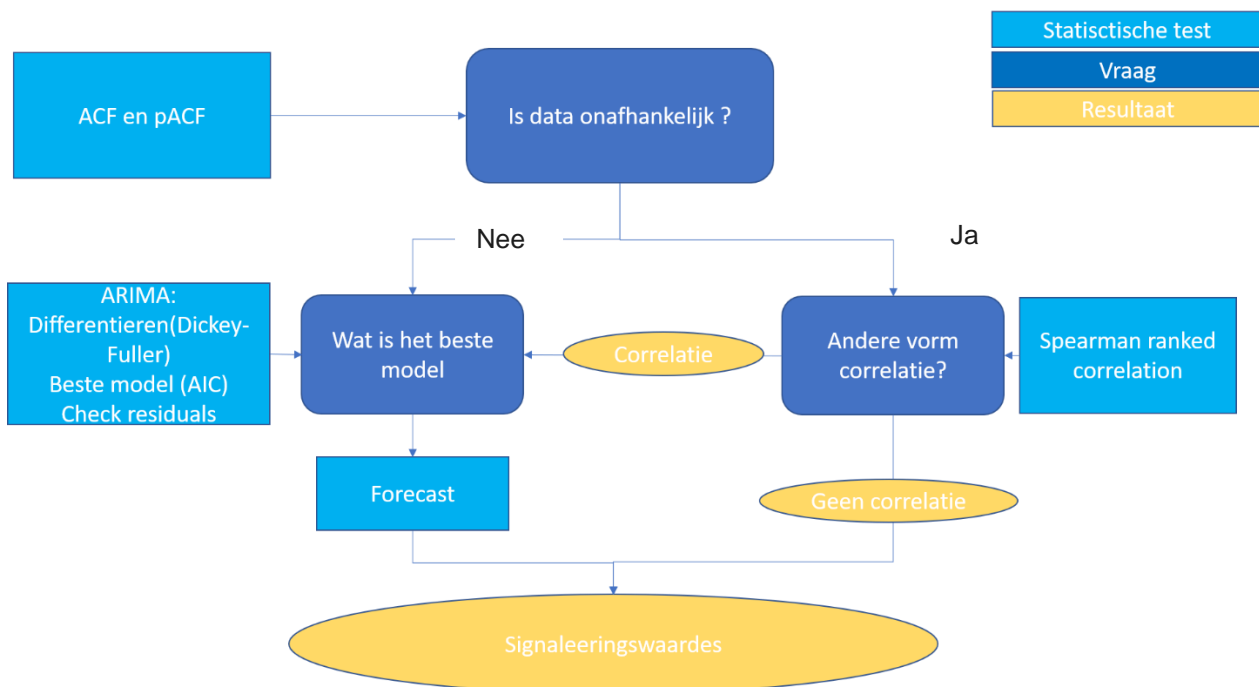


Figuur 7 Aantallen Scholeksters op HVP WG11 (Texel) in september (zwarte lijn), met daarbij de met ARIMA-trends voor 2018 en 2019 weergegeven met de 80% betrouwbaarheid (twee blauwe punten met balk) weergegeven, evenals de waargenomen aantallen in september 2018 (rode punt).

Methodologisch gezien is er geen voorkeur voor het gebruik van ARIMA of Trendspotter. Ook op basis van de vergelijking van de trends kan geen voorkeur worden uitgesproken voor de ene of de ander methode. Omdat de uitvoering van de Trendspotter analyse bewerklijker is dan die van de ARIMA analyses is in de voorliggende rapportage gebruik gemaakt van de ARIMA-analyses voor het bepalen van de bandbreedtes.

3.6 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 8. Bij data die niet onafhankelijk (er is geen autocorrelatie is gevonden tussen opeenvolgende jaren) is wordt gebruik gemaakt van een ARIMA. 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 ARIMA uitgevoerd. Als er geen correlatie gevonden is dan wordt de signaleringswaarde bepaald door middel van gemiddelde en standaardafwijkingen.



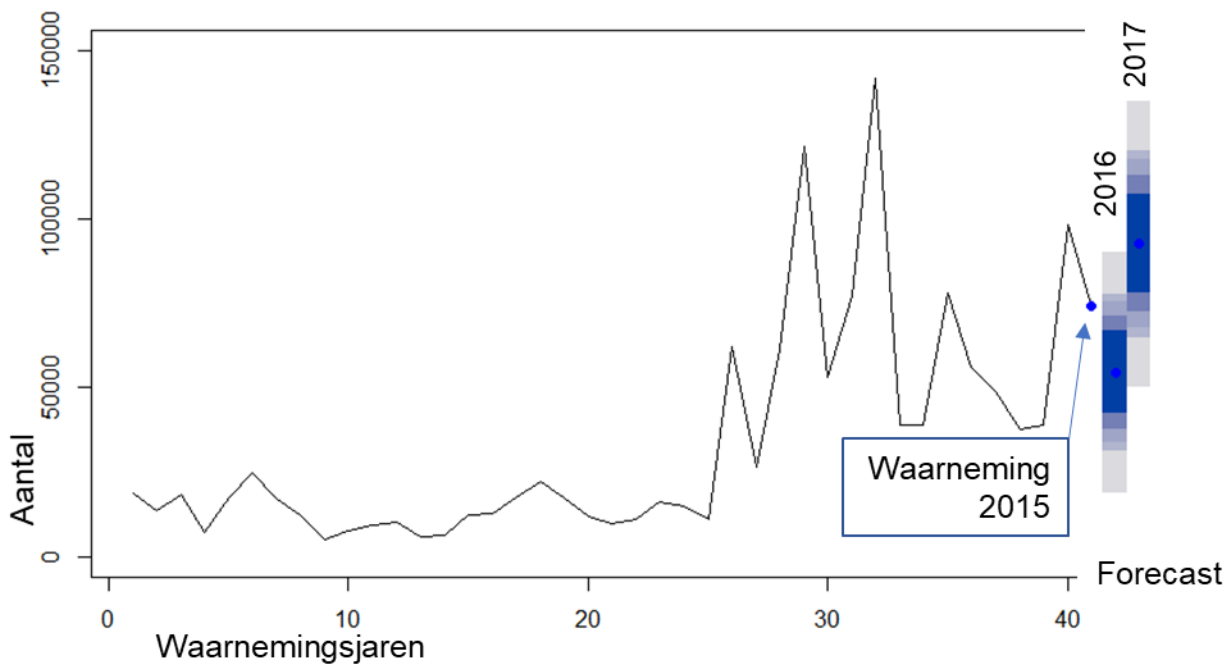
Figuur 8: Beslisschema, geeft aan welk statistische pad er doorlopen moet worden om tot signaleringswaarden te komen.

3.7 Trends

Op basis van het ARIMA-model voor ieder gebied worden de trends geëxtrapoleerd. De data van de afgelopen jaren worden gebruikt aan te geven wat waarschijnlijk in de komende jaren gaat gebeuren. De statistische analyse resulteert in signaleringswaarden (hoog en laag) oftewel een bandbreedte, die hoort bij een bepaald 'betrouwbaarheidsinterval'. Het betrouwbaarheidsinterval geeft weer hoe waarschijnlijk het is dat een toekomstige, te meten, waarde binnen de bandbreedte (tussen de signaleringswaarden) ligt. Hoe groter het betrouwbaarheidsinterval, des te groter de bandbreedte. Een 95% betrouwbaarheidsinterval geeft weer dat dat indien deze meting 100 maal wordt herhaald, de gemeten waarde 95 maal binnen het interval zal liggen. De grote variatie die optreedt in de aantallen en biomassa van de schelpen en ook in de aantallen vogels betekent een hoge waarde voor het betrouwbaarheidsinterval en grote bandbreedte. Figuur 9 laat zien hoe de bandbreedtes bij de verschillende betrouwbaarheidsintervallen er uit zien voor de aantallen van één vogelsoort, op één locatie en één periode.

Figuur 9 toont de trends in 2016 en 2017 op basis van de september telgegevens van de 1975 tot 2015. De telgegevens van 2016 en 2017 zijn gebruikt om te vergelijken met de trends. De trends wordt steeds

onnauwkeuriger, met een grotere spreiding van de bandbreedte, naarmate er meer jaren zouden worden beschouwd. Dit is inherent aan het voorspellend vermogen van elke trendanalyse. Voor de jaren 2016 en 2017 is de spreiding realistisch, als wordt gekeken naar de pieken en de dalen in de voorgaande periode. De signaleringswaarden bij het 95% betrouwbaarheidsinterval voor het jaar 2016 zijn 18.985 en 90.107 individuen. In 2016 zijn er in de septembermaand 34.800 individuen geteld en dat valt binnen de signaleringswaarden bij het 95% betrouwbaarheidsinterval. De getelde aantallen in 2016 passen ook nog binnen de signaleringswaarden die horen bij het 80% betrouwbaarheidsinterval, maar vallen buiten de signaleringswaarden die horen bij het 65% betrouwbaarheidsinterval. Gekeken naar de historische waarden zouden 26 jaren (bijna alle jaren voor 1999) buiten de spreiding van het 95% betrouwbaarheidsinterval vallen en dat zou aanleiding zijn voor een nadere analyse, waarover verder op meer.



Figuur 9: Voorbeeld van de signaleringswaarden of bandbreedte vastgesteld met een statistische analyse (ARIMA), op basis van de waarnemingen aan de aantallen Bonte Strandlopers van 1975 tot en met 2015 (septembertellingen, gebied WG 12). De blauwe-grijze vlakken de geven de trendmatig verwachte aantallen weer in 2016 en 2017, waarbij de donkerblauwe tot en met lichtgrijze vlakken de verschillende betrouwbaarheidsintervallen weergeven (95%, 80%, 75%, 65%, 50%).

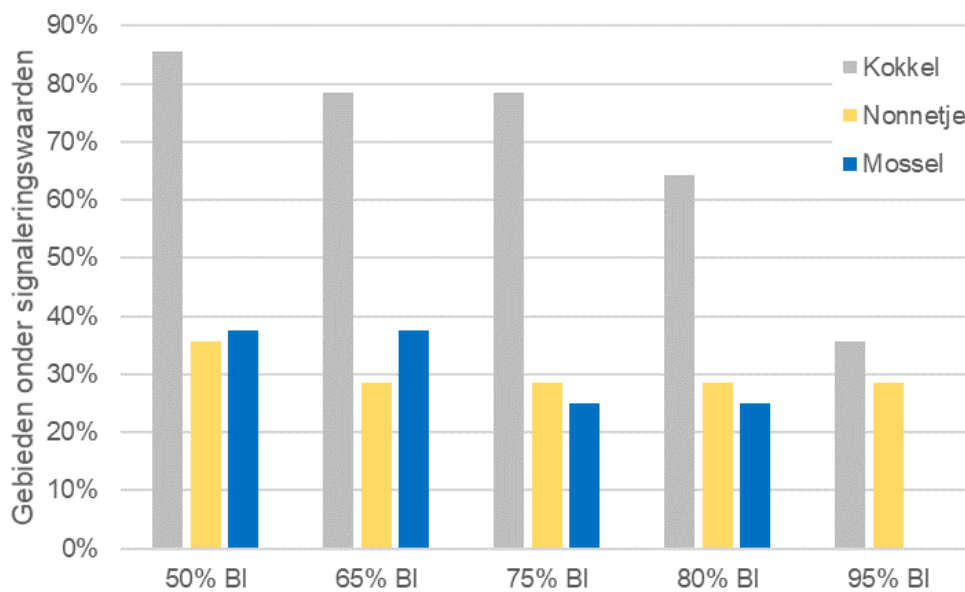
3.8 Betrouwbaarheidsinterval van de signaleringswaarden

De signaleringswaarden dienen als eerste stap om waar te nemen of er een mogelijk ecologisch effect van de zoutwinning is. Voor een werkbare methode is het van belang om een balans te vinden waarbij de signaleringswaarden aan de ene kant scherp genoeg staan afgesteld, zodat ook kleine trendbreuken worden gesignaleerd, maar aan de andere kant ook zo scherp dat niet elke natuurlijke variatie als mogelijke trendbreuk wordt gezien.

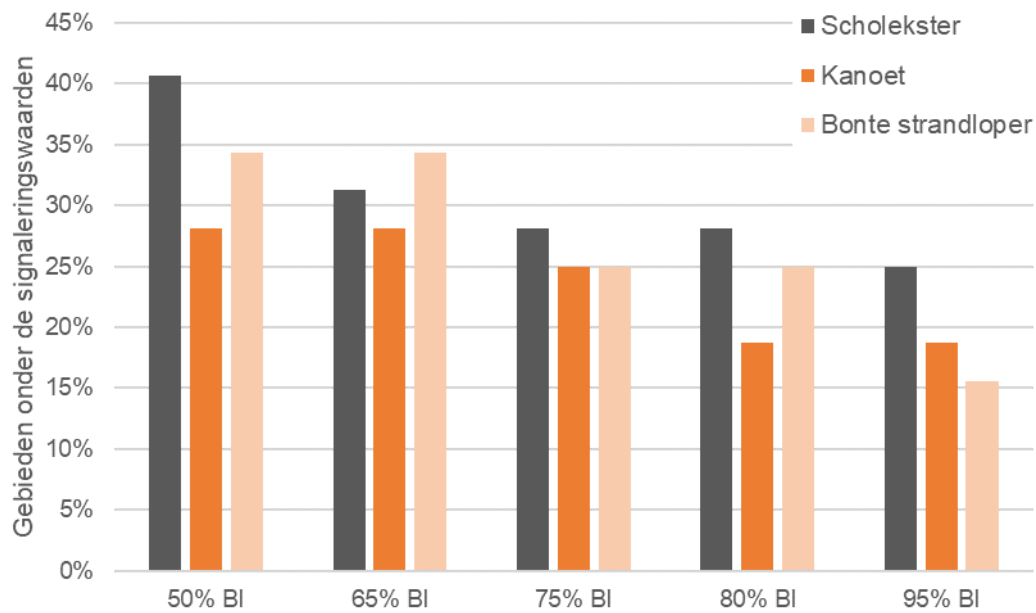
Voor de signalering is, na analyse van verschillende betrouwbaarheidsintervallen, gekozen voor een betrouwbaarheidsinterval van 80%. In Figuur 10 zijn voor de benthos dichtheden (n/m^2) weergegeven welk percentage van de gebieden de signaleringswaarden onderschrijdt voor verschillende betrouwbaarheidsintervallen (50%, 65%, 75%, 80% en 90%) in de jaren 2017 & 2018. Deze onderschrijdingen betekenen dat de waargenomen aantallen schelpdieren van de betreffende soort lager zijn dan wat op grond van de trend in het betreffende gebied mag worden verwacht. De betrouwbaarheidsintervallen zijn berekend met de trendanalyses van de historische datareeks per gebied. In Figuur 10 is zichtbaar dat bij het 95 % betrouwbaarheidsinterval er geen gebieden meer zijn die qua aantallen mosselen onder de signaleringswaarden vallen. Dit betekent dat het betrouwbaarheidsinterval zo breed is, dat mogelijke effecten ten gevolge van Pleistocene bodemdaling worden gemist. Bij de kokkel is te zien dat de aantallen in veel van de gebieden onder de signaleringswaarden van de verschillende

betrouwbaarheidsintervallen vallen. Het 80% betrouwbaarheidsinterval detecteert voor de mossel wel gebieden onder de signaleringswaarde en is tegelijkertijd voor de kokkel niet te overgevoelig.

Ditzelfde principe is toegepast op de september vogeltellingen van de scholekster, kanoet en bonte strandloper (Figuur 11). Hier zijn de tellingen van de jaren 2016 & 2017 gebruikt om te kijken wat voor percentage van de gebieden onder de signaleringswaarden vallen voor verschillende betrouwbaarheidsintervallen. Hieruit blijkt dat de 50 & 65% betrouwbaarheidsintervallen waarschijnlijk te overgevoelig zijn en dat er daardoor te veel gebieden binnen de signaleringswaarde vallen. De 75% en 80% betrouwbaarheidsintervallen verschillen alleen voor de kanoet. In het geval van de vogels zou in plaats van het 80% ook het 75% betrouwbaarheidsinterval gekozen kunnen worden. Vooral nog is gekozen voor het hanteren van hetzelfde 80% betrouwbaarheidsinterval voor het benthos en de vogels. Het betrouwbaarheidsinterval van 80%, met de daarbij horende signaleringswaarden geeft voldoende inzicht in de trend die er het volgende jaar verwacht wordt, maar laat ook ruimte voor onderzoek en trendbreuk.



Figuur 10: Het percentage van gebieden dat de signaleringswaarde onderschrijft voor de aantallen (n/m^2) van kokkel, nonnetje en mossel in 2017 en 2018 bij het gebruik van betrouwbaarheidsintervallen (BI) van 50%, 65%, 75%, 85% en 95%.



Figuur 11: Het percentage van gebieden (n=16) dat de signaleringswaarde onderschrijft voor de septevertellingen van scholekster, kanoet en bonte strandloper in 2016 en 2017, bij het gebruik van betrouwbaarheidsintervallen (BI) van 50%, 65%, 75%, 85% en 95%.

4 BENTHOS

4.1 Data

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 (mosselen en nonnetjes).

De database beschrijft alle soorten gevonden op meetlocaties en geeft aan waar er geen enkele soort is gevonden. Om ervoor te zorgen dat metingen met waarde 0 wel meegenomen worden in de data is ervoor gekozen om een lijst te maken met alle meetpunten uit verschillende jaren. Hieruit blijkt dat er erg veel verschillende meetstations zijn en deze lang niet allemaal elk jaar bemonsterd worden. Mogelijk zijn er door organisatorische veranderingen ook variaties gekomen in de namen van stations en het aantal dat is gemeten. Sommige stations zijn daarom meerdere jaren gemeten en andere niet. Er is daarom voor gekozen om de stations te bundelen per referentiegebied.

De databewerkingsstappen die zijn uitgevoerd ten opzichte van het ruwe aangeleverde bestand zijn:

Stap 0: De namen van de gebieden aangepast.

Stap 1: Voor elk station is gekeken waar per jaar een soort (mossel/kokkel/nonnetje/) is gevonden, voor deze is het dus zeker dat ze dat jaar zijn bemonsterd. Voor de soorten (mossel/kokkel/nonnetje) die bij dat station niet genoemd zijn dat jaar, en dus niet gevonden zijn maar waar wel gezocht is, is een 0 ingevoerd. Dit is gedaan met behulp van Microsoft Access.

Stap 2: De Access data is overgezet naar Excel sheet waarbij voor het invloedgebied alle 3 de gebieden en alle stations buiten die gebieden maar wel in het studiegebied samen zijn genomen onder de noemer "invloedgebieden"

Stap 3: De gemiddelde dichtheid en biomassa zijn per jaar per gebied per soort berekend waarbij de zojuist ingevoerde 0-en ook zijn meegenomen.

Stap 4: De tijdreeksen van jaar gemiddelde zijn per gebied geanalyseerd om te kijken wat de bruikbaarheid is voor de trendanalyse, zie onderstaande tabel, waarbij alleen naar de data van 1990 -2017 wordt gekeken. De jaren 2018 en 2019 dienen als vergelijking met de signaleringswaarden.

Specifiek per gebied: Voor de data van Ameland zijn alleen de even jaren genomen omdat er missende waarde (waarbij in specifieke jaren niet is gemeten) in de tijdreeks zitten. Hierdoor is n voor Ameland 14. Voor Vlie is alleen de data vanaf 2004 meegenomen omdat daarvoor ook missende waarde in de tijdreeks zitten, zodat ook voor dat gebied n 14 is. Voor Lauwers is alleen de data vanaf 1997 bruikbaar vanwege missende waarden, de n voor Lauwers is 20. De overige locaties (Invloed, Richel, Eierland en Marsdiep) hebben allemaal een n van 28. Mosselen zijn niet gevonden in Eierland en Vlie en deze de gebieden zijn daarom niet meegenomen in de mosselanalyses.

Al deze bevindingen hebben ertoe geleid dat sommige data niet bruikbaar blijkt voor een ARIMA analyse. Deze zijn weergegeven in Tabel 4. Bijvoorbeeld Kokkels en Mosselen hebben plekken, waar jarenlang geen individuen zijn gevonden en slechts in een enkele jaren een uitschieter.

Tabel 4. Data die niet bruikbaar is bij een ARIMA-analyse.

Soort	Parameter	Regio	Reden
Kokkels	Dichtheid + Biomassa	Ameland, Richel, Eierland, Marsdiep, Lauwers	SD in originele data is (vele malen) groter dan de gemiddelde waarde.
Kokkels	Dichtheid + Biomassa	Richel, Eierland	Alleen data in 2012
Mosselen	Dichtheid + Biomassa	Invloed, Ameland, Richel, Marsdiep	SD in originele data is (vele malen) groter dan de gemiddelde waarde.
Mosselen	Dichtheid + Biomassa	Vlie, Eierland	Alleen 0

Soort	Parameter	Regio	Reden
Mosselen	Dichtheid + Biomassa	Richel	Piek in 2013, verder lage waarde geeft vertekend beeld in forecast (biomassa)
Mosselen	Dichtheid + Biomassa	Marsdiep	Alleen data in 2015
Mosselen	Dichtheid + Biomassa	Lauwers	Piek in 2004 geeft mogelijk vertekend beeld in forecast
Mosselen	Biomassa	Invloed en Ameland	ARIMA geeft onwerkelijk resultaat
Nonnetje	Dichtheid + Biomassa	Richel, Marsdiep	SD in originele data is (vele malen) groter dan de gemiddelde waarde.
Nonnetje	Biomassa	Eierland	Sterke afname tot 0 in afgelopen jaren

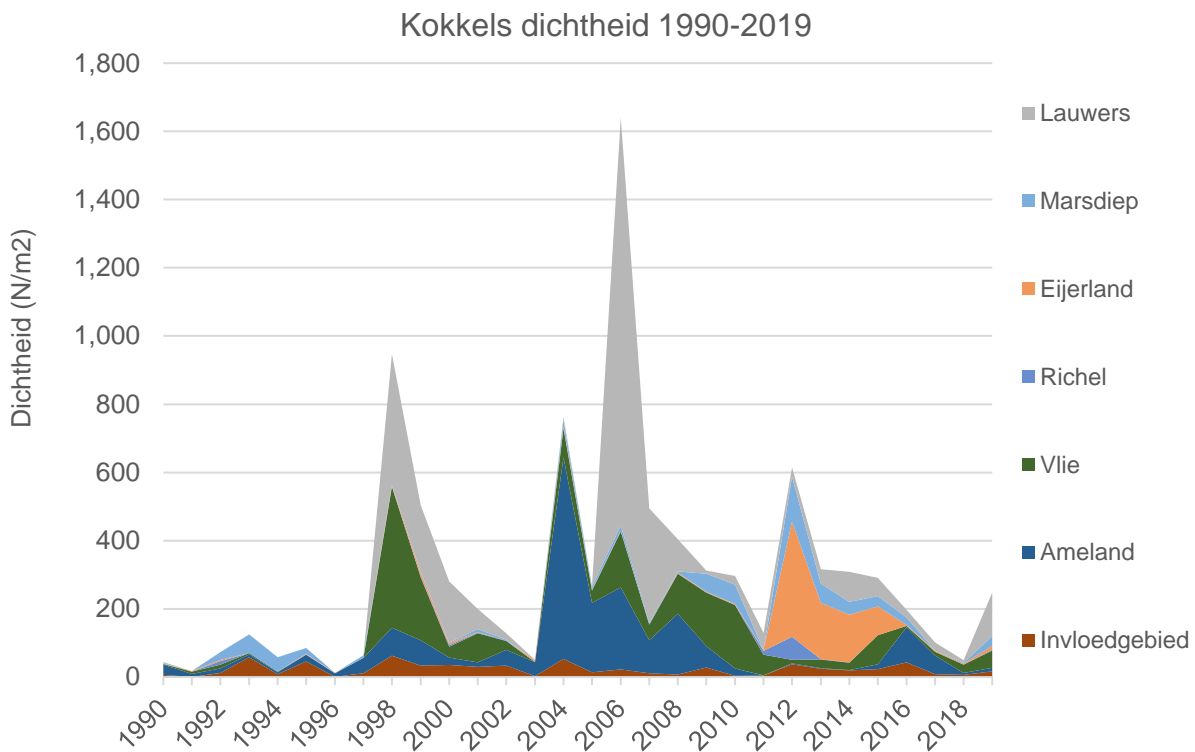
De dataset die het best te gebruiken lijkt om trends mee te bepalen is die van Nonnetjes. Deze geven veelal meer meetdata dan 0-en.

Vervolgens zijn ARIMA's (zie paragraaf 3.4) uitgevoerd op de data, waar geen twijfels over zijn. In de volgende paragrafen wordt voor de drie soorten schelpdieren de analyse uitgewerkt.

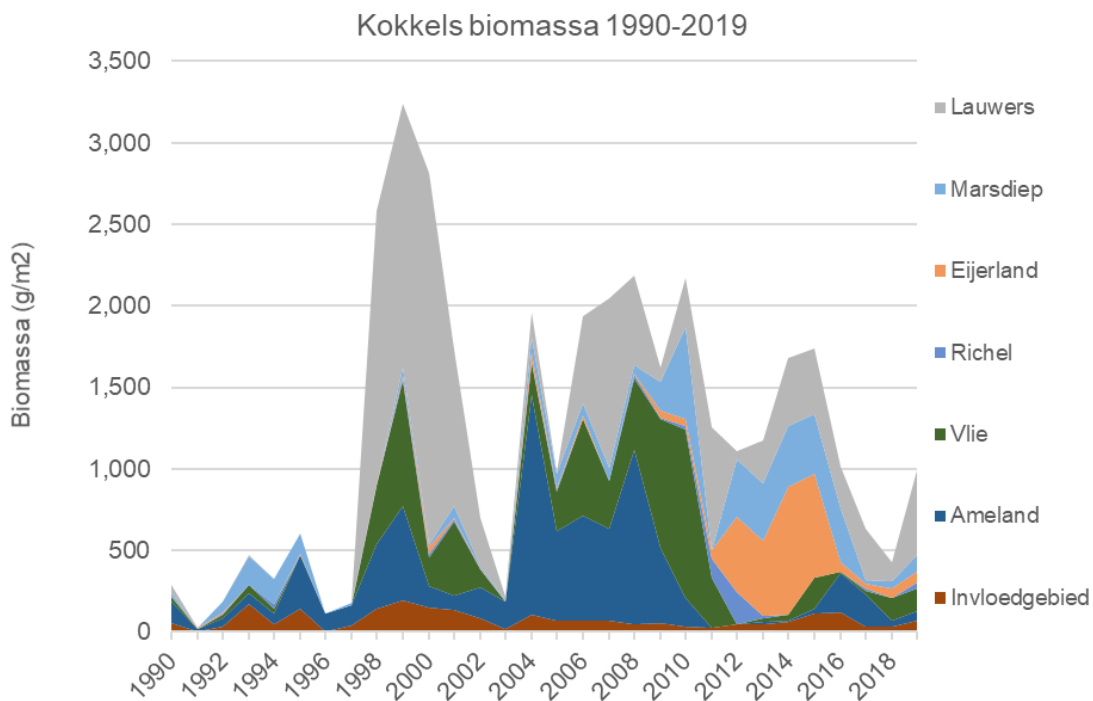
4.2 Kokkels

4.2.1 Waarnemingen

De waarnemingen aan de aantallen en dichtheden van kokkels laten zeer grote variaties zien, zowel in de tijd als tussen de gebieden, zoals zichtbaar is in de grafieken in Figuur 12 en Figuur 13. 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 12. Weergave van de dichtheid van kokkels in de referentiegebieden en het invloedsgebied in de periode 1990-2019.



Figuur 13 Weergave van de biomassa van kokkels in de referentiegebieden en het invloedsgebied in de periode 1990-2019.

4.2.2 Trendbepaling

4.2.2.1 Methodiek

In onderstaande tabellen (Tabel 5 en Tabel 6) staat aangegeven of de data onafhankelijk zijn (dus geen auto-correlatie) of er dan een andere correlatie te vinden was (via Spearman) en welke toets is gebruikt om tot een bovengrens en een ondergrens te komen.

Tabel 5 Omschrijving statistische pad tot signaleringswaarde voor de dichtheid van kokkels

Kokkels Dichtheid	Onafhankelijk	Correlatie?	toets
Invoedsgebied	Ja	Nee	Gemiddelde +SD
Ameland	Ja	Nee	Gemiddelde +SD
Vlie	Ja	Ja	ARIMA
Richel	Ja	Nee	Gemiddelde + SD
Eierland	Nee	-	ARIMA
Marsdiep	Ja	Nee	Gemiddelde + SD
Lauwers	Ja	Nee	Gemiddelde + SD

Tabel 6 Omschrijving statistische pad tot signaleringswaarde voor de biomassa van kokkels.

Kokkels Biomassa	Onafhankelijk	Correlatie?	toets
Invoedsgebied	Ja	Nee	Gemiddelde +SD
Ameland	Ja	Nee	Gemiddelde +SD
Vlie	Nee	-	ARIMA
Richel	Nee	-	ARIMA
Eierland	Nee	-	ARIMA
Marsdiep	Nee	-	ARIMA
Lauwers	Nee	-	ARIMA

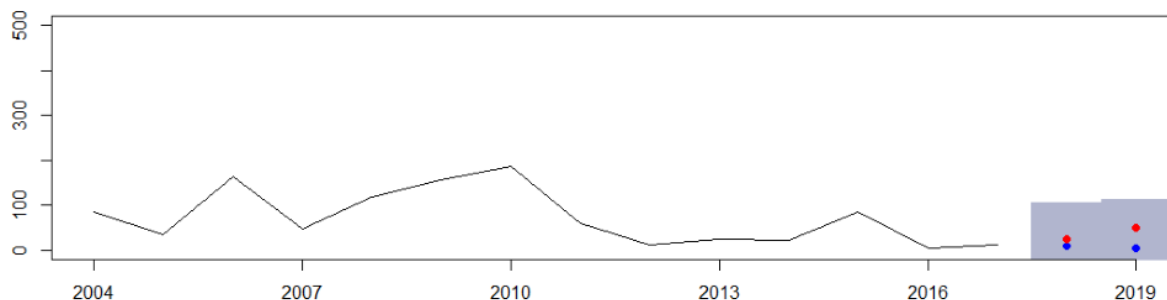
4.2.2.2 Signaleringswaarden

De resultaten van bepaling van de signaleringswaarde voor de deelgebieden zijn opgenomen in Tabel 7 voor de dichtheden van de kokkels en in Tabel 8 voor de biomassa. In beide tabellen zijn ook de gemeten dichtheden en biomassa's voor 2018 en 2019 opgenomen. De kleuren in de kolom met de gemeten waarden geven het resultaat van de toets van de gemeten waarden aan de onder- en de bovengrens van het betreffende jaar. Voor de groene waarden geldt deze tussen de ondergrens en bovengrens liggen, oftewel dat geen sprake is van een trendbreuk. De oranje waarden laten zien dat sprake is van lagere waarden, dan verwacht volgens de trendbepaling. In de hierop volgende paragraaf "beslisschema" wordt ingegaan op de waarden in het invloedsgebied en de interpretatie daarvan. Ter illustratie van de wijze waarop de onder- en bovengrens zijn bepaald met ARIMA's, zijn in Figuur 14 de waarnemingen van de referentiegebieden Vlie en Richel opgenomen, met de daaruit bepaalde trends. Figuur 15 laat de waarnemingen en trends van de biomassa zien in de referentiegebieden Eierland, Marsdiep en Lauwers zien. In al deze grafieken is zichtbaar dat grote variaties optreden in zowel de dichtheden, als de biomassa. Deze variaties resulteren in relatief grote bandbreedtes van de trends.

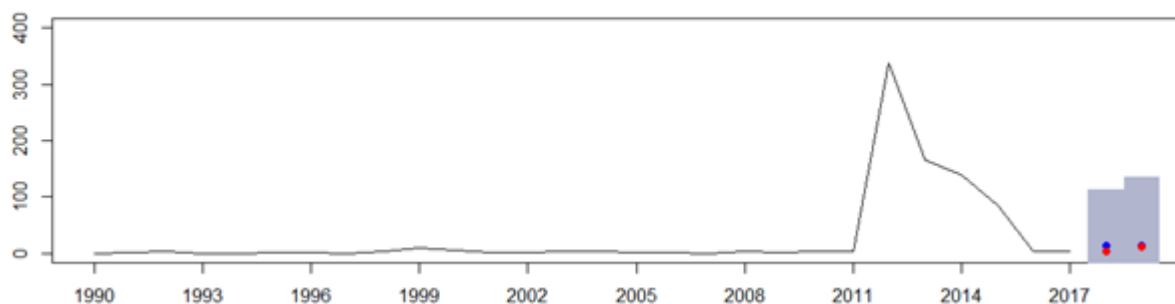
Tabel 7: Signaleringswaarden (ondergrens en bovengrens) in 2018 en 2019 voor de dichtheid van kokkels bij een 80% betrouwbaarheidsinterval. De gemeten waarde voor beide jaren zijn weer gegeven in de eerste kolom van elk jaar en rood gearceerd als ze onder de ondergrens zitten, groen als ze ertussenin zitten en geel als ze boven de bovengrens zitten.

Kokkels Dichtheid						
Gebied	2018			2019		
	Gemeten	Ondergrens	Bovengrens	Gemeten	Ondergrens	Bovengrens
Invloed	6	18	27	17	18	27
Ameland	5	42	151	11	42	151
Vlie	25	0	105	50	0	114
Richel	0	1	7	3	1	7
Eierland	3	0	112	11	0	135
Marsdiep	2	15	29	29	15	29
Lauwers	8	58	210	127	58	210

Kokkel dichtheid Vlie (0,2,2)



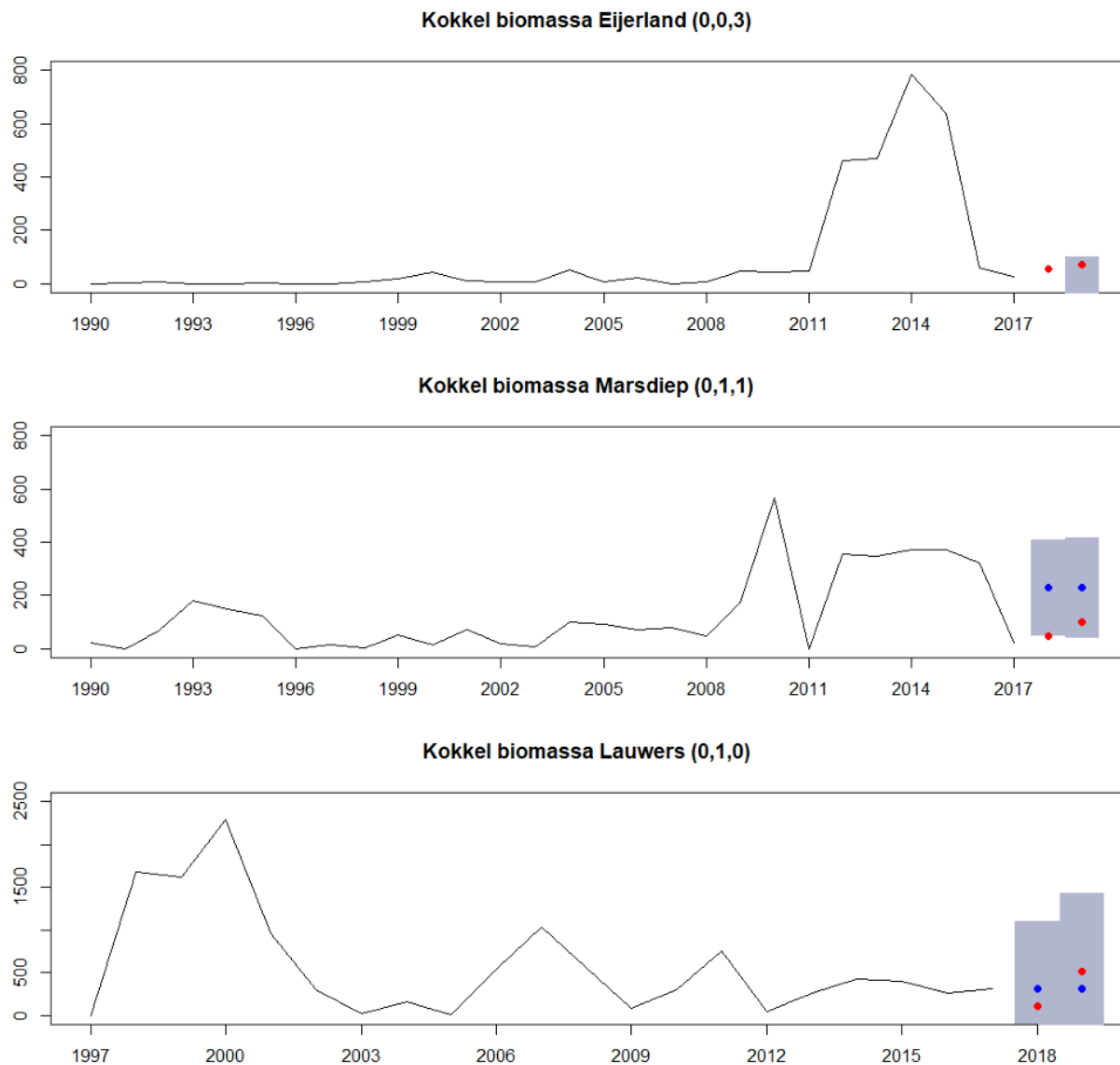
Kokkel dichtheid Eierland (0,2,2)



Figuur 14 Grafieken met de waarnemingen en de trends van de dichtheid van kokkels in de referentiegebieden Richel en Eierland. Het 80% betrouwbaarheidsinterval is in lichtgrijs weergegeven. De rode punten staan voor de gemeten waarden in 2018 en 2019 en de blauwe punten voor de trend.

Tabel 8 Signaleringswaarden (ondergrens en bovengrens) in 2018 en 2019 voor de biomassa van kokkels bij een 80% betrouwbaarheidsinterval. De gemeten waarde voor beide jaren zijn weer gegeven in de eerste kolom van elk jaar en rood gearceerd als ze onder de ondergrens zitten, groen als ze er tussen in zitten en geel als ze boven de bovengrens zitten.

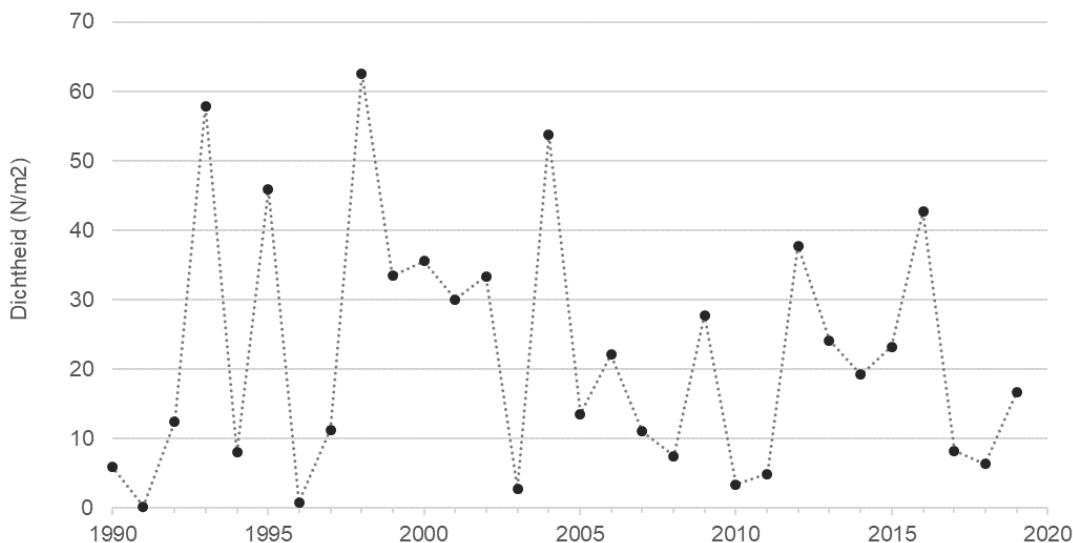
Kokkels Biomassa						
Gebied	2018			2019		
	Gemeten	Ondergrens	Bovengrens	Gemeten	Ondergrens	Bovengrens
Invloed	31	61	86	71	61	86
Ameland	38	184	468	53	184	468
Vlie	139	0	428	138	0	607
Richel	0	0	67	38	0	78
Eierland	55	0	0	70	0	100
Marsdiep	49	49	406	100	41	415
Lauwers	111	0	1099	520	0	1422



Figuur 15 Grafieken met de waarnemingen en de trends van de dichtheid van kokkels in de referentiegebieden Eierland, Marsdiep en Lauwers. Het 80% betrouwbaarheidsinterval is in lichtgrijs weergegeven. De rode punten staan voor de gemeten waarden in 2018 en 2019 en de blauwe punten voor de trends.

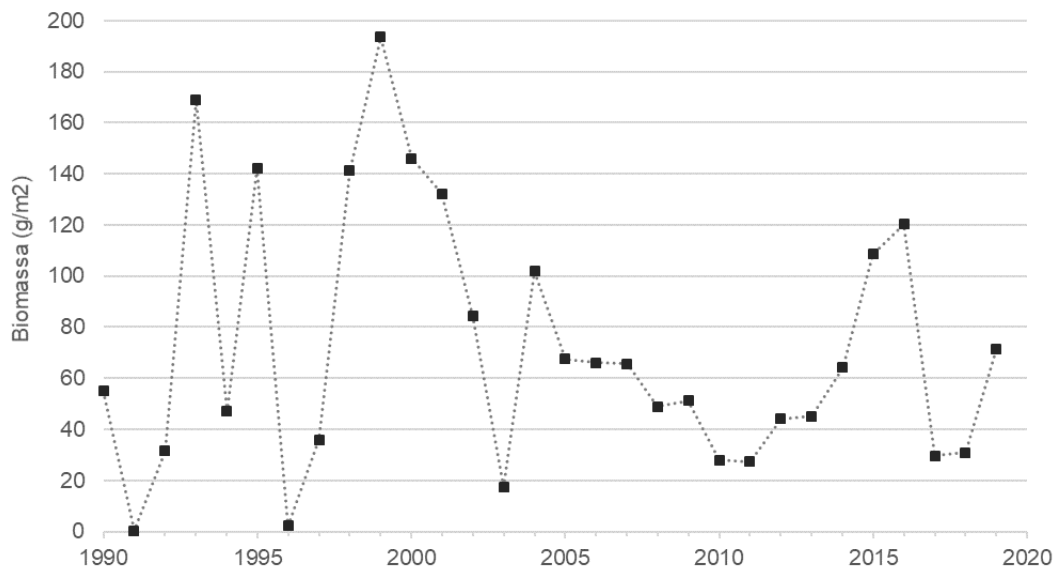
4.2.3 Beslisschema en duiding

De gemeten dichtheden van de kokkels in het invloedsgebied liggen in 2018 en 2019 onder de ondergrens, zoals die is bepaald op basis van het gemiddeld met de standaarddeviatie (vanwege het ontbreken van correlaties, zie Tabel 9 en Tabel 10). Een eenmalige onderschrijding van de bandbreedte is volgens het beslisschema (Figuur 4) aanleiding voor het uitvoeren van een nadere analyse. Omdat hier sprake is van twee opeenvolgende onderschrijdingen is dit extra reden voor het beschouwen van de dichtheden in het invloedsgebied. Figuur 16 laat de gemeten dichtheden van de kokkels in het invloedsgebied zien. Zichtbaar is dat de dichtheden relatief laag zijn, in vergelijking met de hoge dichtheden die zo nu en dan worden aangetroffen in de andere deelgebieden. De lage dichtheden in 2018 en 2019 liggen weliswaar onder het gemiddelde met standaarddeviatie, maar deze wijken niet af van de lagere waarden die in eerdere periode zijn opgetreden. Voor 2018 kan op basis van de waarnemingen aan de referentiegebieden worden vastgesteld dat de dichtheden in heel veel gebieden laag waren. Omdat dit de waarnemingen in mei 2018 zijn, zijn deze relatief lage dichtheden niet te relateren aan de zeer warme en droge zomer van 2018, die hebben geleid tot massale sterfte van kokkels in de Waddenzee (van Asch et al., 2019). Het is meer plausibel dat voorgaande de metingen van 2018 sprake is geweest van mindere broedval en daarmee lagere aantallen in grote delen van de Waddenzee. In 2019 zijn de waarden in alle gebieden, met inbegrip van het invloedsgebied hoger, zodat duidelijk is dat een iets betere broedval heeft plaatsgevonden. Het is niet waarschijnlijk dat handkokkelvisserij van invloed is op de aantallen en biomassa van kokkels in het invloedsgebied, omdat in dit gebied weinig handkokkelvisserij plaatsvindt (Troost & van Asch, 2018). De dichtheid in het invloedsgebied ligt slechts één onder de ondergrens. Omdat nog geen zoutwinning heeft plaatsgevonden, heeft deze onderschrijding van de ondergrens gedurende twee opeenvolgende jaren geen relatie met de zoutwinning.



Figuur 16 Grafiek met de gemeten dichtheid van kokkels in het invloedsgebied.

De biomassa van de kokkels lag in 2018 onder de ondergrens en in 2019 daar weer boven, zoals zichtbaar is in Tabel 9. In Figuur 17 is zichtbaar dat de biomassa van kokkels in het invloedsgebied weliswaar varieert, maar dat zeer grote biomassa, die wel optreden in referentiegebieden (zie Figuur 15) in het invloedsgebied ontbreken. De lagere waarden in 2017 en 2018 zijn geen uitzondering in het invloedsgebied, zie bijvoorbeeld 2010 en 2011.

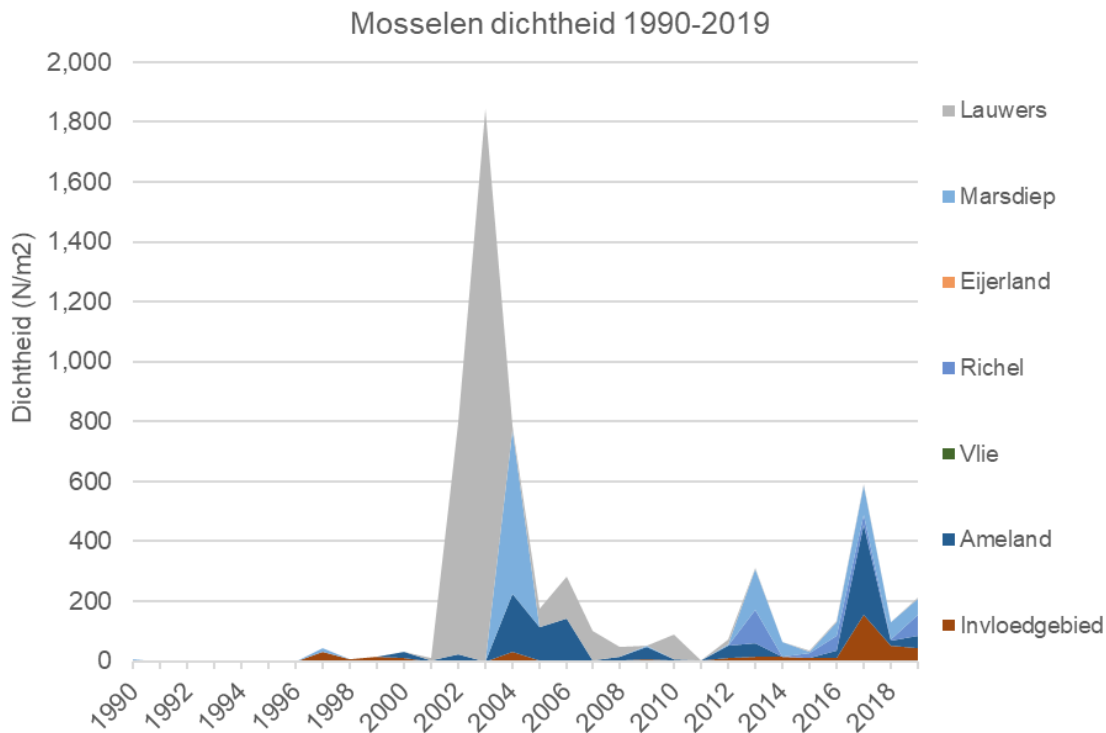


Figuur 17 Grafiek met de gemeten biomassa van kokkels in het invloedsgebied

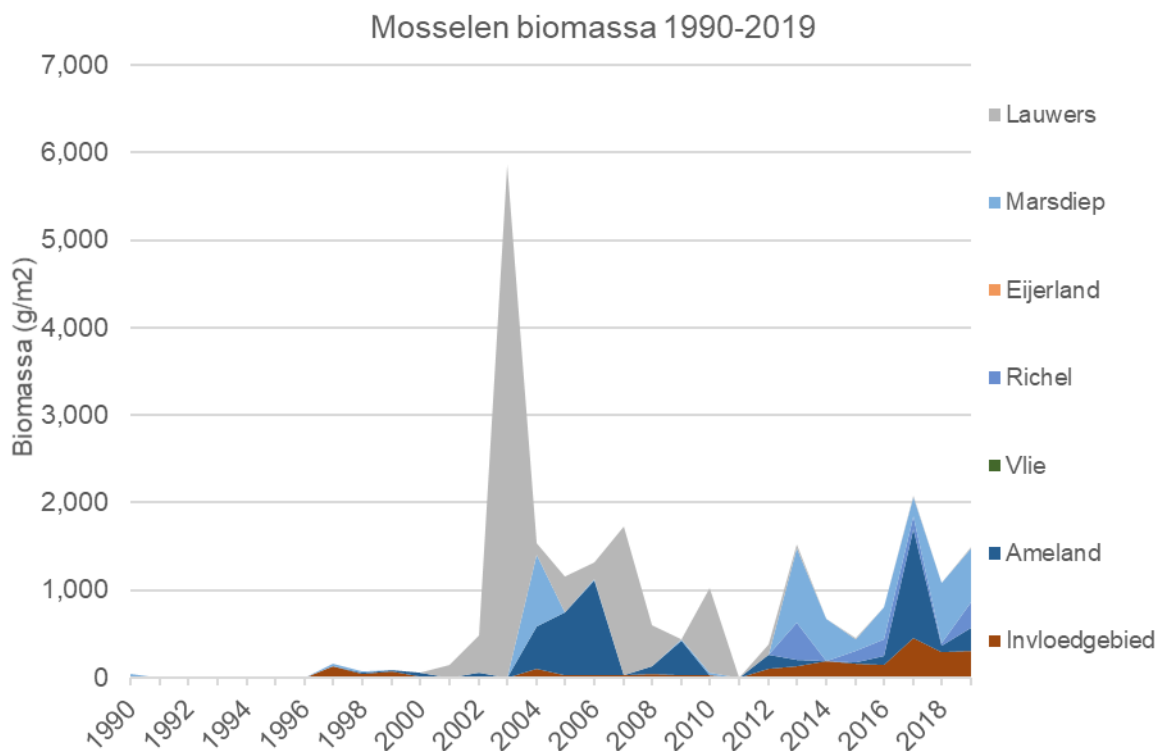
4.3 Mosselen

4.3.1 Waarnemingen

Mosselen laten in termen van aantallen en dichtheden zeer lage waarden zien in het begin van de 21ste eeuw (Figuur 18 en Figuur 19). 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. 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. 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). 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 18. Weergave van de dichtheid van mosselen in de referentiegebieden en het invloedsgebied in de periode 1990-2019.



Figuur 19 Weergave van de biomassa van mosselen in de referentiegebieden en het invloedsgebied in de periode 1990-2019.

4.3.2 Trendbepaling

4.3.2.1 Methodiek

In onderstaande tabellen (Tabel 9 en Tabel 10) staat voor de bruikbare datasets (zie Tabel 4) aangegeven of de data onafhankelijk is (dus geen auto-correlatie) of er dan een andere correlatie te vinden was (via Spearman) en welke toets is gebruikt om tot een bovengrens en een ondergrens te komen.

Tabel 9 Omschrijving statistische pad tot signaleringswaarde voor de dichtheid van mosselen.

Mosselen Dichtheid	Onafhankelijk	Correlatie?	toets
Invloedsgebied	Ja	Ja	ARIMA
Ameland	Ja	Nee	Gemiddelde +SD
Richel	Ja	Ja	ARIMA
Marsdiep	Ja	Ja	ARIMA
Lauwers	Ja	Nee	Gemiddelde +SD

Tabel 10 Omschrijving statistische pad tot signaleringswaarde voor de biomassa van mosselen.

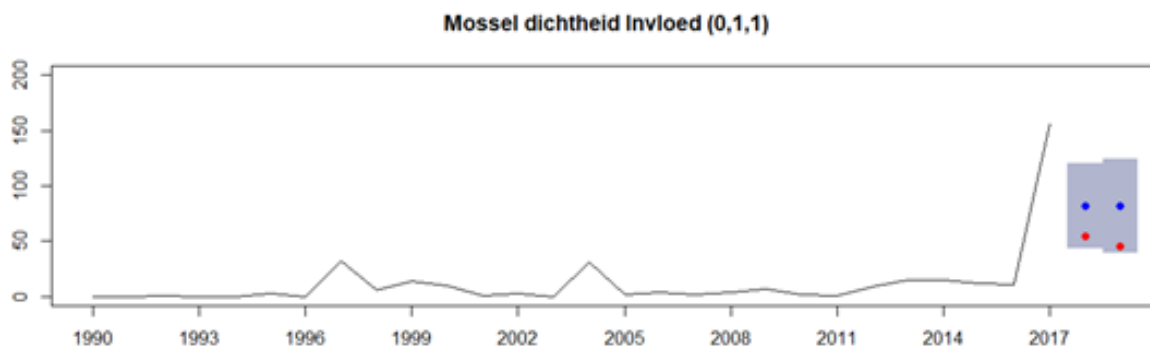
Mosselen Biomassa	Onafhankelijk	Correlatie?	toets
Invloedsgebied	Ja	Ja	ARIMA
Ameland	Ja	Ja	ARIMA
Richel	Ja	Ja	ARIMA
Marsdiep	Ja	Ja	ARIMA
Lauwers	Ja	Nee	Gemiddelde + SD

4.3.2.2 Signaleringswaarde

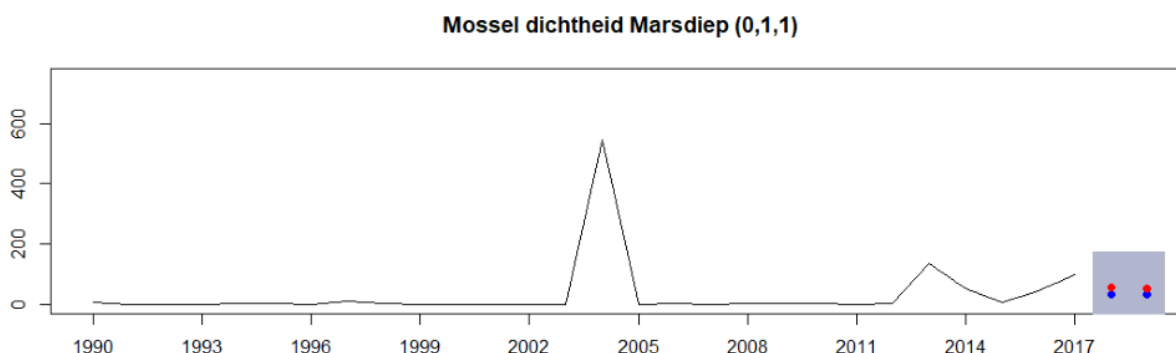
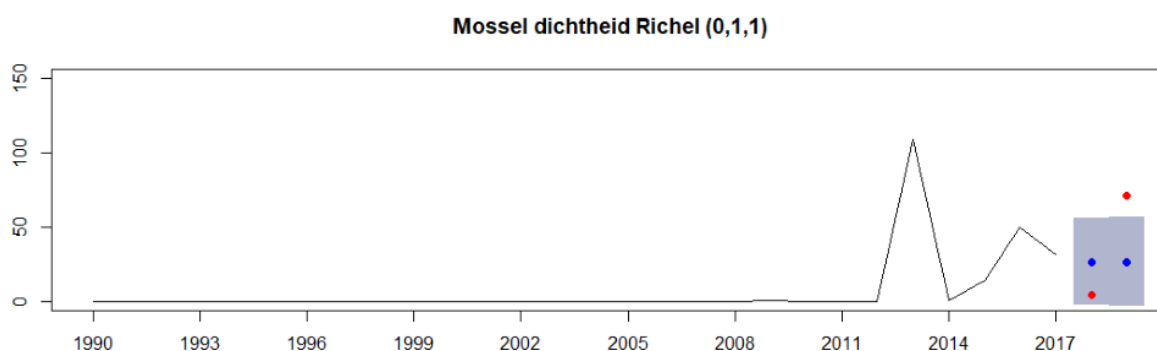
De afgeleide signaleringswaarden zijn opgenomen in Tabel 11 voor de dichtheid van de mosselen en in Tabel 12. In de tabel staan de bepaalde onder- en bovengrens per gebied. In Figuur 20 is zichtbaar welke dichtheden aan mosselen zijn waargenomen sinds 1990 en welke trends dit heeft opgeleverd voor de aantallen in 2018 en 2019. De waarnemingen en trends voor Richel en Marsdiep, waarvan de trends zijn bepaald met ARIMA worden getoond in Figuur 21. Al deze grafieken laten incidenteel hoge dichtheden aan mosselen zien. Voor het invloedsgebied lag de hoge piek in 2017. Tabel 11 geeft ook de waargenomen dichtheden in 2018 en 2019 per gebied, waarbij is gemarkeerd of deze passen bij de trend (groen: waarde tussen de onder- en bovengrens), dan wel een overschrijding (oranje: waarde onder de ondergrens) of overschrijding (geel: waarde boven de bovengrens) geven. Alleen het referentiegebied Lauwers laat zowel in 2018 als in 2019 een overschrijding zien. Referentiegebied Richel laat in 2019 een overschrijding zien. In het invloedsgebied wordt de trend gevolgd.

Tabel 11 Signaleringswaarden (ondergrens en bovengrens) in 2018 en 2019 voor de dichtheid van mosselen bij een 80% betrouwbaarheidsinterval. De gemeten waarde voor beide jaren zijn weer gegeven in de eerste kolom van elk jaar en rood gearceerd als ze onder de ondergrens zitten, groen als ze er tussen in zitten en geel als ze boven de bovengrens zitten.

Mosselen Dichtheid						
Gebied	2018			2019		
	Gemeten	Ondergrens	Bovengrens	Gemeten	Ondergrens	Bovengrens
Invloed	54	43	120	45	39	124
Ameland	15	12	53	40	12	53
Richel	4	0	56	71	0	56
Marsdiep	56	0	173	54	0	173
Lauwers	2	26	268	3	26	268



Figuur 20 Grafiek met de waarnemingen en de trends van de dichtheid van mosselen in het invloedsgebied. Het 80% betrouwbaarheidsinterval is in lichtgrijs weergegeven. De rode punten staan voor de gemeten waarden in 2018 en 2019 en de blauwe punten voor de trend.



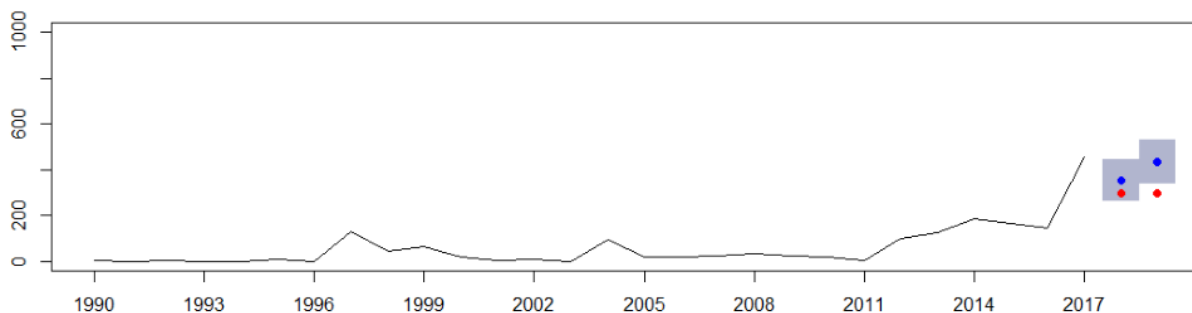
Figuur 21 Grafieken met de waarnemingen en de trends van de dichtheid van mosselen in de referentiegebieden Richel en Marsdiep. Het 80% betrouwbaarheidsinterval is in lichtgrijs weergegeven. De rode punten staan voor de gemeten waarden in 2018 en 2019 en de blauwe punten voor de trend.

In Tabel 12 staan trends voor de biomassa van de mosselen in de vorm van de boven- en de ondergrens voor 2018 en 2019. De waarnemingen aan de biomassa in het invloedsgebied en de trendmatige toekomstige biomassa in 2018 en 2019 staan in Figuur 22. Figuur 23 laat de waarnemingen en trends zien voor de gebieden Richel en Marsdiep. Net als bij de dichtheden is bij de biomassa sprake van jaren waarin deze pieken. Deze jaren verschillen voor de verschillende gebieden. De jaren dat de dichtheden pieken komen voor deze gebieden overeen met jaren waarin de biomassa piekt. In Tabel 12 zijn ook de waargenomen biomassa in de gebieden getoond, waarbij is gemarkeerd of deze passen bij de trend (groen: waarde tussen de onder- en de bovengrens), dan wel lager (oranje: waarde onder de ondergrens) of hoger (geel: waarde boven de bovengrens) zijn dan verwacht op basis van de trends. Opvallend is dat slechts voor het invloedsgebied in 2018 sprake is van een waarde die past bij de trend. Voor alle andere gebieden en jaren is sprake van een waarde die buiten de trend ligt. Daarbij is net iets vaker sprake van een waarde die boven de trend ligt, als van een waarde die daar onder ligt. Deze afwijkingen van de trend zijn niet het gevolg van een beperkte bandbreedte van de biomassa van de mosselen, deze bandbreedte is ruim.

Tabel 12 Signaleringswaarden (ondergrens en bovengrens) in 2018 en 2019 voor de biomassa van mosselen bij een 80% betrouwbaarheidsinterval. De gemeten waarde voor beide jaren zijn weer gegeven in de eerste kolom van elk jaar en rood gearceerd als ze onder de ondergrens zitten, groen als ze er tussen in zitten en geel als ze boven de bovengrens zitten.

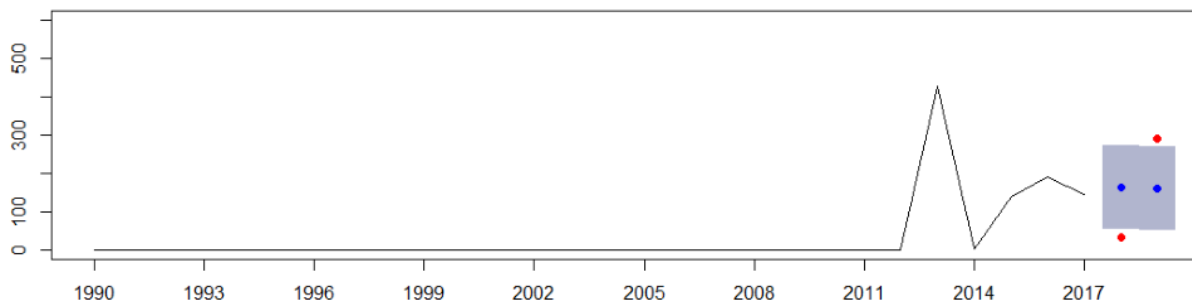
Mosselen Biomassa						
Gebied	2018			2019		
	Gemeten	Ondergrens	Bovengrens	Gemeten	Ondergrens	Bovengrens
Involed	296	264	442	298	337	529
Ameland	62	-	-	269	-	-
Richel	33	53	273	290	50	270
Marsdiep	684	0	549	614	0	554
Lauwers	4	129	873	21	129	873

Mossel biomassa involed (0,2,2)

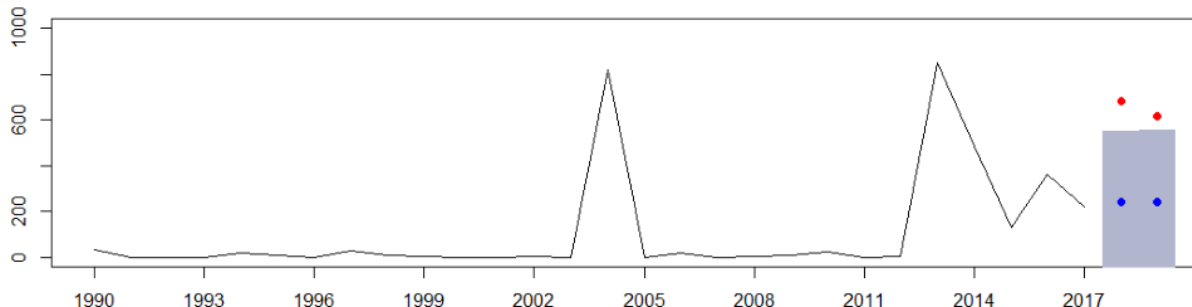


Figuur 22 Grafiek met de waarnemingen en de trend van de biomassa van mosselen in het invloedsgebied. Het 80% betrouwbaarheidsinterval is in lichtgrijs weergegeven. De rode punten staan voor de gemeten waarden in 2018 en 2019 en de blauwe punten voor de trend.

Mossel biomassa richel (0,1,2)



Mossel biomassa marsdiep (0,1,1)



Figuur 23 Grafieken met de waarnemingen en de trend van de biomassa van mosselen in de referentiegebieden Richel en Marsdiep. Het 80% betrouwbaarheidsinterval is in lichtgrijs weergegeven. De rode punten staan voor de gemeten waarden in 2018 en 2019 en de blauwe punten voor de trend.

4.3.3 Beslisschema en duiding

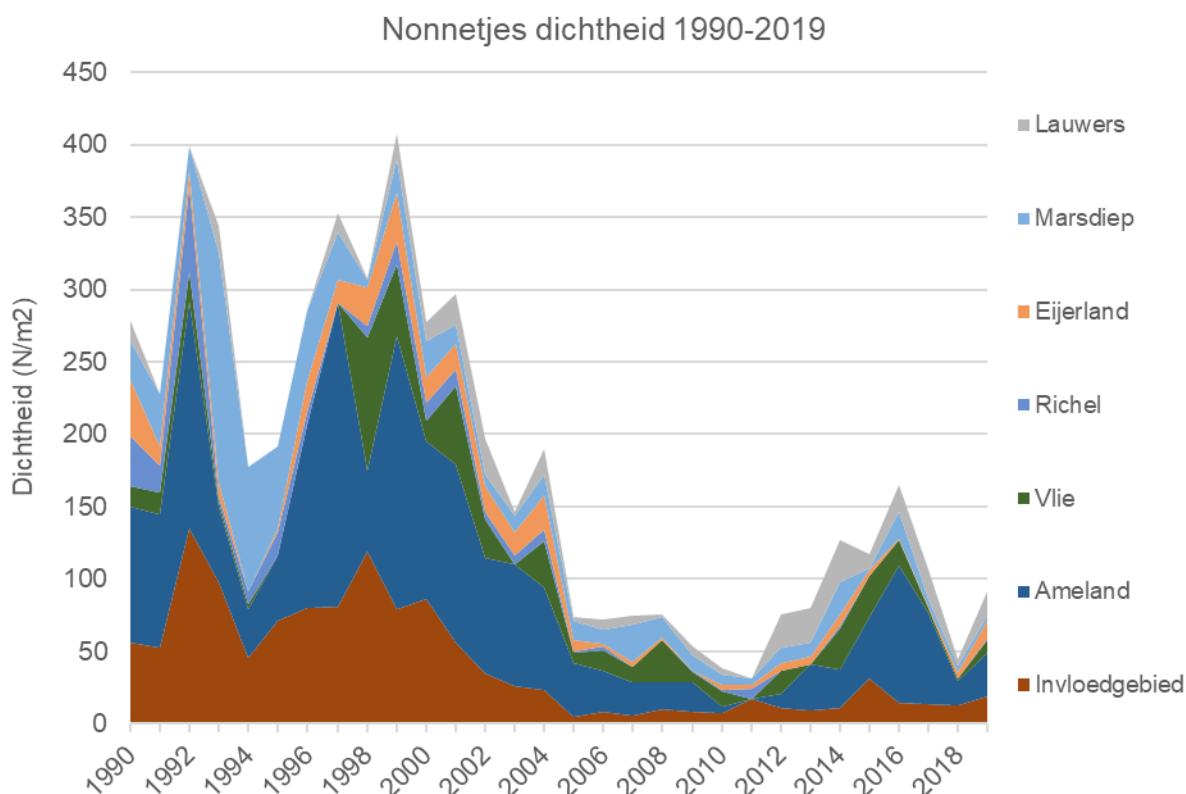
De dichtheden van de mosselen in 2018 en 2019 liggen binnen de bandbreedte van de trend. Dat betekent dat volgens het beslisschema in Figuur 8 geen nadere analyse hoeft plaats te vinden. De waargenomen dichtheden passen bij de waarden die in het verleden zijn aangetroffen in het gebied en dit geldt ook voor de meeste referentiegebieden.

Voor de biomassa geldt dat de gemeten waarde in 2019 in het invloedsgebied lager is dan de bandbreedte van de trend en dat betekent volgens het beslisschema in Figuur 8 dat een nadere analyse aan de orde is. In Figuur 22 is zichtbaar dat de trendmatig bepaalde waarden voor de biomassa van de mosselen hoog zijn, in vergelijking met de waarden die in het verleden in het gebied zijn opgetreden. Blijkbaar wordt de trend van de biomassa in het invloedsgebied opgehangen aan de hoe waarden die in 2017 zijn opgetreden. De waargenomen biomassa in 2018 en 2019 zijn hoog in vergelijking met alle eerdere waarnemingen, behalve die van 2017. Vanwege de relatief hoge biomassa aan mosselen in 2019 wordt beperkte waarde gehecht aan de overschrijding van de ondergrens. Overigens geeft het grote aantal over- en overschrijdingen in de referentiegebieden aan dat de trend in de biomassa van kokkels lastig te bepalen is.

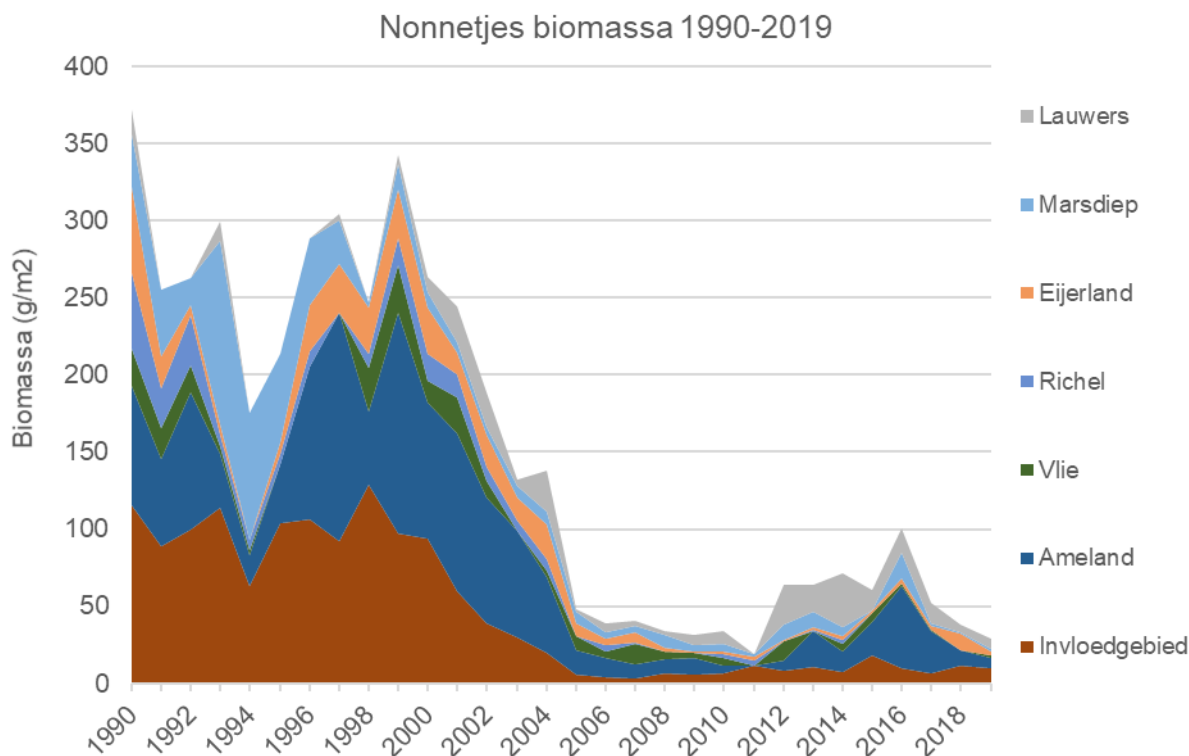
4.4 Nonnetjes

4.4.1 Waarnemingen

Vanaf 2000 tot 2006 was sprake van een sterke afname van de dichtheden (Figuur 24) en biomassa (Figuur 25) 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 invloedsgebied 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 oenschouw worden genomen.



Figuur 24. Weergave van de dichtheid van nonnetjes in de referentiegebieden en het invloedsgebied in de periode 1990-2019.



Figuur 25 Weergave van de biomassa van nonnetjes in de referentiegebieden en het invloedsgebied in de periode 1990-2019.

4.4.2 Trendbepaling

4.4.2.1 Methodiek

In onderstaande tabellen (Tabel 13 en Tabel 14) staat voor de bruikbare datasets (zie Tabel 4) aangegeven of de data onafhankelijk is (dus geen auto-correlatie) of er dan een andere correlatie te vinden was (via Spearman). In de laatste kolom is aangegeven welke toets is gebruikt om tot een bovengrens en een ondergrens te komen.

Tabel 13 Omschrijving statistische pad tot signaleringswaarde voor de dichtheid van nonnetjes.

Nonnetjes dichtheid	Onafhankelijk	Correlatie?	toets
Invloed	Nee	-	ARIMA
Ameland	Ja	Ja	ARIMA
Vlie	Ja	Nee	Gemiddelde+SD
Richel	Nee	-	ARIMA
Eierland	Nee	-	ARIMA
Marsdiep	Nee	-	ARIMA
Lauwers	Ja	Nee	Gemiddelde + SD

Tabel 14 Omschrijving statistische pad tot signaleringswaarde voor de biomassa van nonnetjes.

Nonnetjes biomassa	Onafhankelijk	Correlatie?	toets
Invloed	Nee	-	ARIMA
Ameland	Ja	Ja	ARIMA
Vlie	Ja	Nee	Gemiddelde + SD
Richel	Nee	-	ARIMA

Eierland	Nee	-	ARIMA
Marsdiep	Nee	-	ARIMA
Lauwers	Ja	Nee	Gemiddelde +SD

4.4.2.2 Signaleringswaarden

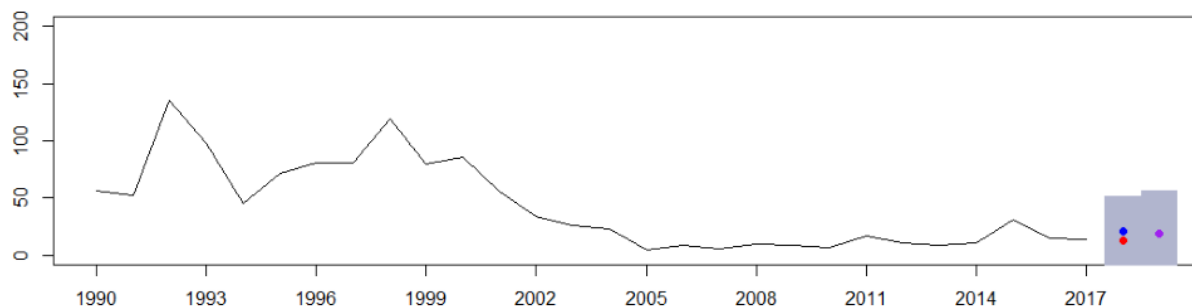
De signaleringwaarden voor nonnetjes zijn opgenomen in Tabel 15 voor de dichtheid en in Tabel 16 voor de biomassa. In de tabel staan per jaar de bepaalde onder- en bovengrens per gebied. In Figuur 26 is voor het invloedsgebied getoond welke dichtheden aan nonnetjes zijn waargenomen sinds 1990 en welke trends dit heeft opgeleverd voor de aantallen in 2018 en 2019. De waarnemingen en trends voor de gebieden, waarvan de bepaling is uitgevoerd met ARIMA worden getoond in Figuur 27. In de deze grafieken is zichtbaar dat de hogere dichtheden bij Nonnetjes in vergelijking met de andere schelpdieren over meerdere jaren voorkomen, in plaats van één jaar.

Tabel 15 geeft ook de waargenomen dichtheden in 2018 en 2019 per gebied, waarbij is gemarkeerd of deze passen bij de trend (groen: waarde tussen de onder- en bovengrens), of dat sprake is van een onderschrijding (oranje: waarde onder de ondergrens) of overschrijding (geel: waarde boven de bovengrens). Alle waargenomen dichtheden in de gebieden in 2018 en 2019 zitten in een smalle range van lage waarden. De referentiegebieden Ameland en Vlie laten zowel in 2018 als in 2019 een onderschrijding zien. Referentiegebied Lauwers laat een onderschrijding zien in 2018, gevolgd door een overschrijding in 2019. De relatief hoge onder- en bovengrens voor Ameland is mogelijk ook het gevolg van de kortere periode waarover de trend is bepaald. In het invloedsgebied wordt de trend gevolgd.

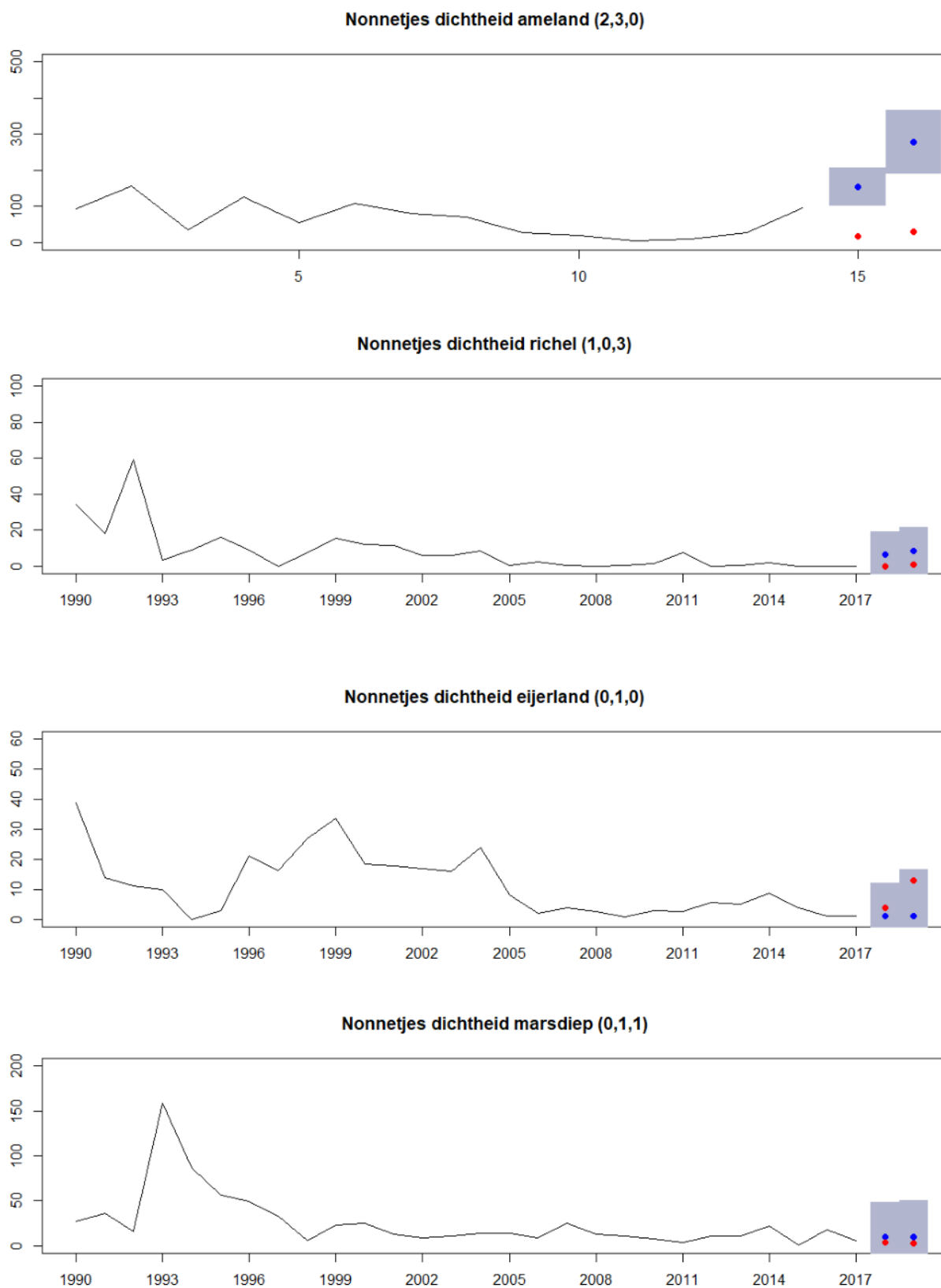
Tabel 15 Signaleringswaarden (ondergrens en bovengrens) in 2018 en 2019 voor de dichtheid van Nonnetjes bij een 80% betrouwbaarheidsinterval. De gemeten waarde voor beide jaren zijn weer gegeven in de eerste kolom van elk jaar en rood gearceerd als ze onder de ondergrens zitten, groen als ze ertussenin zitten en geel als ze boven de bovengrens zitten.

Nonnetjes dichtheid						
Gebied	2018			2019		
	Gemeten	Ondergrens	Bovengrens	Gemeten	Ondergrens	Bovengrens
Invloed	13	0	52	19	0	56
Ameland	17	100	207	30	188	365
Vlie	2	11	18	9	11	18
Richel	0	0	19	1	0	22
Eierland	4	0	12	13	0	16
Marsdiep	4	0	48	3	0	51
Lauwers	5	10	15	18	10	15

Nonnetjes dichtheid invloed (2,1,0)



Figuur 26 Grafiek met de waarnemingen en de trend van de dichtheid van nonnetjes in het invloedsgebied. De 80% zekerheidsmare is in lichtgrijs weergegeven. De rode punten staan voor de gemeten waarden in 2018 en 2019. De blauwe voor trend en de paarse betekent dat de gemeten waarde en de trend overlappen.

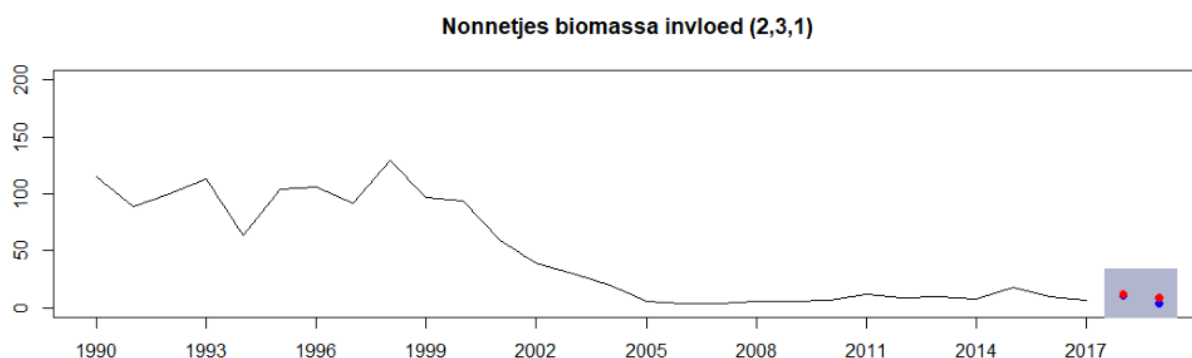


Figuur 27 Grafieken met de waarnemingen en de trends van de dichtheid van nonnetjes in de referentiegebieden Ameland (let op de y-as, deze is in jaren vanaf 2003), Richel, Eierland en Marsdiep. Het 80% betrouwbaarheidsinterval is in lichtgrijs weergegeven. De rode punten staan voor de gemeten waarden in 2018 en 2019 en de blauwe punten voor de trends.

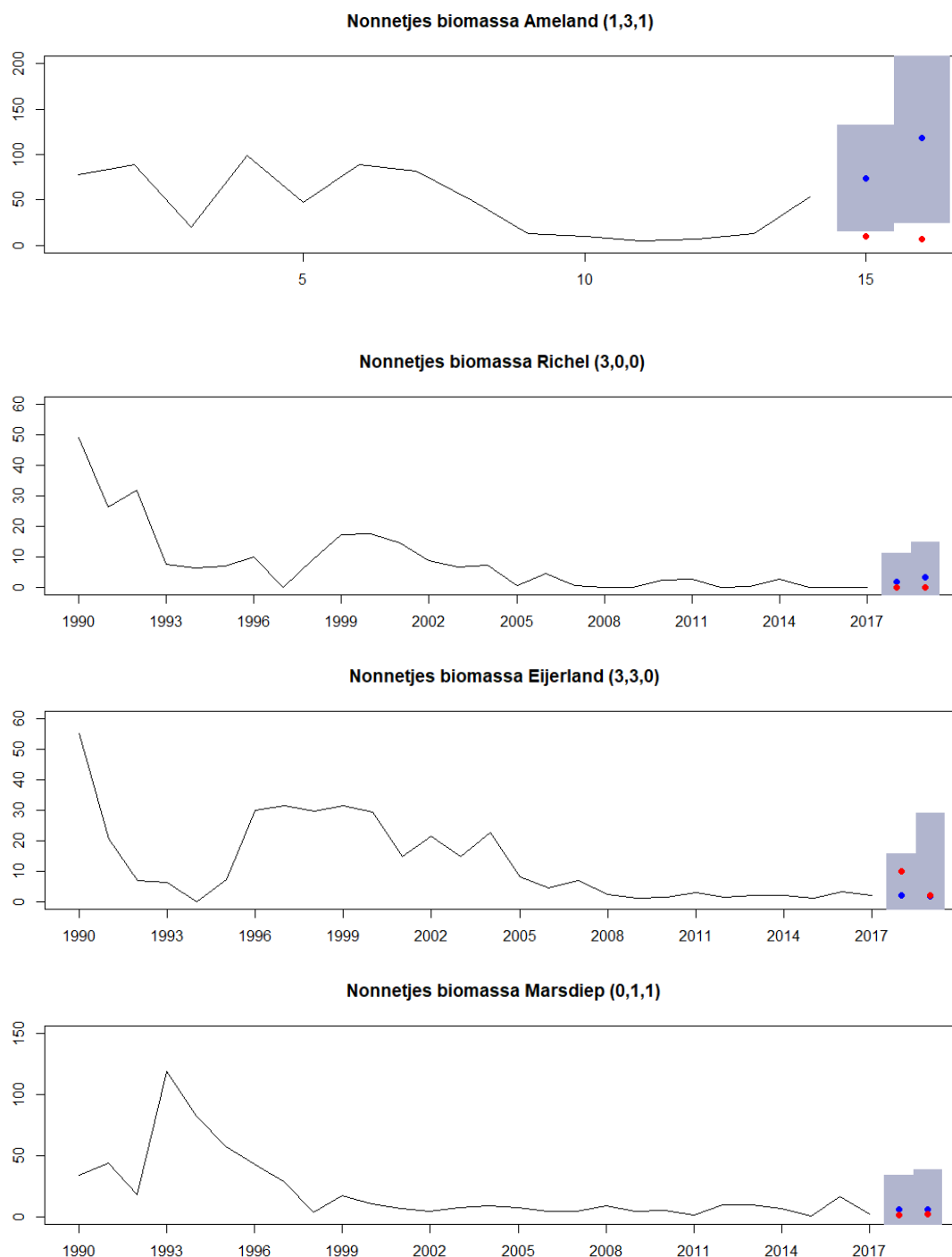
Tabel 16 toont de onder- en bovengrens van de biomassa van de nonnetjes in 2018 en 2019. In Tabel 16 zijn ook de waargenomen biomassa in de gebieden opgenomen en is gemarkeerd of deze passen bij de trend (groen: waarde tussen de onder- en de bovengrens), dan wel lager (oranje: waarde onder de ondergrens) of hoger (geel: waarde boven de bovengrens) zijn dan de trend. De relatief hoge onder- en bovengrens voor Ameland is mogelijk ook het gevolg van de kortere periode waarover de trend is bepaald. De gebieden waar onderschrijdingen optreden komen overeen met de gebieden waarvoor dit gebeurt voor de dichtheden. Alleen bij referentiegebied Lauwers is in 2019 bij de biomassa sprake van een onderschrijding, terwijl bij de dichtheid sprake is van een overschrijding. Ook de patronen in de biomassa in de tijd in Figuur 28 voor het invloedsgebied en in Figuur 29 voor de referentiegebieden komen overeen met die van de dichtheden. Alle waargenomen biomassa in de gebieden in 2018 en 2019 zitten in een smalle range van lage waarden. In het invloedsgebied wordt de trend gevolgd.

Tabel 16 Signaleringswaarden (ondergrens en bovengrens) in 2018 en 2019 voor de biomassa van Nonnetjes bij een 80% betrouwbaarheidsinterval. De gemeten waarde voor beide jaren zijn weer gegeven in de eerste kolom van elk jaar en rood gearceerd als ze onder de ondergrens zitten, groen als ze er tussen in zitten en geel als ze boven de bovengrens zitten.

Nonnetjes biomassa						
Gebied	2018			2019		
	Gemeten	Ondergrens	Bovengrens	Gemeten	Ondergrens	Bovengrens
Invloed	12	0	34	9	0	34
Ameland	10	15	132	7	24	213
Vlie	1	4	6	2	4	6
Richel	0	0	11	0	0	9
Eierland	10	0	16	2	0	29
Marsdiep	1	0	34	2	0	38
Lauwers	5	9	15	6	9	15



Figuur 28 Grafiek met de waarnemingen en de trend van de biomassa van nonnetjes in het invloedsgebied. De 80% zekerheidsmare is in lichtgrijs weergegeven. De rode punten staan voor de gemeten waarden in 2018 en 2019.



Figuur 29 Grafieken met de waarnemingen en de trends van de biomassa van nonnetjes in de referentiegebieden Ameland (let op de y-as, deze is in jaren vanaf 2003), Richel, Eierland en Marsdiep. Het 80% betrouwbaarheidsinterval is in lichtgrijs weergegeven. De rode punten staan voor de gemeten waarden in 2018 en 2019 en de blauwe punten voor de trends.

4.4.3 Beslisschema en duiding

De dichtheid en biomassa van nonnetjes in 2018 en 2019 liggen allemaal binnen de bandbreedte van de trends. Dat betekent dat volgens het beslisschema in Figuur 8 geen nadere analyse hoeft plaats te vinden. De waargenomen dichtheden passen bij de waarden die in de 21^{ste} eeuw in het gebied zijn aangetroffen en dit geldt ook voor de meeste referentiegebieden.

5 VOGELS OP HOOGWATERVLUCHTPLAATSEN

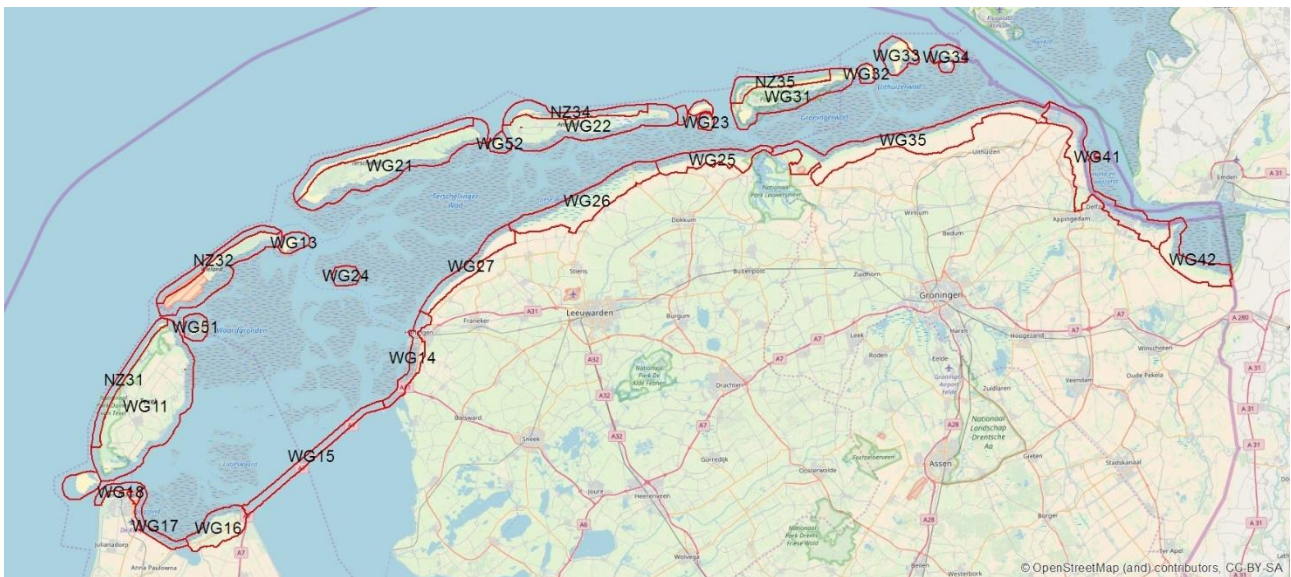
5.1 Gegevens

Sovon telt al sinds 1975 alle soorten en aantallen watervogels die tijdens hoog water op hoogwatervluchtplaatsen (HVP) in de Waddenzee voorkomen. De gegevens worden in belangrijke mate verzameld door vrijwilligers, waardoor soms metingen van bepaalde hoofdgebieden niet altijd uitgevoerd kunnen worden. Ontbrekende data worden volgens een officiële methode ingevuld door gebruik te maken van trendanalyse software TrendSpotter (Soldaat et al., 2007). Voor deze analyse worden de gegevens van de bonte strandloper, kanoet en scholekster gebruikt.

De originele dataset bestaat uit de datum (jaar, maand en dag), het getelde hoofdgebied (Tabel 2 en Figuur 30), een euring code voor de getelde vogelsoort, de getelde aantallen ('geteld') en de bijgeschatte aantallen ('geteld+berekend'). Voor de volledige tellingen zie Bijlage 2.

De dataset is vervolgens op de volgende wijze bewerkt:

- euring code gelinked aan vogelsoortnaam
- hoofdgebied code gelinked aan hoofdgebiedsnaam
- datumkolom 'datum' toegevoegd o.b.v. kolommen jaar/maand/dag
- kolom 'seizoen' toegevoegd o.b.v. Meetnet Watervogels (seizoen is juli t/m juni).



Figuur 30. Hoofdgebieden voor HVP tellingen Sovon

5.2 Keuze voor de tellingen september

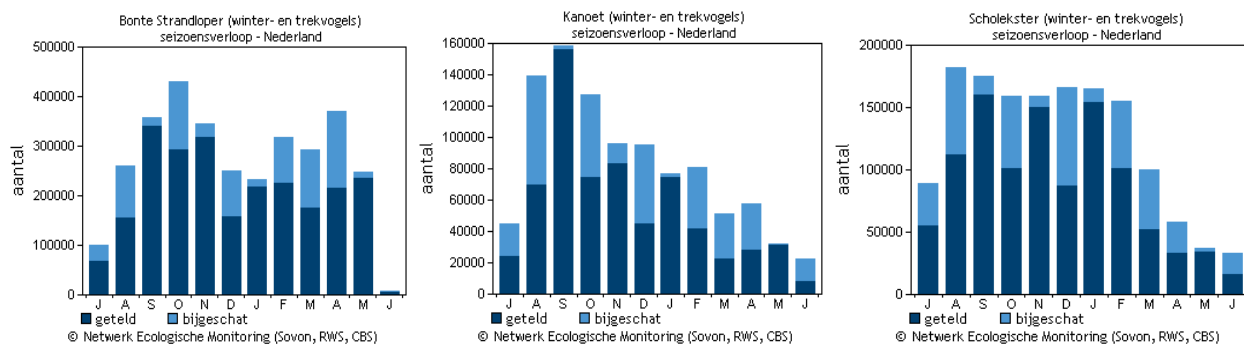
De gebruikte meetwaarden voor deze analyse zijn door SOVON gecorrigeerd voor mogelijke onderschattingen (imputting). Voor goede analyse van een tijdserie is een tijdreeks nodig met evenwijdige tijdstappen én zo min mogelijk ontbrekende data. De trendanalyses voor de drie soorten zijn gemaakt op basis van meetdata uit de maand september, omdat in deze maand alle soorten in grote aantallen in de Waddenzee aanwezig zijn en omdat de gegevenskwaliteit in deze maand het beste is. Tabel 17 geeft een overzicht van in welke maanden van het jaar de drie soorten in de Waddenzee te vinden zijn en in welke

maand ze in de hoogste aantallen voorkomen. Hieruit blijkt dat er voor elke soort in de maand september oftewel hoge oftewel de hoogste aantallen worden waargenomen in de Waddenzee.

Tabel 17 Jaarlijks voorkomen van drie vogelsoorten in de Waddenzee. Rood: piek in aantallen; Roze: voorkomen; X: er is voldoende beschikbare data (Sovon).

	jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sept	okt	nov	dec
Kanoet <i>Calidris canutus</i>	X				X				X		X	
Kanoet <i>Calidris islandicus</i>	X				X				X		X	
Scholekster	X				X				X		X	
Bonte strandloper	X				X				X		X	

De HVP-tellingen hebben, vanwege het weer en beschikbaarheid van vrijwilligers een onregelmatige dekking en ontbrekende data wordt dan met het TrendSpotter model aangevuld (Soldaat et al., 2007), dit wordt bijschatting of 'imputing genoemd'. Het gevaar dat datasets waar veel bijschatting op is gedaan eerder bepaalde trends vertonen dan werkelijke tellingen. Om dit risico te minimaliseren is ervoor gekozen om gebruik te maken van tellingen van de maand waar de minste bijschatting wordt gedaan. Figuur 31 toont de seizoensvoorkomens van de drie vogelsoorten in Nederland, waarbij ook is aangegeven hoeveel daarvan zijn bijgeschat. De telling in september heeft het laagste percentage (2.04%) bijschatting.



Figuur 31. Seizoensvoorkomen (juli t/m juni) per maand in Nederland, totaal aantallen per maand is uitgesplitst in geteld en bijgeschat (sovon.nl)

Figuur 31 geeft echter landelijke teldata weer, daarom kijken we naar de data zoals aangeleverd voor de HVP's in de westelijke Waddenzee. Uit Tabel 18 blijkt dat voor kanoet en scholekster de helft wordt bijgeschat voor het totaal aantal tellingen over het gehele seizoen over 1975-2016. Ook hier zijn de maanden januari, mei, september en november duidelijk beter gedekt door de integrale/internationale tellingen.

Tabel 18. Percentage bijschatting door trendspotter op totaal aantallen op HVP's Westelijke Waddenzee 1975-2016.

1975-2016	Bonte strandloper	Scholekster	Kanoet
Jan	14,98%	15,34%	21,55%
Feb	60,59%	62,58%	62,15%
Mrt	50,57%	55,63%	52,75%
Apr	56,36%	55,10%	53,11%
Mei	23,06%	30,69%	27,45%
Jun	70,81%	62,33%	64,36%
Jul	55,08%	62,55%	65,24%
Aug	53,04%	57,89%	68,99%
Sep	30,54%	43,50%	34,02%
Okt	53,72%	59,94%	57,44%
Nov	27,85%	39,88%	37,36%
Dec	58,68%	61,31%	62,56%
Totaal	43,04%	49,90%	49,57%

Bijschatting vindt voornamelijk plaats in de vroege fase van de HVP tellingen. Tegenwoordig is de dekking van de HVP-tellingen veel vollediger. Daarom is in Tabel 19 ook het percentage bijschatting weergegeven voor de laatste 10 jaar van de dataset (2007-2016). De totale bijschatting is echter nog steeds gemiddeld een derde van het totaal aantal en daarmee relatief hoog en onbetrouwbaar. De goede dekking van de integrale tellingen is hier wel weer zeer duidelijk, er vindt weinig bijschatting plaats door het trendspotter model. Duidelijk is dat de telling in september, met 2,04% bijtelling in de afgelopen 10 jaar, als meest gunstig wordt geacht voor de monitoring van de drie wadvogelsoorten in het kader van de bodemdaling door activiteiten van Frisia. Daarbij draagt ook het hogere voorkomen in aantallen vogels in de Waddenzee in de maand september (Figuur 31) voor de keus om de tellingen van september te gebruiken voor de analyses van vogels op hoogwatervluchtplaatsen.

Tabel 19. Percentage bijschatting door trendspotter op totaalaantallen op HVP's Westelijke Waddenzee 2007-2016. Maanden van integrale tellingen weergegeven in lichtroze

2007-2016	Bonte strandloper	Scholekster	Kanoet
Jan	7,08%	3,66%	5,68%
Feb	54,54%	44,92%	58,66%
Mrt	49,69%	50,92%	53,57%
Apr	57,24%	42,98%	57,40%
Mei	6,75%	4,78%	3,78%
Jun	55,69%	47,51%	58,61%
Jul	42,97%	40,23%	54,17%
Aug	59,95%	52,98%	65,87%
Sep	2,91%	4,05%	2,04%
Okt	46,75%	46,15%	49,57%
Nov	13,59%	11,17%	16,22%
Dec	58,17%	50,55%	59,57%
Totaal	34,26%	32,51%	38,00%

De vogeltellingen voor de maand september zijn tot en met 2018 beschikbaar voor analyse. In deze rapportage zijn de trends bepaald voor 2017 en 2018 en worden de waarnemingen 2017 en 2018 beschouwd ten opzichte van deze trends.

5.3 Bonte strandloper

5.3.1 Waarnemingen

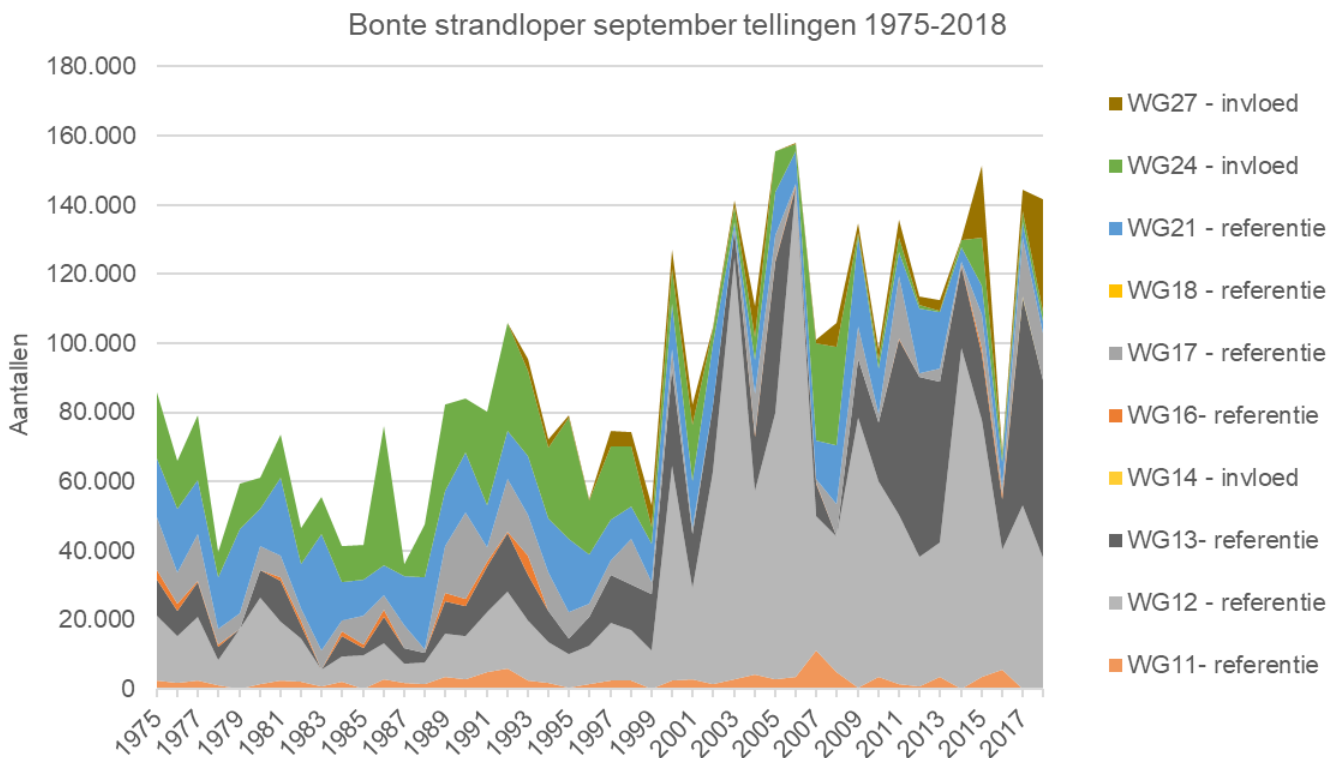
De bonte strandloper (*Calidris alpina*) is een overwinteraar in Nederland en een van de meest aanwezige vogelsoorten in de Waddenzee en de Delta. Deze kleine steltloper die broedt in de toendra's van gematigde en arctische klimaatzones in Scandinavië, de Baltische Staten en West-Rusland, maar ook hoog Arctische broedgebieden kent in Centraal- en Oost- Azië. De vogels die door Nederland trekken overwinteren in de Wadgebieden 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 & Rehfishch 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). Bonte strandlopers voeden zich op het wad vooral met borstelwormen, mollusken, insecten, kreeftachtigen, schelpdieren, soms kleine visjes en plantaardig materiaal.

De waarnemingen aan de HVP's, zoals getoond in Figuur 12 3, 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. Dit past bij de wijze waarop de Bonte strandlopers in grote groepen aanwezig zijn in de herfst in het wadengebied.



Figuur 32 Grafiek van het aantal bonte strandlopers in de maand september in de verschillende referentie HVP's en de HVP's bij het invloedsgebied.

5.3.2 Trendbepaling

5.3.2.1 Methodiek

In onderstaande tabel (Tabel 20) staat voor de bruikbare datasets (zie Tabel 4) aangegeven of de data onafhankelijk is (dus geen auto-correlatie) of er dan een andere correlatie te vinden was (via Spearman). In de laatste kolom is aangegeven welke toets is gebruikt om tot een bovengrens en een ondergrens te komen.

Tabel 20. Weergave van de statische toets die is uitgevoerd om de signaleeringswaarde te bepalen

Bonte strandloper HVP	Onafhankelijk?	Correlatie?	toets
WG11- referentie	Ja	Nee	Gemiddelde + SD

Bonte strandloper HVP	Onafhankelijk?	Correlatie?	toets
WG12 - referentie	Nee	-	ARIMA
WG13- referentie	Nee	-	ARIMA
WG14 - invloed	Nee	-	ARIMA
WG16- referentie	Ja	Ja	ARIMA
WG17 - referentie	Ja	Nee	Gemiddelde + SD
WG18 - referentie	Nee	-	ARIMA
WG21 - referentie	Ja	Ja	ARIMA
WG24 - invloed	Nee	-	ARIMA
WG27 - invloed	Ja	Ja	ARIMA

5.3.2.2 Trends

De trends voor de aantallen Bonte strandlopers op de HVP in september zijn opgenomen in Tabel 21. De trends zijn weergegeven in de vorm van de ondergrens en de bovengrens, zoals die is bepaald op van de ARIMA's of het gemiddelde + standaarddeviatie (zie Tabel 21). In Tabel 21 zijn ook de getelde aantallen opgenomen, waarbij is aangegeven of deze aantallen overeenkomen met de trend (groen: aantallen tussen de onder- en de bovengrens), of dat sprake is van een onderschrijding (oranje: waarde onder ondergrens), of een overschrijding (geel: waarde boven de bovengrens). Ter illustratie zijn de waarnemingen en trends zoals die met de ARIMA's zijn bepaald opgenomen in Figuur 33 voor de HVP's nabij het invloedsgebied en in Figuur 34 voor de referentie HVP's.

Wat opvalt aan de aantallen in Tabel 21 zijn de grote verschillen in aantallen tussen de gebieden (dit geldt zowel voor de trends als voor de waargenomen aantallen). Ook in de grafieken met de aantallen is dit zichtbaar. Het is duidelijk dat een aantal HVP's, zoals Vlieland (WG12) en Richel (WG13) fungeren als 'hotspot' voor de Bonte strandloper, met aantallen die in de tienduizenden lopen. Enkele andere HVP's, zoals het Balgzand (WG17) en Harlingen-Zwarte Haan (WG27) zijn ook belangrijk, met enkele duizenden tot tienduizenden Bonte strandlopers. Deze vier gebieden samen herbergden in 2017 93% van alle getelde Bonte strandlopers in deze tien gebieden en in 2018 zelf 95%. De andere gebieden herbergen enkele tot duizenden Bonte strandlopers, waaronder het gebied van Kornwerderzand tot Harlingen (WG14).

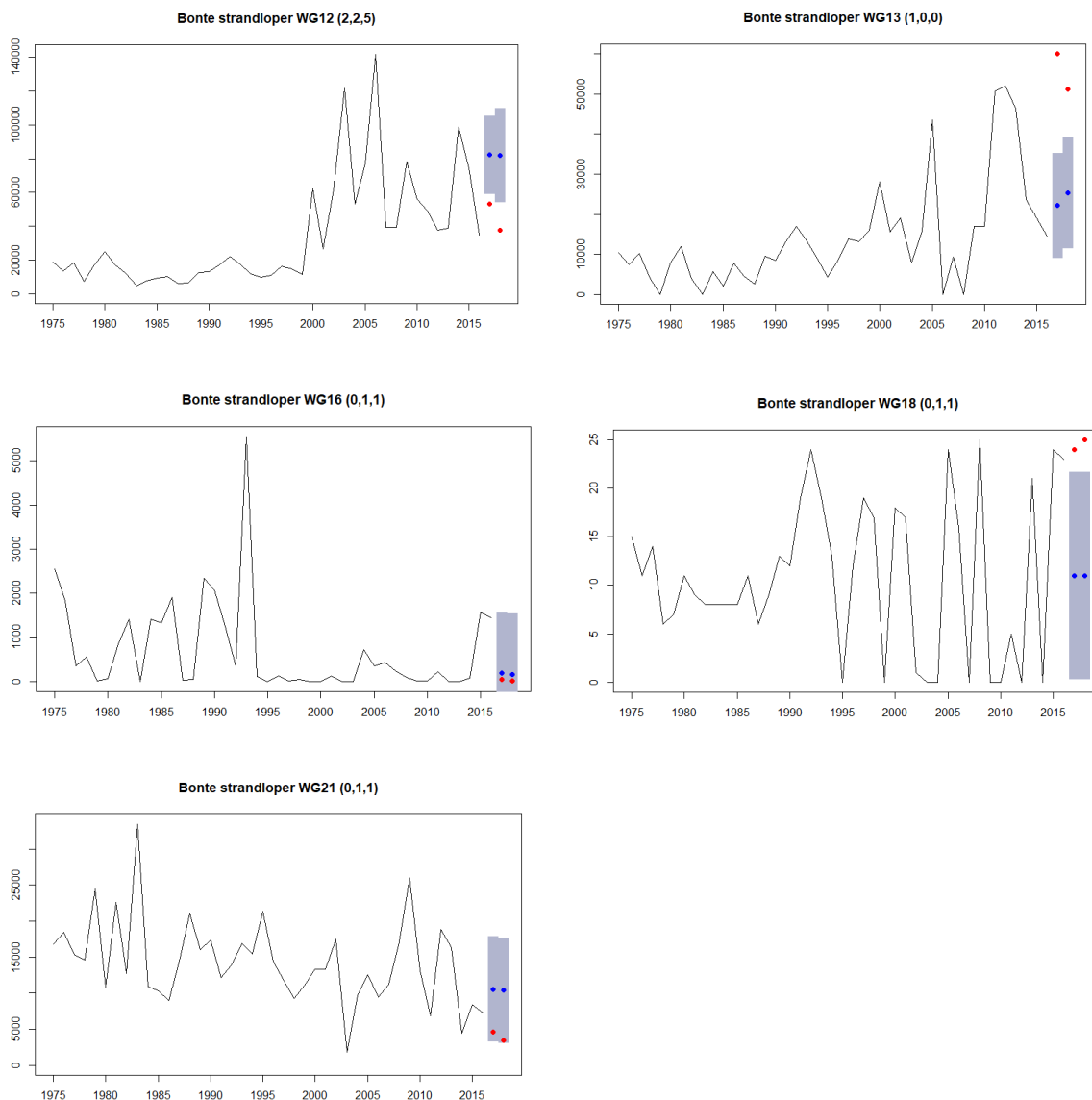
De signaleringwaarden worden in verschillende HVP's onderschreden, waaronder de invloedlocatie WG14 (Tabel 21). Op de invloedlocatie WG14 betreft de onderschrijding een relatief beperkt aantal, omdat dit geen belangrijke hoogwatervluchtplaats is voor de Bonte strandloper. De grafiek met de aantalsontwikkeling en de trend van de aantallen Bonte strandlopers in Figuur 34 laat zien dat de trendmatige bepaalde aantallen hoog zijn vergelijking met de aantallen die eerder zijn waargenomen op deze HVP. De waargenomen aantallen op WG 14 in 2017 en 2018 liggen tussen de hoge en lage aantallen in, zoals die vanaf 2000 zijn waargenomen in het gebied. Vanwege het beperkte belang van WG14 voor de Bonte strandloper en de hoge trendmatig bepaalde aantallen, wordt aan de onderschrijdingen in 2017 en 2018 voor dit invloedsgebied geen belang toegekend.

Ook op bij de referentiegebieden WG11 en WG12 is sprake van onderschrijdingen. Van beide gebieden zijn de aantallen bij Texel (WG11) relatief beperkt. De onderschrijding op WG12 is in termen van aantallen van een veel grotere orde, omdat dit een van de hotspots is in de Westelijke Waddenzee. De lage aantallen bij WG12 worden deels gecompenseerd door overschrijdingen in andere gebieden, zoals bij WG 17 en WG27. Dat de herverdeling een belangrijk aspect is, volgt ook uit de totale aantallen op deze HVP's, die elkaar met 144.487 in 2017 en 141.491 in 2018 elkaar weinig ontlopen. In dat licht wordt ook de overschrijding op invloedsgebied Harlingen-Zwarte Haan (WG27) beschouwd, waarbij opvalt dat dit het eerste jaar is dat dergelijke grote aantallen bij de Friese kust aanwezig zijn (zie de grafiek in Figuur 34).

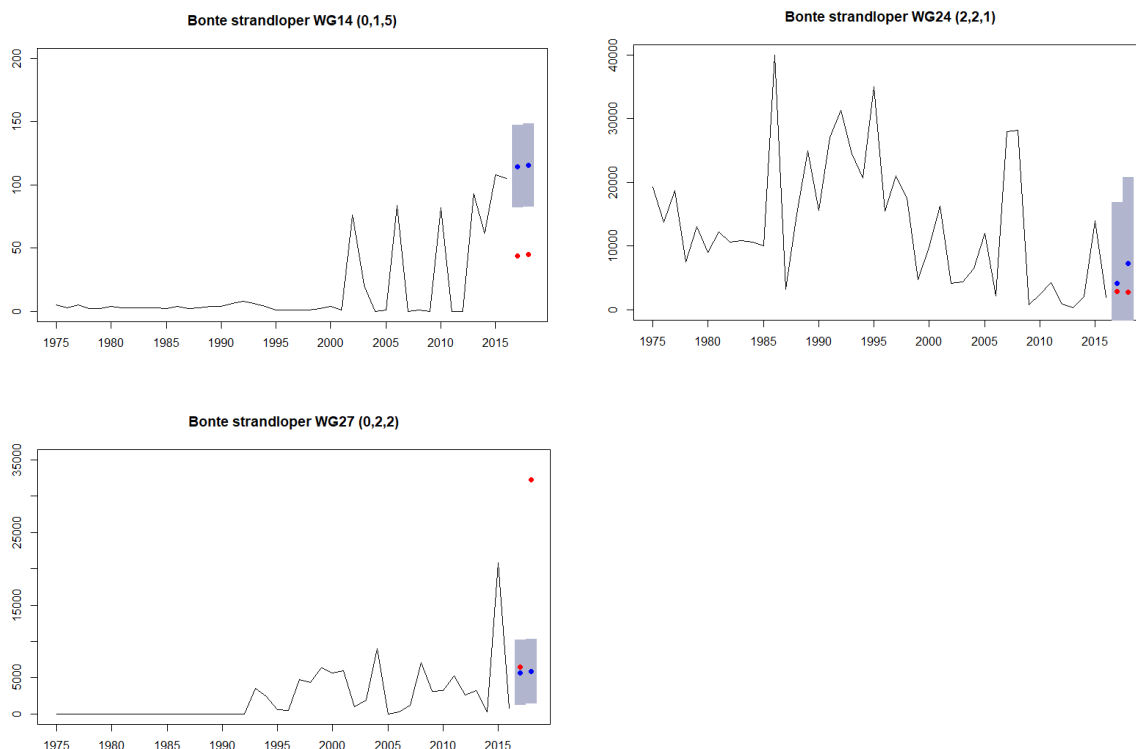
Vanwege de grote variatie die van jaar op jaar optreedt in de aantallen Bonte strandlopers op de verschillende HVP's, is het waarschijnlijk dat in de toekomst vaker onder- en overschrijdingen zullen gaan optreden.

Tabel 21 Signaleringswaarden (ondergrens en bovengrens) in 2017 en 2018 voor de aantallen Bonte Strandlopers in september, bij een 80% betrouwbaarheidsinterval. De gemeten waarde voor beide jaren zijn weer gegeven in de eerste kolom van elk jaar en rood gearceerd als ze onder de ondergrens zitten, groen als ze er tussen in zitten en geel als ze boven de bovengrens zitten.

Bonte strandloper HVP september						
Gebied	September 2017			September 2018		
	Geteld	Ondergrens	Bovengrens	Geteld	Ondergrens	Bovengrens
WG11 Texel	219	2.177	2.961	277	2.177	2.961
WG12 Vlieland	53.121	59.031	105.222	37.780	54.195	109.872
WG13 Richel	60.000	9.055	35.237	51.120	11.341	39.123
WG14 Harlingen	44	82	147	45	82	149
WG16 Wieringen	50	0	1.560	5	0	1.536
WG17 Balgzand	17.068	5.813	7.990	13.680	5.813	7.990
WG18 Den Helder	24	0	22	25	0	22
WG21 Terschelling	4.591	3.245	17.877	3.468	3.069	17.701
WG24 Griend	2.920	0	16.912	2.790	0	20.842
WG27 Friese kust	6.450	1.175	10.164	32.301	1.351	10.349



Figuur 33 Grafieken met de waarnemingen en de ARIMA-trends van de aantallen Bonte strandlopers op de HVP's nabij het invloedsgebied. De 80% zekerheidsmare is in lichtgrijs weergegeven. De rode punten staan voor de gemeten waarden in 2018 en 2019 en de blauwe punten voor de trends.



Figuur 34 Grafieken met de waarnemingen en de ARIMA-trends van de aantallen bonte strandlopers op de HVP's bij de referentiegebieden. De 80% zekerheidsmare is in lichtgrijs weergegeven. De rode punten staan voor de gemeten waarden in 2018 en 2019 en de blauwe voor de trends.

5.3.3 Beslisschema en duiding

De getelde aantallen Bonte strandlopers in het invloedsgebied WG14 liggen in 2017 en in 2018 onder de ondergrens, zoals die is bepaald met de ARIMA. Deze dubbele onderschrijding van de bandbreedte is volgens het beslisschema (Figuur 4) aanleiding voor het uitvoeren van een nadere analyse. De getelde aantallen Bonte strandlopers in het invloedsgebied WG27 liggen in 2018 boven de bovengrens, die is bepaald met de ARIMA en ook dit is aanleiding voor het uitvoeren van een nadere analyse.

De onderschrijding in WG14 betreft een relatief beperkt aantal Bonte strandlopers, omdat deze HVP geen grote aantallen Bonte strandlopers trekt. Ook in enkele referentie HVP's is sprake van een onderschrijding, waarbij het veel grotere aantallen betreft. Vanwege het beperkte belang van WG14 voor de Bonte strandloper, de hoge trendmatig bepaalde aantallen met de ARIMA in vergelijking met de waarnemingen op deze locatie, wordt aan de onderschrijdingen in 2017 en 2018 voor dit invloedsgebied geen belang toegekend. In het algemeen moet worden afgevraagd of het zinvol is om de voor de HVP's met lage aantallen, ongeacht of het referentiegebieden of invloedsgebieden betreft, de trends te beschouwen.

De overschrijding in WG27 betreft veel Bonte strandlopers. Ook bij enkele referentie HVP's worden overschrijdingen waargenomen, die echter in absolute aantallen minder groot zijn. Vanwege de grote fluctuaties die van nature optreden in de aantallen van de Bonte strandloper zijn de onder- en overschrijding in de invloedsgebieden geen reden tot zorg.

5.4 Kanoetstrandloper

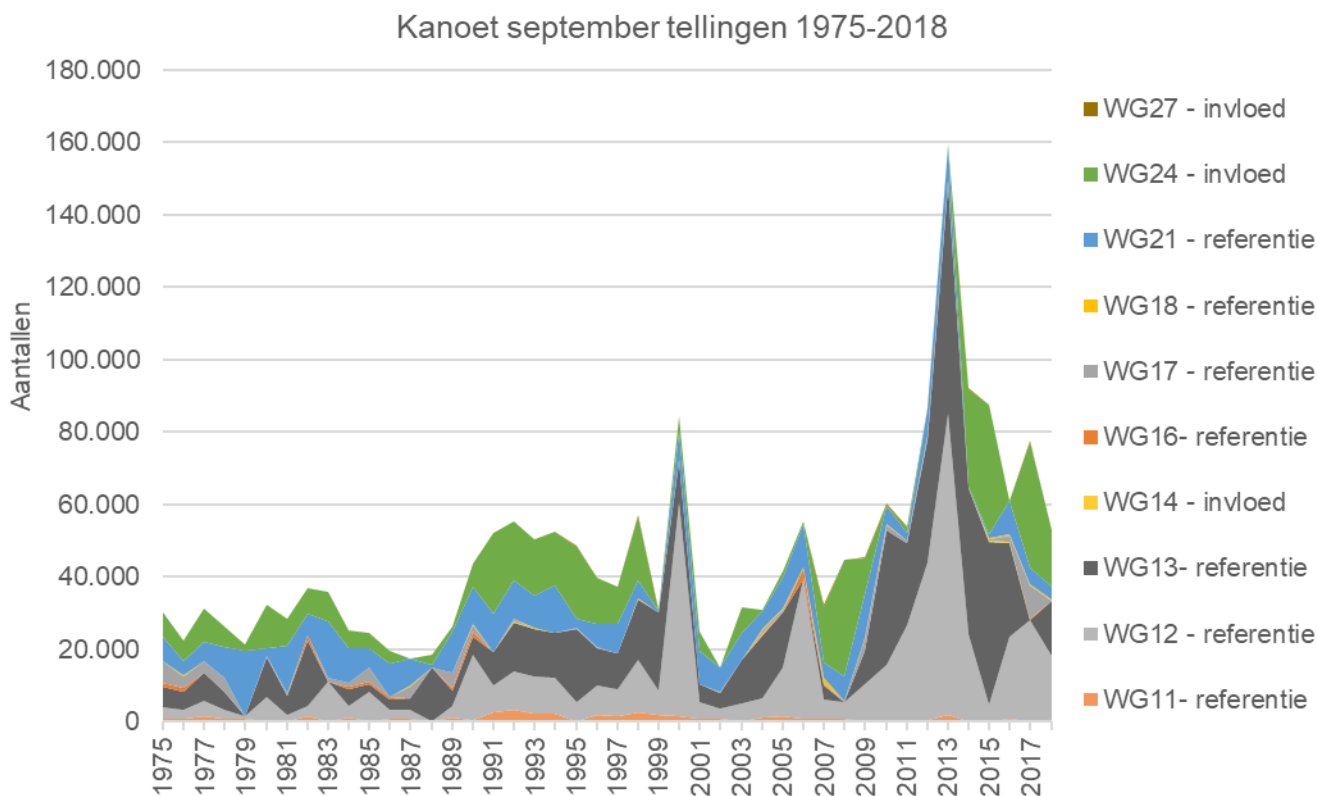
5.4.1 Waarnemingen

Van de Kanoetstrandloper (of kortweg Kanoet) 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 (*Limecola(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.

De waarnemingen zoals getoond in Figuur 35 laten zeer grote verschillen zien in de aantallen Kanoetstrandlopers tussen de verschillende gebieden en in de tijd zijn grote variaties zichtbaar in de aantallen. De aantallen Kanoetstrandlopers variëren van tientallen tot tienduizenden. Dit is het gevolg van de aanwezigheid van enkele zeer grote groepen Kanoetstrandlopers die wel of niet aanwezig zijn in het Nederlandse deel van het waddengebied.



Figuur 35 Grafiek van het aantal Kanoetstrandlopers in de maand september in de verschillende referentie HVP's en de HVP's bij het invloedsgebied.

5.4.2 Trendbepaling

5.4.2.1 Methodiek

In onderstaande tabel (Tabel 22) staat voor de bruikbare datasets (zie Tabel 4) aangegeven of de data onafhankelijk is (dus geen auto-correlatie) of er dan een andere correlatie te vinden was (via Spearman). In de laatste kolom is aangegeven welke toets is gebruikt om tot een bovengrens en een ondergrens te komen

Tabel 22. Weergave van de statische toets die is uitgevoerd om de signaleeringswaarde te bepalen.

Kanoet HVP	Onafhankelijk?	Correlatie?	toets
WG11- referentie	Nee	-	ARIMA
WG12 - referentie	Nee	-	ARIMA
WG13- referentie	Nee	-	ARIMA
WG14 - invloed	Ja	Ja	ARIMA
WG16- referentie	Ja	Nee	Gemiddelde + SD
WG17 - referentie	Nee	-	ARIMA
WG18 - referentie	Ja	Ja	ARIMA
WG21 - referentie	Ja	Nee	Gemiddelde + SD
WG24 - invloed	Nee	-	ARIMA
WG27 - invloed	Nee	-	ARIMA

5.4.2.2 Trends

De trends voor de aantallen Kanoetstrandlopers op de HVP's in september zijn opgenomen in Tabel 23. De trends zijn weergegeven in de vorm van de ondergrens en de bovengrens, zoals die is bepaald op van de ARIMA's of het gemiddelde + standaarddeviatie (zie Tabel 22). In Tabel 23 zijn ook de getelde aantallen Kanoetstrandlopers opgenomen, waarbij is aangegeven of deze aantallen overeenkomen met de trend (groen: aantallen tussen de onder- en de bovengrens), of dat sprake is van een onderschrijding (oranje: waarde onder ondergrens), of een overschrijding (geel: waarde boven de bovengrens). Ter illustratie zijn de waarnemingen en trends zoals die met de ARIMA's zijn bepaald opgenomen voor de HVP's nabij het invloedsgebied in Figuur 36 en voor de referentie HVP's in Figuur 37.

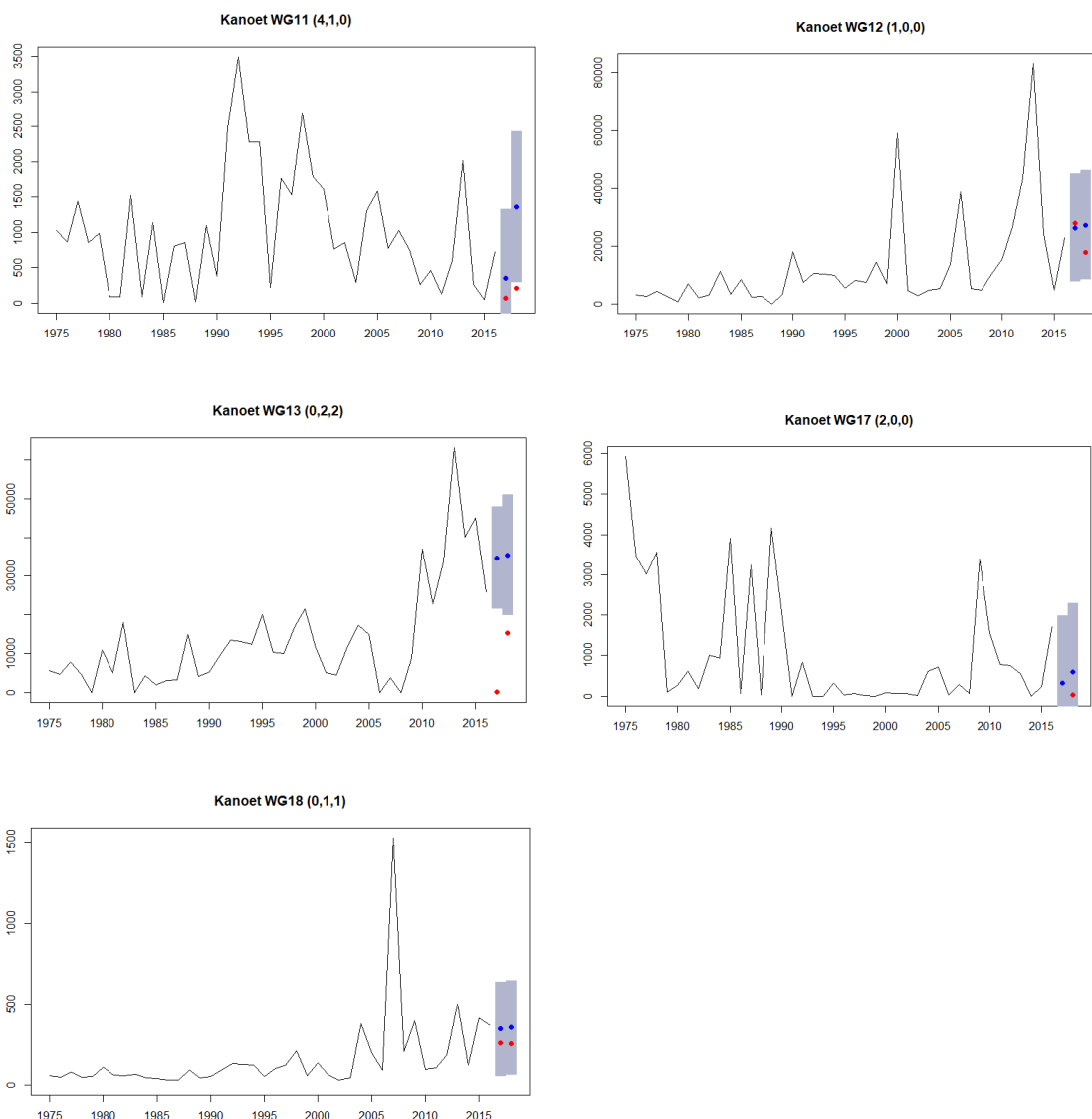
Net als bij de Bonte strandloper zijn er een aantal HVP's waar regelmatig zeer veel kanoetstrandlopers aanwezig zijn, zoals Vlieland (WG12) en Griend (WG24). In september 2017 herbergen deze twee HVP's 80% van het totaal in deze HVP en in 2018 is dat 63%. Op Richel (WG13) en Balgzand (WG17) kunnen ook duizenden Kanoetstrandlopers aanwezig zijn, maar niet in 2017 en 2018. Op andere HVP's zijn de aantallen kanoetstrandlopers beduidend lager, van enkele tot enkele duizenden exemplaren. Hierbij hoort steeds de kanttekeningen dat bij de aantallen sprake is van grote en vaak incidentele pieken.

In 2017 is sprake van een aantal gebieden waar overschrijdingen van de aantallen hebben plaatsgevonden en is in twee gebieden sprake van onderschrijdingen. Getalsmatig is met name de onderschrijding bij Richel belangrijk. In 2018 is dit een gebied waar juist heel veel kanoetstrandlopers aanwezig zijn. De lage aantallen bij Richel wordt meer dan gecompenseerd door de grote aantallen in andere gebieden. De totale aantallen in 2017 op deze telgebieden bedroegen namelijk 77.592. De aantallen in 2017 waren hiermee beduidend hoger dan in 2018, toen dit 52.743 bedroeg.

In 2018 is zowel sprake van getelde aantallen die overeenkomen met de trends, dat wil zeggen dat waarden tussen de onder- en de bovengrens vallen, als van aantallen die lager zijn dan de trends. Overschrijdingen van de trends treden in 2018 niet op. Voor geen van de invloedsgebieden is sprake van een onderschrijding ten opzichte van de trends.

Tabel 23 Signaleringswaarden (ondergrens en bovengrens) in 2017 en 2018 voor de aantallen Kanoetstrandlopers in september, bij een 80% betrouwbaarheidsinterval. De gemeten waarde voor beide jaren zijn weer gegeven in de eerste kolom van elk jaar en rood gearceerd als ze onder de ondergrens zitten, groen als ze er tussen in zitten en geel als ze boven de bovengrens zitten.

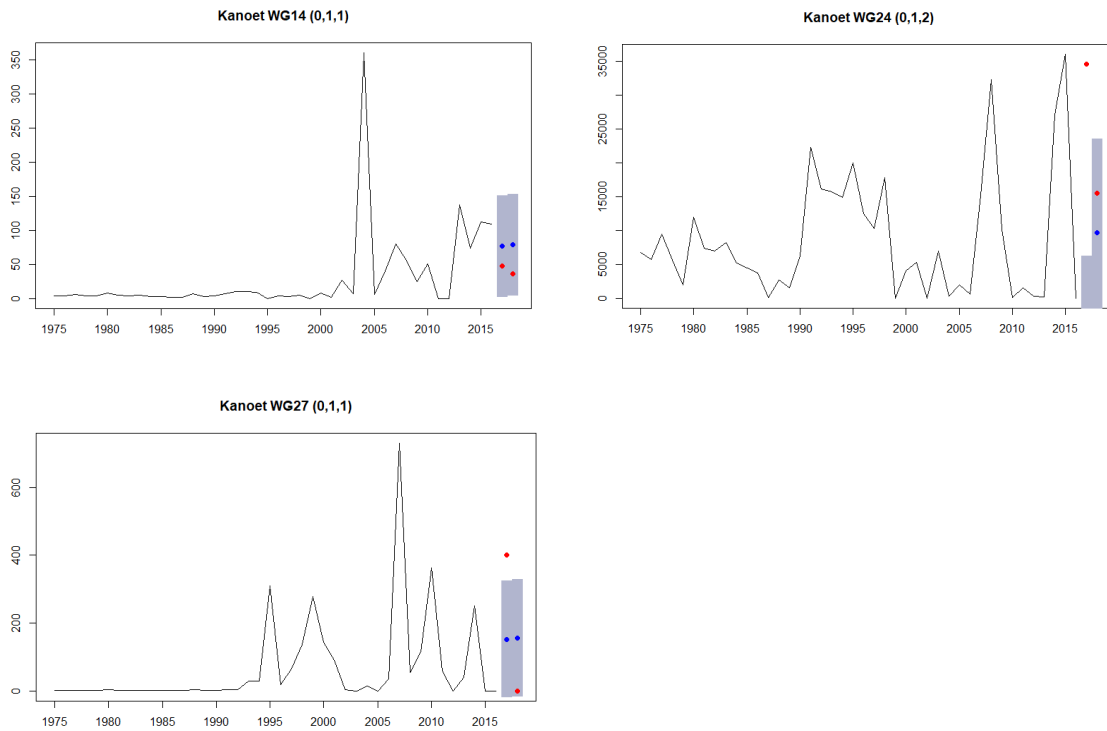
Kanoetstrandloper HVP september						
Gebied	September 2017			September 2018		
	Geteld	Ondergrens	Bovengrens	Geteld	Ondergrens	Bovengrens
WG11 Texel	67	0	1.332	210	295	2.426
WG12 Vlieland	27.907	7.566	44.902	17.840	8.423	46.108
WG13 Richel	200	21.432	47.987	15.320	19.826	51.004
WG14 Harlingen	48	2	151	36	4	153
WG16 Wieringen	172	186	403	50	186	403
WG17 Balgzand	9362	0	1.985	28	0	2.299
WG18 Den Helder	261	52	641	256	61	650
WG21 Terschelling	4.595	6.656	8.252	3.503	6.656	8.252
WG24 Griend	34.580	0	6.173	15.500	0	23.516
WG27 Friese kust	400	0	325	0	0	329



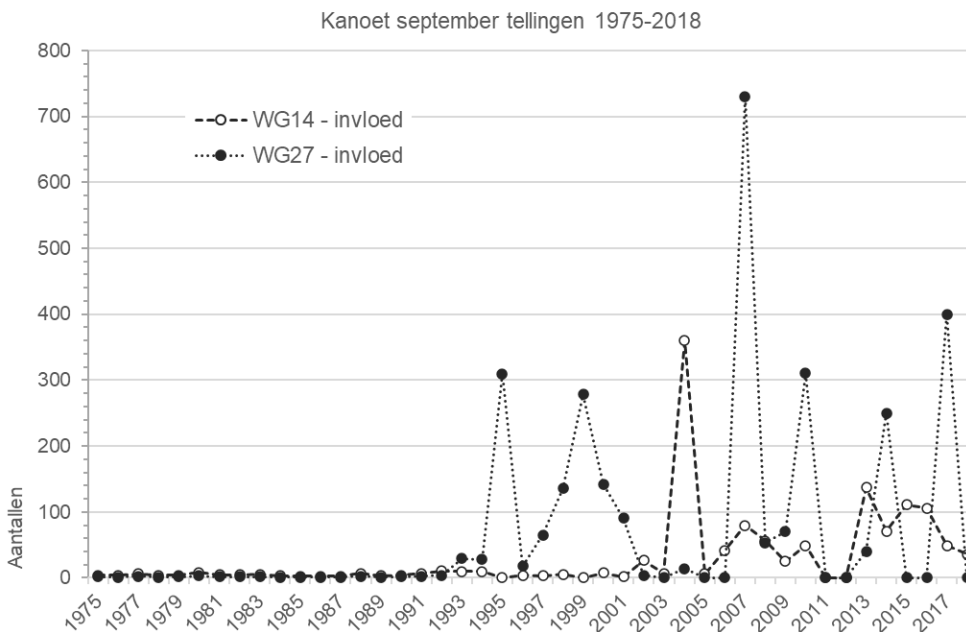
Figuur 36 Grafieken met de waarnemingen en de ARIMA-trends van de aantallen Kanoetstrandlopers op de HVP's nabij het invloedsgebied. De 80% zekerheidsmare is in lichtgrijs weergegeven. De rode punten staan voor de gemeten waarden in 2018 en 2019 en de blauwe voor de trends.

Voor twee van de drie invloedsgebieden is sprake van relatief en absoluut lage aantallen Kanoetstrandlopers. De getelde aantallen bij de Friese kust van Harlingen tot Zwarte Haan (WG27) en van Kornwerderzand tot Harlingen (14) zijn apart weergegeven in Figuur 38, omdat deze kleine aantallen wegvallen in de grafiek met alle HVP's in Figuur 35. Duidelijk is dat de aantallen bij WG14 zelden boven de honderd uitkomen. Bij WG27 worden frequenter enkele honderden Kanoetstrandlopers gezien, maar dit is zelden jaar op jaar het geval. Voor respectievelijk de jaren '90 voor WG27 en voor de jaren '00 voor WG14 was sprake van enkele, tot maximaal tien strandlopers op deze HVP's.

Vanwege de grote variatie in de aantallen Kanoetstrandlopers die van jaar op jaar optreedt op de verschillende HVP's zullen ook in de toekomst regelmatig over- en onderschrijdingen plaatsvinden van de trends.



Figuur 37 Grafieken met de waarnemingen en de ARIMA-trends van de aantallen Kanoetstrandlopers op de HVP's bij de referentiegebieden. De 80% zekerheidsmare is in lichtgrijs weergegeven. De rode punten staan voor de gemeten waarden in 2018 en 2019 en de blauwe voor de trends.

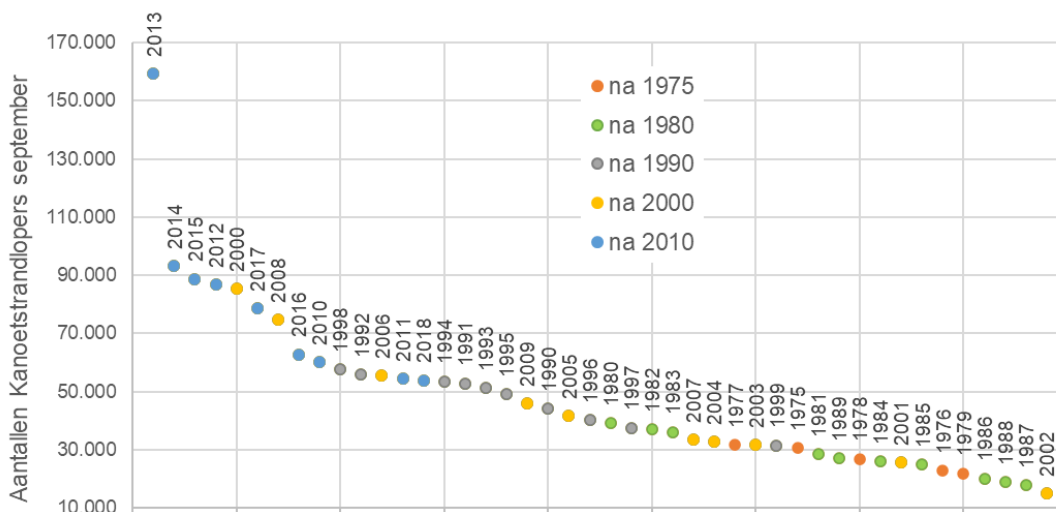


Figuur 38 Grafiek met de aantallen Kanoetstrandlopers in de maand september op de twee HVP's nabij het invloedsgebied langs de Friese vastelandskust.

5.4.3 Beslisschema en duiding

De getelde aantallen Kanoetstrandlopers in het invloedsgebied WG27 liggen boven de bovengrens in 2017, zoals die is bepaald met de ARIMA. In 2018 zijn geen Kanoetstrandlopers geteld in hetzelfde gebied, overeenkomend met de trendmatige ondergrens. De eenmalige overschrijding van de bandbreedte is volgens het beslisschema (Figuur 4) aanleiding voor het uitvoeren van een nadere analyse. De getelde aantallen kanoetstrandlopers in het invloedsgebied WG24 in 2017 liggen boven de bovengrens, die is bepaald met de ARIMA en ook dit is aanleiding voor het uitvoeren van een nadere analyse.

De overschrijding in WG27 (Harlingen-Zwarte Haan) betreft een relatief beperkt aantal Kanoetstrandlopers. Ook drie van de referentie HVP's laten een overschrijding zien in 2017. De overschrijding in WG24 (Griend) heeft betrekking op enkele duizenden extra kanoetstrandlopers meer dan verwacht op basis van de trend. Het totale aantal Kanoetstrandloper in de westelijke Waddenzee was in 2017 hoog, het jaar heeft het op vijf na hoogste aantal van de 44 jaar aan waarneming, zoals zichtbaar in Figuur 39. In het licht van de totale aantallen is de overschrijding op WG27 van beperkte orde en wordt deze niet nader beschouwd.



Figuur 39 Grafiek met de totale aantallen Kanoetstrandlopers in september voor de tien HVP's, gerangschikt van hoogste -links, naar laagste – rechts.

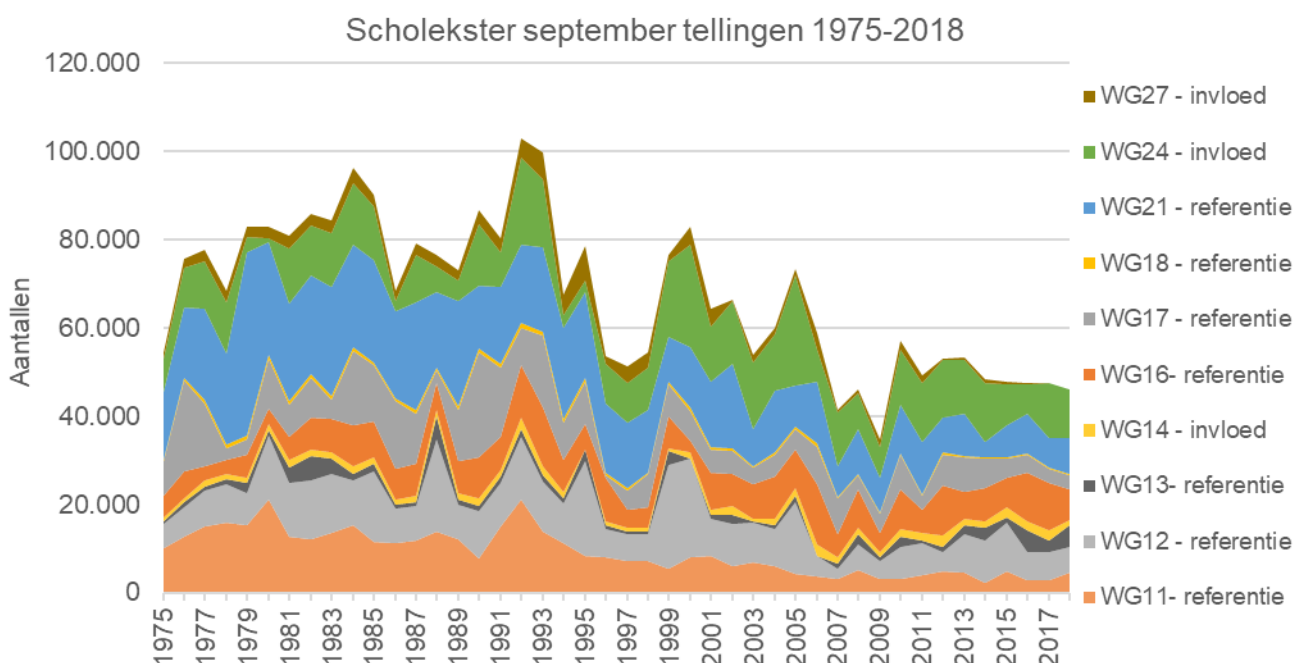
5.5 Scholekster

5.5.1 Waarnemingen

Scholeksters zijn plaatstrouwen 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.

De aantallen van de scholekster laten voor de gehele Waddenzee (en voor heel Nederland) een afname zien (<http://s1.sovon.nl/soorten.asp?euring=4500>) en dit geldt ook voor het broedsucces van deze soort (Koffijberg et la., 2017). In de grafiek met de aantalsontwikkelingen op de HVP's nabij het invloedsgebied en

bij de referentiegebieden in Figuur 40 is ook zichtbaar dat de aantallen scholeksters in de vorige eeuw gemiddeld hoger waren dan in deze eeuw. Deze afname is overigens niet in alle gebieden zichtbaar, ten zuidoosten van Harlingen nemen de waargenomen aantallen scholeksters zelfs toe. Er is een heel scala aan negatieve invloeden op de aantallen van Scholeksters beschreven, waarbij het op dit moment niet goed mogelijk is een dominante oorzaak te benoemen (Ens *et al.* 2012). Volgens de meest recente draagkracht berekeningen is geen sprake van een overvloed aan voedsel in de Waddenzee; de huidige aantallen (die onder het instandhoudingsdoel liggen) komen overeen met de berekende draagkracht (Rappoldt & Ens 2013). Bij het beschouwen van de aantal ontwikkelingen zal de autonome afname van de aantallen scholekster goed in oenschouw moeten worden genomen.



Figuur 40 Grafiek van het aantal scholeksters in de maand september in de verschillende referentie HVP's en de HVP's bij het invloedsgebied.

5.5.2 Trendbepaling

5.5.2.1 Methodiek

In onderstaande tabel (Tabel 24) staat voor de bruikbare datasets (zie Tabel 4) aangegeven of de data onafhankelijk is (dus geen auto-correlatie) of er dan een andere correlatie te vinden was (via Spearman). In de laatste kolom is aangegeven welke toets is gebruikt om tot een bovengrens en een ondergrens te komen.

Tabel 24. Weergave van de statische toets die is uitgevoerd om de signaleeringswaarde te bepalen.

Scholekster HVP	Onafhankelijk?	Correlatie?	toets
WG11- referentie	Nee	-	ARIMA
WG12 - referentie	Ja	Nee	Gemiddelde + SD
WG13- referentie	Ja	Nee	Gemiddelde + SD
WG14 - invloed	Nee	-	ARIMA
WG16- referentie	Nee	-	ARIMA

Scholekster HVP	Onafhankelijk?	Correlatie?	toets
WG17 - referentie	Nee	-	ARIMA
WG18 - referentie	Nee	-	ARIMA
WG21 - referentie	Nee	-	ARIMA
WG24 - invloed	Ja	Nee	Gemiddelde + SD
WG27 - invloed	Nee	-	ARIMA

Trends

De trends voor de aantallen Scholeksters op de HVP's in september zijn opgenomen in Tabel 25. De trends zijn weergegeven in de vorm van de ondergrens en de bovengrens, zoals die is bepaald op van de ARIMA's of het gemiddelde + standaarddeviatie (zie Tabel 24). In Tabel 25 zijn ook de getelde aantallen scholeksters opgenomen, waarbij is aangegeven of deze aantallen overeenkomen met de trend (groen: aantallen tussen de onder- en de bovengrens), of dat sprake is van een onderschrijding (oranje: waarde onder ondergrens), of een overschrijding (geel: waarde boven de bovengrens). Ter illustratie zijn de waarnemingen en trends zoals die met de ARIMA's zijn bepaald, opgenomen in Figuur 41 voor de HVP's nabij het invloedsgebied en in Figuur 42 voor de referentie HVP's.

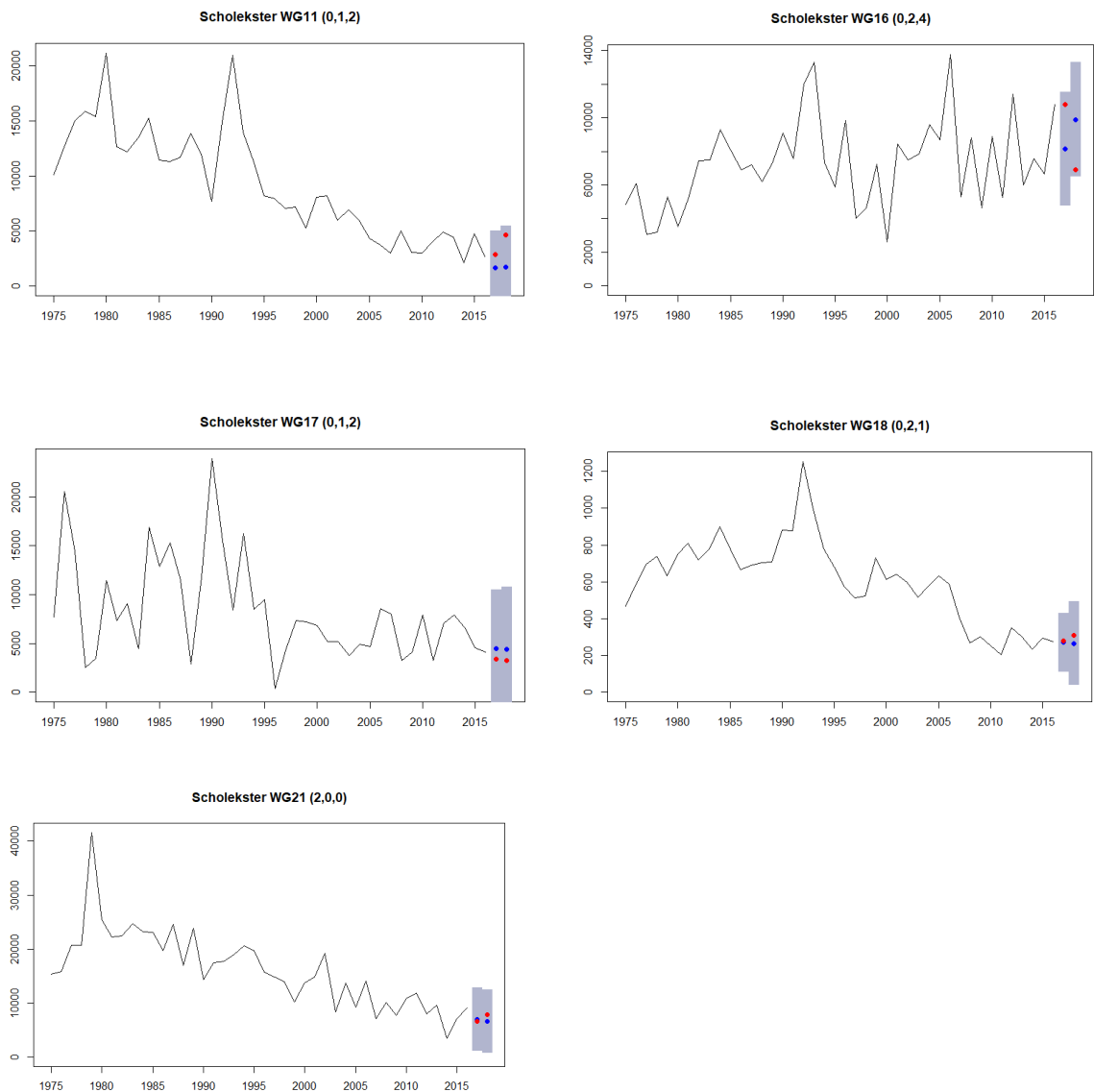
In vergelijking met de twee andere vogelsoorten liggen de aantallen scholeksters in de gebieden dicht bij elkaar. Over het algemeen zijn in de HVP's enkele duizenden scholeksters aanwezig, met uitzondering van Den Helder (WG18), waar enkele honderden exemplaren worden aan getroffen en Harlingen-Zwarte Haan (WG27), waar de bovengrens op 1.802 exemplaren ligt.

In referentiegebied Vlieland (WG12) is in 2017 en in 2018 sprake van een onderschrijding van de aantallen. De aantallen scholeksters bij WG12 in deze jaren passen bij de aantallen die sinds het begin van de 21^{ste} eeuw worden waargenomen. De ondergrens ligt hoger dan deze waarden, omdat hierin de hogere waarden van de jaren '80 en '90 van de vorige eeuw doorwerken. In 2017 is in twee referentiegebieden Richel (WG13) en Griend (WG24) sprake van een overschrijding. In 2018 is in één referentiegebied Griend (WG24) sprake van een overschrijding.

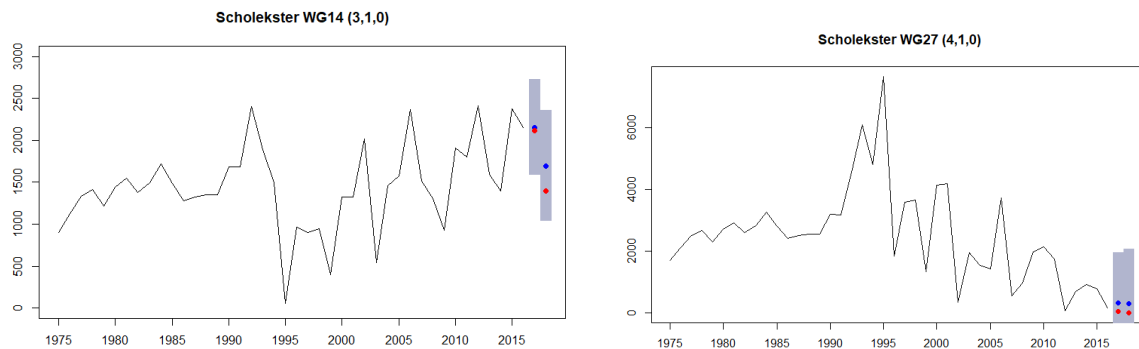
Tabel 25 Signaleringswaarden (ondergrens en bovengrens) in 2018 en 2019 voor de aantallen Scholeksters in september, bij een 80% betrouwbaarheidsinterval. De gemeten waarde voor beide jaren zijn weer gegeven in de eerste kolom van elk jaar en rood gearceerd als ze onder de ondergrens zitten, groen als ze er tussen in zitten en geel als ze boven de bovengrens zitten.

Scholekster HVP september						
Gebied	September 2017			September 2018		
	Geteld	Ondergrens	Bovengrens	Geteld	Ondergrens	Bovengrens
WG11 Texel	2.891	0	5.061	4.660	0	5.452
WG12 Vlieland	6.392	9.123	11.115	5.730	9.123	11.115
WG13 Richel	2.610	1.436	1.959	4.780	1.430	1.955
WG14 Harlingen	2.112	1.580	2.727	1.397	1.032	2.361
WG16 Wieringen	10.780	4.774	11.543	6.893	6.495	13.310
WG17 Balgzand	3.376	0	10.514	3.269	0	10.822
WG18 Den Helder	280	111	429	308	38	493
WG21 Terschelling	6.649	1.142	12.831	7.910	767	12.499

Scholekster HVP september						
WG24 Griend	12.300	9.753	11.787	10.982	9.753	11.787
WG27 Friese kust	50	0	1.963	4	0	2.074



Figuur 41 Grafieken met de waarnemingen en de ARIMA-trends van de aantallen in de HVP's nabij de referentiegebieden. De 80% zekerheidsmare is in lichtgrijs weergegeven. De rode punten staan voor de gemeten waarden in 2017 en 2018 en de blauwe voor de trends.



Figuur 42 Grafieken met de waarnemingen en de ARIMA-trends van de aantallen scholeksters in de HVP's nabij het invloedsgebied. De 80% zekerheidsmare is in lichtgrijs weergegeven. De rode punten staan voor de gemeten waarden in 2017 en 2018 en de blauwe voor de trends.

5.5.3 Beslisschema en duiding

De aantallen van de scholekster in 2017 en 2018 op de HVP's bij het invloedsgebied liggen binnen de trendmatig bepaalde bandbreedte, op de hoge aantallen bij Griend (WG24) na. Omdat naast de overschrijding bij Griend geen grootschalige overschrijdingen optreden in de referentiegebieden, is dit volgens het beslisschema in Figuur 8 geen aanleiding voor het uitvoeren van een nadere analyse. De waargenomen aantallen, hoewel laag voor WG27, passen bij de waarden die in de 21^{ste} eeuw in het gebied zijn aangetroffen.

6 RUIENDE BERGEENDEN

6.1 Inleiding

De bergeend is vooral een kustbewoner, die in (konijnen)holen broedt en zich voedt met (week)dierpjes uit zachte slikbodems. De bergeend vertoont zich als broedvogel steeds vaker in het binnenland. De aanwezige aantallen zijn het hoogst van juli tot en met september. Na het broeden maken bergeenden een complete rui door. Van jaar op jaar varieert het moment waarin de grootste concentratie bergeenden aanwezig is. Dit moment valt binnen de periode van zes weken van eind juli tot eind augustus. Gedurende de ruiperiode, die ongeveer een maand duurt, kunnen de dieren niet of nauwelijks vliegen. Ze zijn dan erg kwetsbaar voor verstoring en zoeken veilige, voedselrijke ruigebieden op. Luwte is een belangrijke voorwaarde voor een goede ruiplaats en dat betekent een gebied waar wind en storm geen vat op hebben. Door harde wind lopen de bergeenden namelijk het risico over grotere afstanden verplaatst te worden (Nehls et al., 1992). Daarnaast moet de kans op verstoring laag zijn, en tenslotte moet het gebied voedsel bieden.

Lange tijd brachten vrijwel alle West-Europese Bergeenden de rui door in de Duitse Waddenzee. Vanaf ongeveer 1995 doen ze dat in toenemende mate ook in de Nederlandse Waddenzee, met name voor de Friese Kust bij Harlingen (Kleefstra *et al.*, 2011; Kempf & Kleefstra, 2013). Hier verblijven dan tienduizenden bergeenden in gebieden met veel voedsel (slijkgarnalen) en weinig scheepvaart (rust). De in ons land getelde aantallen namen in de afgelopen tientallen jaren duidelijk toe door de gedeeltelijke verschuiving van ruiplaatsen. Ook op de zoete wateren en in de Westerschelde namen de aantallen bergeenden toe, maar deze aantallen zijn aanmerkelijk kleiner dan de aantallen in de westelijke Waddenzee.

De grote aantallen bergeenden worden in het gebied ten oosten van de Ballastplaat alleen aangetroffen tijdens de ruiperiode. Waarschijnlijk omdat dit gebied voldoet aan de drie eisen die bergeenden stellen aan hun ruigebied: beschutting, rust en voldoende voedsel. De noordzijde van de Ballastplaat en het aangrenzende Kimstergat is aantrekkelijk voor ruiende bergeenden en er worden grote aantallen van aangetroffen. Hier is de Ballastplaat een hoge plaat met zachte modder. De plaat is daardoor op veel plaatsen moeilijk te belopen. Verder is het aangrenzende Kimstergat geen doorgaande vaarroute. Er varen weinig pleziervaartuigen en maar weinig schepen gebruiken dit gebied als ankerplaats (men vaart dan liever door naar de haven van Harlingen). Daarbij ligt deze locatie in de luwte van Griend, wat beschutting tegen storm biedt (Kraan et al., 2006).

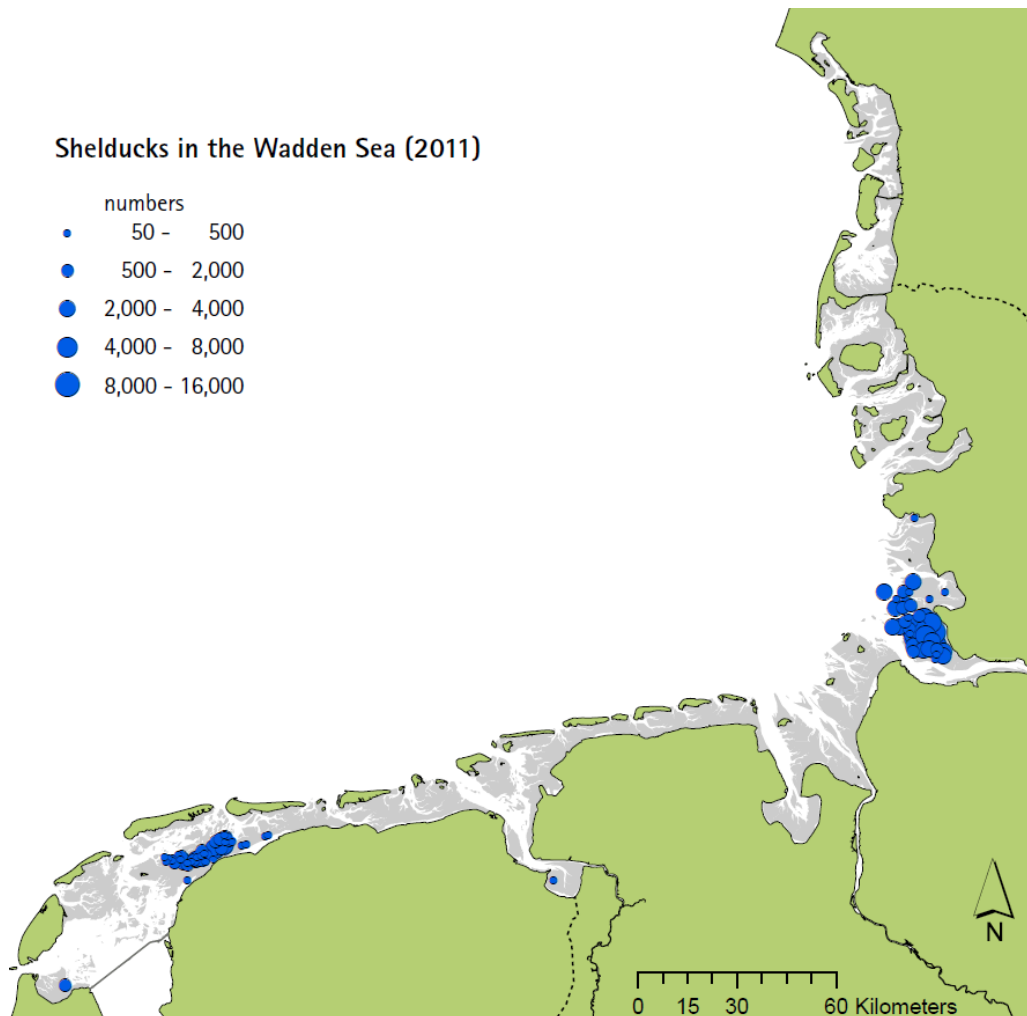
De Ballastplaat heeft voor bergeenden veel voedsel te bieden. De slijkgarnaal is één van de belangrijke prooien voor de bergeend (Swennen & Mulder 1995) en deze soort is hier volop aanwezig. In andere ruigebieden is de voedselkeuze anders. Op het Balgzand en de Breehorn wordt vooral het groenwier *Enteromorpha flexuosa* gegeten (Swennen & Mulder, 1995), terwijl in het Duitse wadengebied vooral kleine nonnetjes worden gegeten (Nehls et al, 1992). Kraan et al. (2006) lieten zien dat de slijkgarnaal nergens in de Waddenzee zo algemeen is als op de Ballastplaat. Het NIOZ-rapport (Duijns e.a., 2013) laat zien dat in het gebied relatief hoge biomassa's van slijkgarnalen, wadslakjes en nonnetjes in het gebied ten oosten van de Ballastplaat aanwezig zijn. Bergeenden foerageren wanneer er een beetje water op de wadplaten staat. Ze foerageren zwemmend en gondelend. Bergeenden foerageren voornamelijk tijdens afgaand water op deze slijkgarnalen. Tijdens laagwater verzamelen de bergeenden in de geulen, langs plaatranden.

6.2 Data en aanpak analyse

Omdat bergeenden het gebied gebruiken als ruigebied, is de monitoring gericht op de ruiperiode. De tellingen worden uitgevoerd tijdens laagwater, als de bergeenden verzamelen in de geulen, langs plaatranden. De afstand van de dijk tot het rui- en foerageergebied is dermate groot dat het bruikbare waarnemingen vanaf land feitelijk onmogelijk maakt. De aantallen bergeenden in het gebied zijn vast te stellen vanuit het vliegtuig en vanaf schepen. In 2010-2012 zijn vanuit het vliegtuig tellingen uitgevoerd door IMARES. In 2010-2019 zijn tellingen uitgevoerd vanaf schepen door de Wadden Unit van het Ministerie van EZ, in samenwerking met SOVON.

De gegevens van de Bergeenden betreffen specifieke gegevens van één gebied, gedurende een vaste periode per jaar. Dit is één van de twee gebieden in de gehele Waddenzee waar zulke grote concentraties ruiende Bergeenden worden aangetroffen, zoals zichtbaar is in Figuur 43. Het andere gebied ligt ten noorden van de Elbemonding in de Duitse bocht. Sinds de eeuwwisseling is het aantal ruiende bergeenden bij de Elbemonding afgenomen en in de Nederlandse Waddenzee toegenomen (Kempf en Kleefstra, 2013).

De tellingen van de aantallen ruiende bergeenden in de Nederlandse Waddenzee hebben vanaf 2010 plaatsgevonden, zodat in tegenstelling tot de tellingen op de HVP's geen langjarige datareeks beschikbaar is. Daarbij kan geen gebruik worden gemaakt van de aantallen in een referentiegebied in een nabijgelegen kombergingsgebied, omdat dit gebied de enige grootschalige ruillocatie in de Nederlandse Waddenzee is. De ruillocatie in de Duitse bocht is in dermate veel opzichten (onder andere veel groter getijslag, ligging in monding van estuarium, blootstelling aan de wind) anders dan die bij de Vlakte van Oosterbierum, dat deze niet geschikt is als referentiegebied.

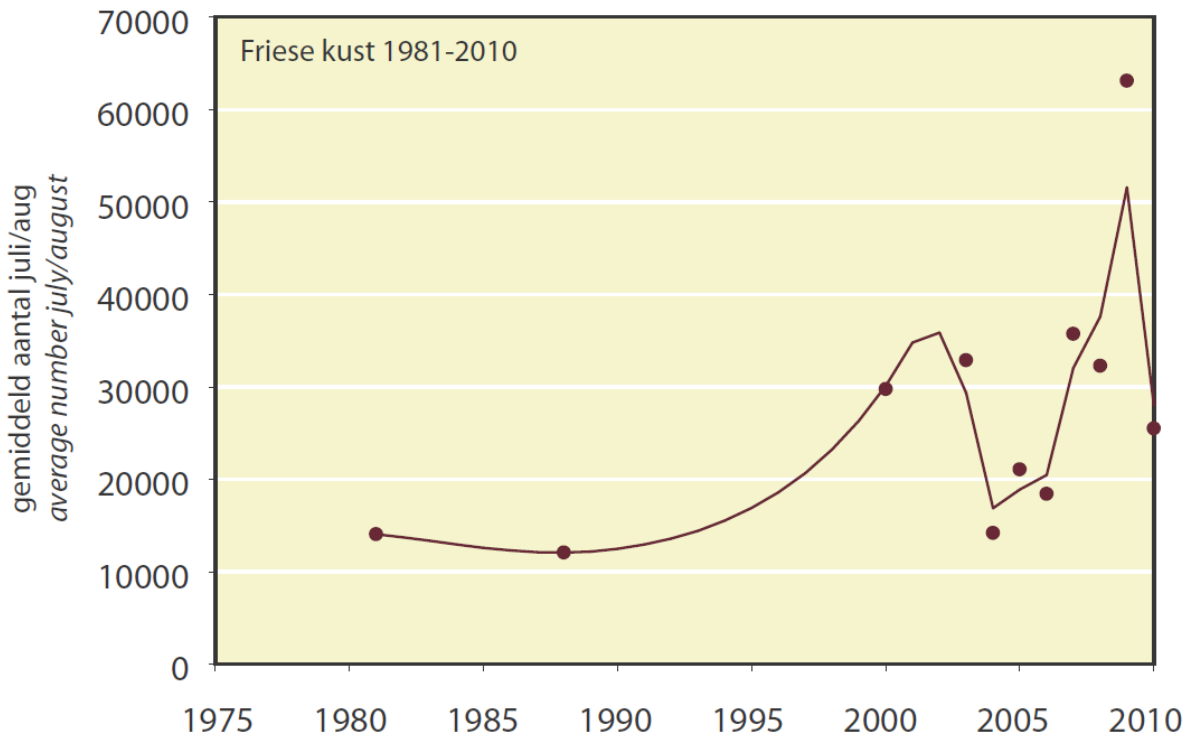


Figuur 43 Verdeling en aantallen van ruiende Bergeenden in de Deens, Duitse en Nederlandse Waddenzee (uit Kempf en Kleefstra, 2013).

6.3 Analyse en duiding

Vanaf halverwege de jaren '90 heeft de toename van het aantal ruiende bergeenden plaatsgevonden langs de Friese kust, zoals is geïllustreerd in Figuur 44. In deze grafiek is ook zichtbaar dat in 2009 al aantallen

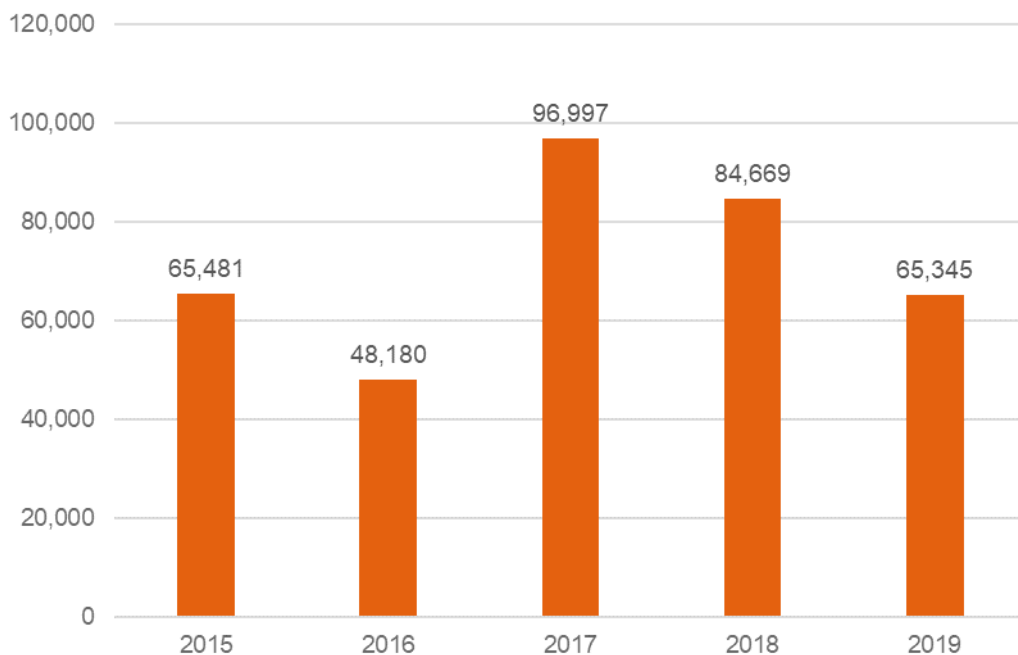
van meer dan 60.000 bergeenden aanwezig waren in het gebied.



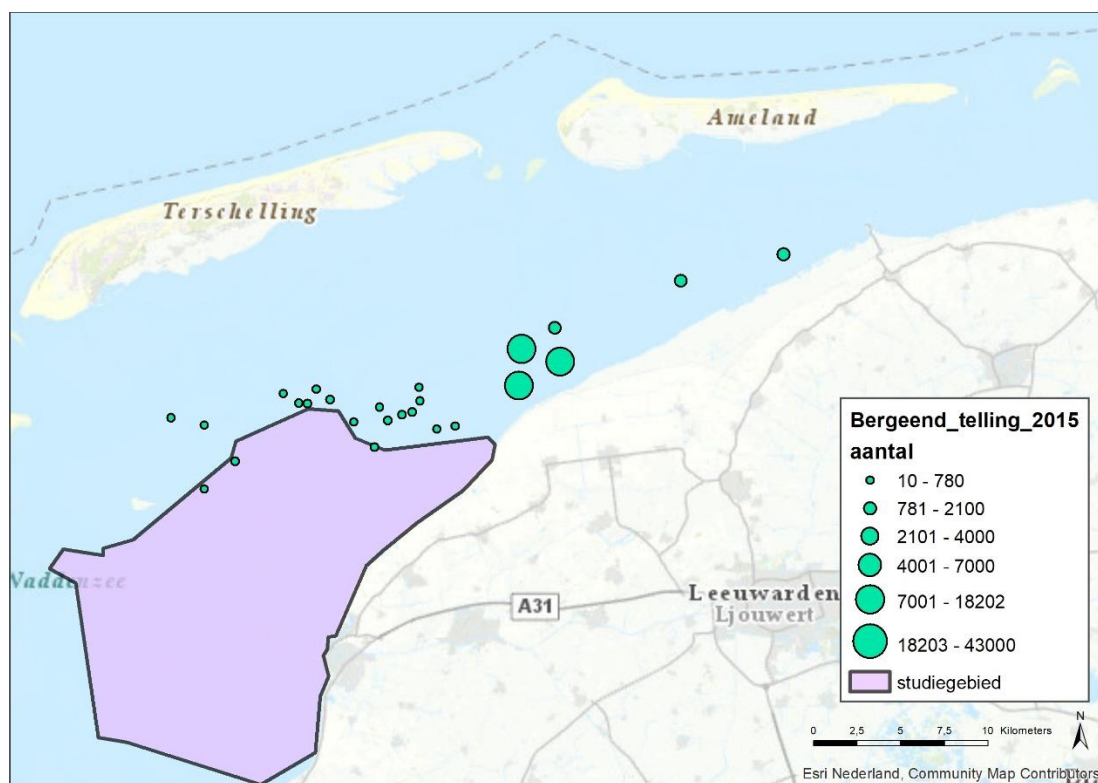
Figuur 44 Aantallen bergeenden bij de Friese kust in de periode 1980-2010 (uit Kleefstra et al., 2011)

In Figuur 45 is zichtbaar dat de getelde aantallen van bergeenden fluctueren van minimaal 48.000 (2016) tot maximaal 98.000 (2019), zoals zichtbaar is. In Figuur 46 tot en met Figuur 50 staan kaarten van de aantallen ruiende bergeenden. Duidelijk is dat niet alleen de aantallen fluctueren, maar ook dat per jaar de gebieden waar de concentraties bergeenden aanwezig zijn verschillen. Van eerdere jaren (voor 2015) zijn geen digitale waarnemingen beschikbaar. Gerapporteerde oudere waarnemingen in Kempf & Kleefstra (2013), vanuit de boot betreffen aantallen van 49.660 in 2010, 49.120 in 2011 en 66.103 in 2012 voor dit gebied.

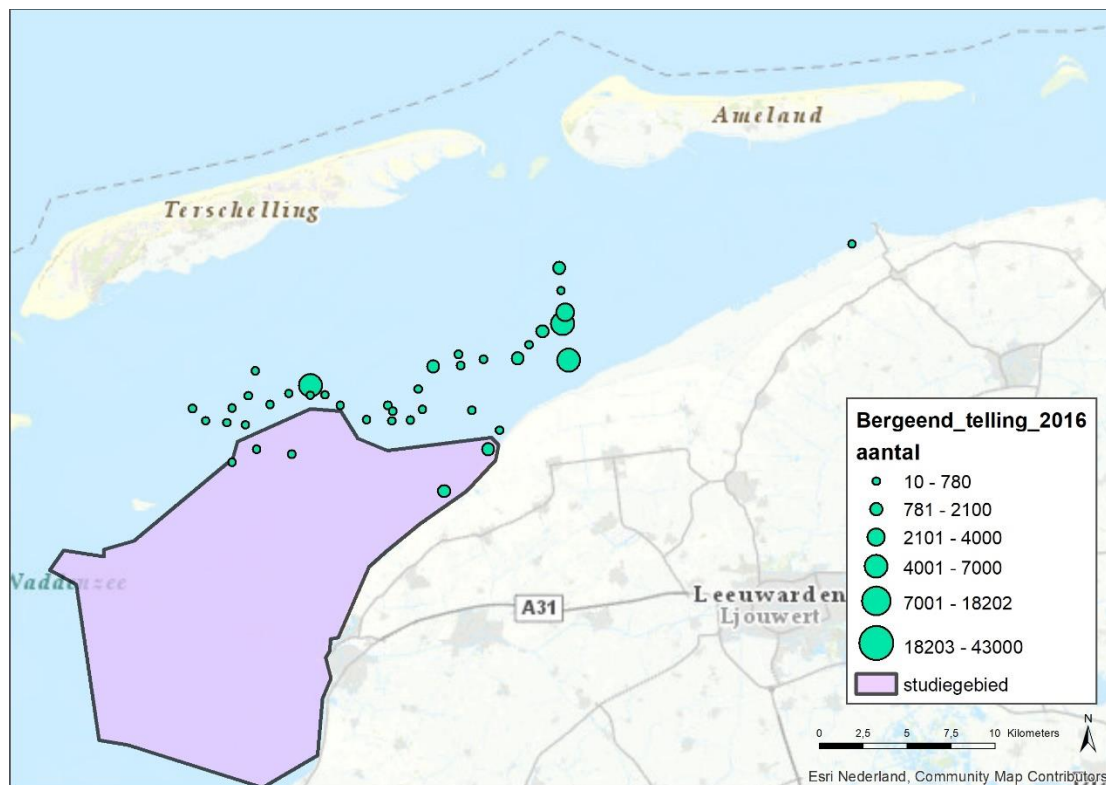
De gerapporteerde aantallen tot en met 2010 in de grafiek in Figuur 44 en de aantallen in Kempf & Kleefstra (2013) laten zien dat vanaf 2009 grote aantallen bergeenden aanwezig waren. Vanwege het beperkte aantal jaren waarvoor de gegevens (digitaal) beschikbaar zijn, is het niet mogelijk om een trendanalyse uit te voeren, zoals dat bij de vogels op de HVP's is gedaan. Na 2009 lijkt geen sprake te zijn van een structurele toe- of afname. Wel is sprake van grote fluctuaties in de aantallen ruiende bergeenden van jaar op jaar.



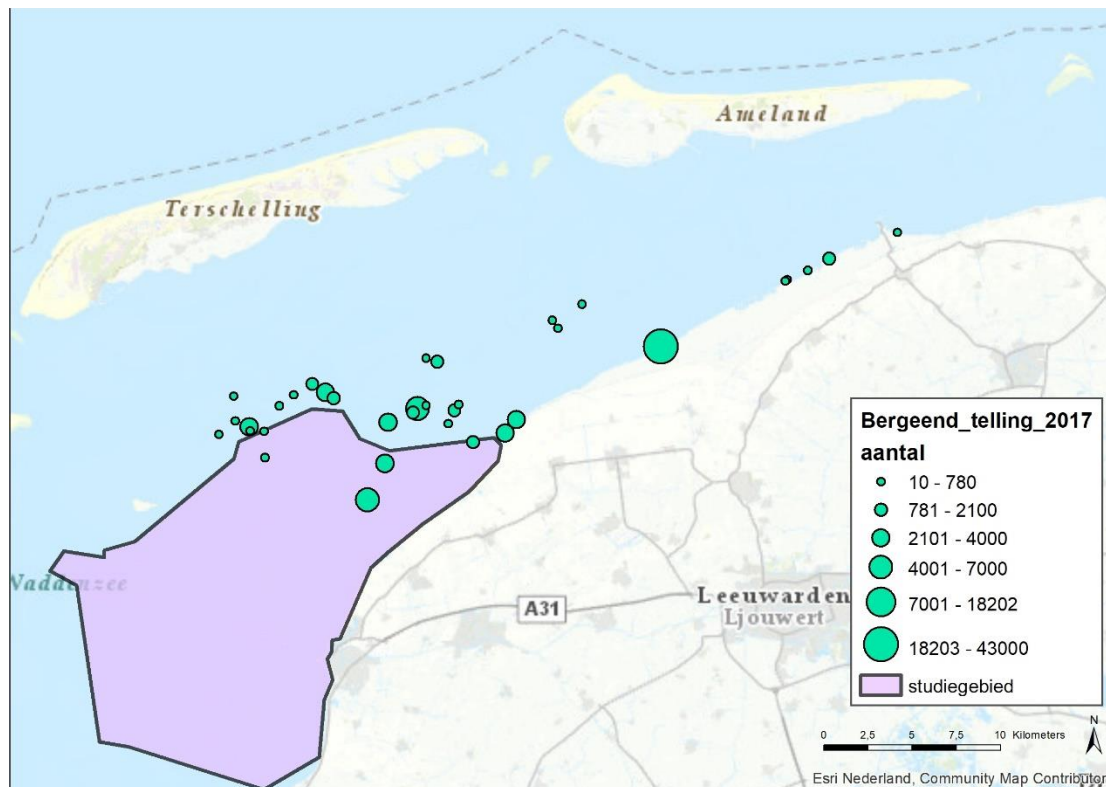
Figuur 45 Aantal getelde ruiende bergeenden in de omgeving Ballastplaat-Vlakte van Oosterbierum per jaar.



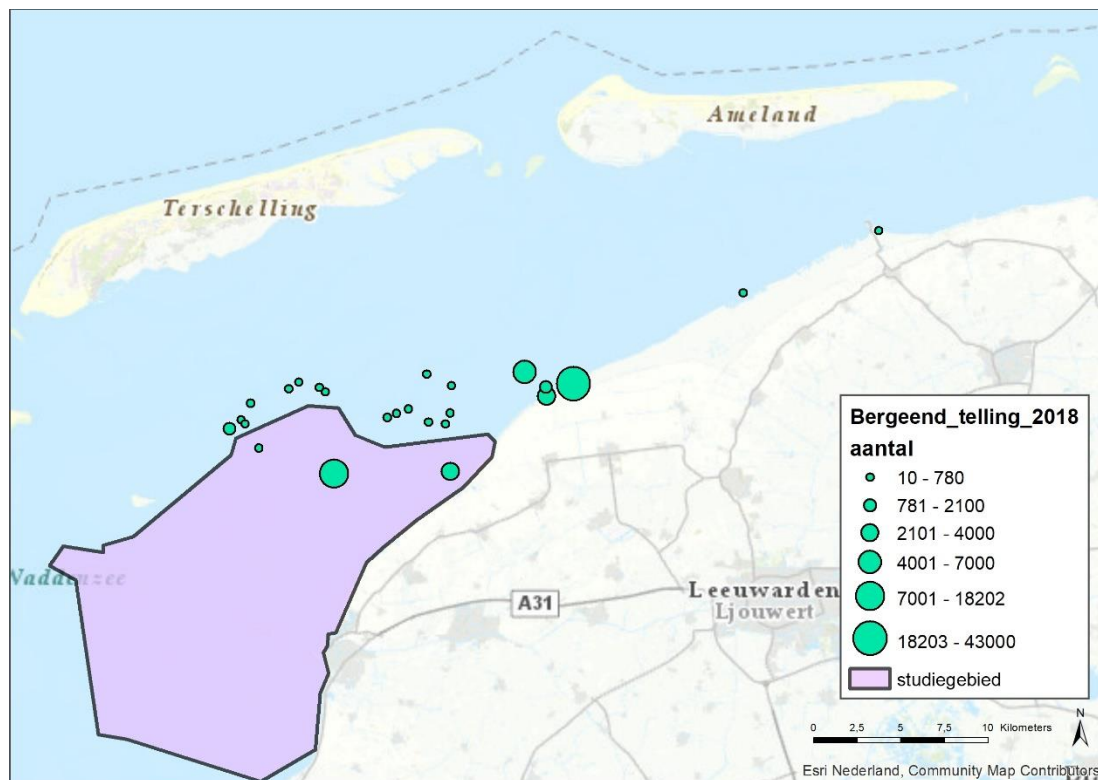
Figuur 46 Aantallen ruiende bergeenden in en rondom het studiegebied in 2015.



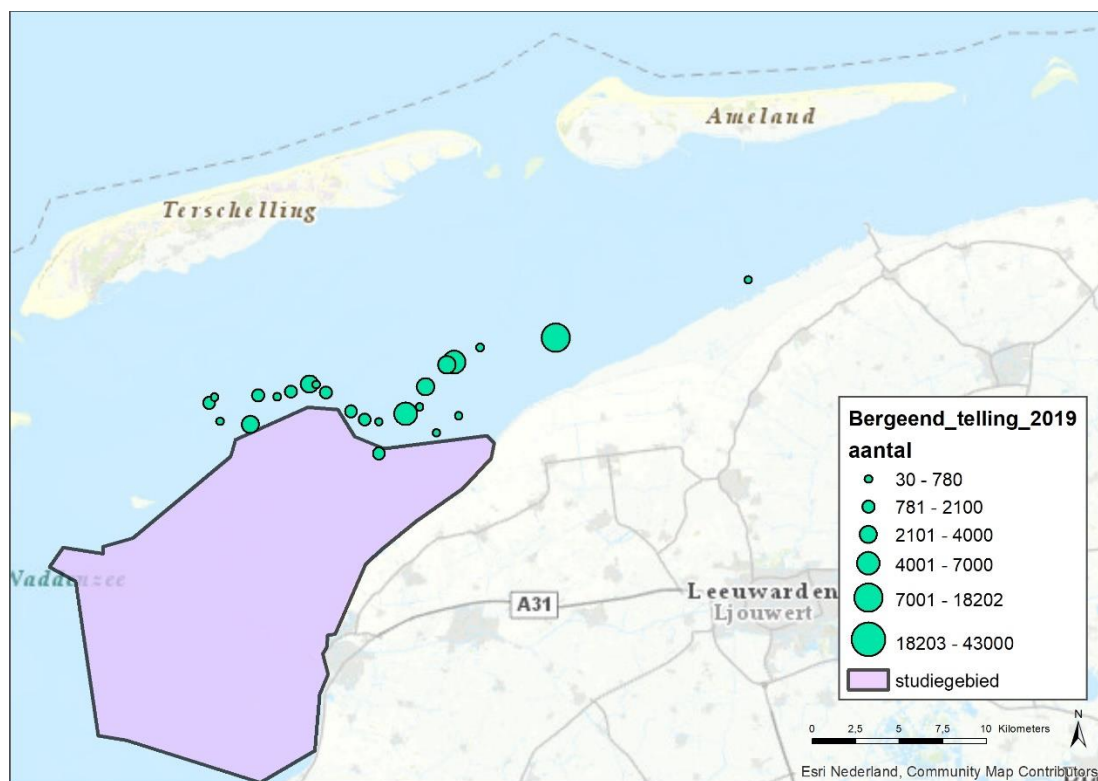
Figuur 47 Aantallen ruiende bergeenden in en rondom het studiegebied in 2016.



Figuur 48 Aantallen ruiende bergeenden in en rondom het studiegebied in 2017.



Figuur 49 Aantallen ruiende bergeenden in en rondom het studiegebied in 2018.



Figuur 50 Aantallen ruiende bergeenden in en rondom het studiegebied in 2019.

7 DISCUSSIE EN CONCLUSIES

Benthos

De benthos gegevens zijn goed bruikbaar om inzicht te geven in de aantallen en de biomassa van de drie geselecteerde soorten op de verschillende locaties. De dichtheden en de biomassa van de drie schelpdiersoorten varieert sterk van jaar op jaar en ook van gebied tot gebied. De variatie blijkt het grootst te zijn voor de biomassa van de mosselen. Tijdens de sessie met de groene wetenschap hebben 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, 20017), 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 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.

HVP tellingen

De HVP-tellingen van de drie vogelsoorten geven goed inzicht in de aantallen in de verschillende delen van het waddengebied, waaronder het invloedsgebied voor de zoutwinning. Hierbij kan op voorhand worden vastgesteld dat, vanwege de verschillen in het gebruik van het waddengebied door de drie soorten, in combinatie met de wijze van tellen, de drie soorten zeer verschillende patronen vertonen.

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.

Door te werken met de trends in HVP's nabij het invloedsgebied en in referentiegebieden wordt rekening gehouden met de autonome fluctuaties in de aantallen.

Ruiende bergeenden

De monitoring van de ruiende bergeenden is een 'dedicated' monitoring, die specifiek is gericht op deze soort in dit gebied, tijdens het ruien. De gegevens zijn uitstekend bruikbaar om vast te stellen welke aantalsontwikkelingen optreden in de aantallen ruiende bergeenden. De gebieden waar de bergeenden ruien liggen aan de oostzijde van de Vlakte van Oosterbierum, aan de oostzijde van het invloedsgebied van de zoutwinning en ver van het gebied waar bodemdaling door zoutwinning zal plaatsvinden. De bepalende factoren voor de aanwezigheid van de bergeenden liggen in de combinatie van voldoende rust en voldoende voedsel. Het voedsel voor de bergeenden in dit gebied lijkt voornamelijk te bestaan uit slijkgarnalen die op het oppervlak van slikkige wadplaten leven. De bergeenden foerageren tijdens afgaand water, als er nog een laag water op de wadplaten staat. Het is niet aannemelijk dat de daling van de bodem invloed heeft op het aanbod en de bereikbaarheid ervan, als het aandeel ondiep water en het slijgehalte vergelijkbaar blijft.

8 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. & Dekker, R., 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., Philippart C.J.M., 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. & Drent, J. 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. & Drent, J., 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. & van der Meer, J., 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., Roodbergen M., van Winden E., Koffijberg K. & 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., Drent, J., Troost, K., Buttger, H., Dankers, N., Jansen, J., Stralen van M., Millat, G., Herlyn, M., Philippart, C.J.M. 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., Dekinga, A., Holthuijsen, S., van der Meer, J., Mosk, D., Piersma, T. & van der Veer, H.W. (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 (JMMB).

- Kempf, N., & Kleefstra, R. (2013). Moulting Shelduck in the Wadden Sea 2010-2012.
- 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., Cremer, J. S. M., De Boer, P., Nienhuis, J., Schekkerman, H., Oosterbeek, K., & Postma, J. (2017). Broedsucces van kustbroedvogels in de Waddenzee.
- Kraan, C., Piersma, T. Dekinga, A. & B. Fey, (2006) Bergeenden vinden Slijkgarnaaltjes en rust op nieuwe ruiplaats bij Harlingen. *Limosa* 79 (2006): 19-24
- 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.
- Macleane, I.M.D., G.E. Austin, M.M. Rehfisch, 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., Dijkema K.S., 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., Beukema J.J., Cadée G.C., Dekker R., Goedhart P.W., van Iperen J.M., Leopold M.F. & Herman P.M.J. 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. & Ens B.J. 2013. Het effect van bodemdaling op overwinterende scholeksters in de Waddenzee. Een modelstudie met WEBTICS. *EcoCurves* rapport 17/ Sovon-rapport 2013/19.
- Rappoldt, C., & Ens, B. J. (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.
- Swennen, C. & T. Mulder 1995. Ruiende Bergeenden *Tadorna tadorna* in de Nederlandse Waddenzee. *Limosa* 68: 15-20.
- Troost, K. & Van Asch, M. (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., Troost, K., van Asch, M., Perdon, J. & van Zweeden, C. (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., Beukema, J. & Dekker, R. (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.

COLOFON

MONITORING ECOLOGIE STUDIEGEBIED ZOUTWINNING WADDENZEE TNUL-SITUATIE 2019

KLANT

Frisia Zout

AUTEUR

Belinda J. Kater

PROJECTNUMMER

C03081.000369

ONZE REFERENTIE

D10006573:72

DATUM

29 april 2020

STATUS

Definitief

GECONTROLEERD DOOR

Jelmer Cleveringa
Senior Advisor Coastal Morphodynamics

VRIJGEGEVEN DOOR

Belinda J. Kater
Teamleider Natuur & Biodiversiteit Noord-Oost

Arcadis Nederland B.V.

Postbus 137
8000 AC Zwolle
Nederland
+31 (0)88 4261 261

www.arcadis.com