Ecoauthor ï

Scientific Writing & Ecological Expertise

Wageningen Marine Research

T0 beoordeling kwaliteitstoestand NCP op basis van de Benthische Indicator Soorten Index (BISI)

Toestand en ontwikkelingen van benthische habitats en KRM-gebieden op de Noordzee in en voorafgaand aan 2015

Sander Wijnhoven

Uitgevoerd in opdracht van het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit (LNV) in overleg met het Ministerie van Infrastructuur & Waterstaat (IenW).

Eindrapport, 31 augustus 2018

Ecoauthor Report Series 2018 - 01

Ecoauthor
Scientific Writing & Ecological Expertise

KvK (CoC) number 65611330

info@ecoauthor.net
www.ecoauthor.net

Leeuwerikhof 16,
NL-4451 CW Heinkenszand,
the Netherlands

Dankwoord

Graag dank aan het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit (LNV) en Anne-Marie Svoboda (Directie Natuur & Biodiversiteit) in het bijzonder voor het gunnen en mogelijk maken van de opdracht. Tevens dank aan Wageningen Marine Research en Oscar Bos in het bijzonder voor het mogelijk maken van de opdracht, zijn waardevolle becommentariëring van een concept versie en de prettige samenwerking. Pim van Avesaath (AMAECON) in het bijzonder bedankt voor zijn bijdrage aan en de discussie rond Hoofdstuk 4.5 - *Indicatieve oorspronkelijke ónverstoordeô referentie*, waarvoor de auteur hem zeer erkentelijk is. Tevens dank aan Maarten Platteeuw, Willem van Loon en Suzanne Stuijfzand (allen Rijkswaterstaat Water, Verkeer en Leefomgeving) voor hun waardevolle commentaren en/of opmerkingen op en naar aanleiding van de concept rapportage.

© Copyright, 2018. **Ecoauthor** ï *Scientific Writing & Ecological Expertise*, Heinkenszand, the Netherlands.

All rights reserved. No part of this publication may be reproduced and/or published in print, photocopy or microfilm or on audio tape, electronically or by any other means, or saved in a storage system without prior written permission from the authors or the owner of Ecoauthor.

Foto voorkant: Permanent overstroomde zandige bodem nabij Den Helder, voorbeeld van HR habitat H1110b. Foto O.G. Bos, afkomstig uit de Wageningen University & Research ï Image Collections.

Report should be cited as:

Wijnhoven, S. (2018). T0 beoordeling kwaliteitstoestand NCP op basis van de Benthische Indicator Soorten Index (BISI). Toestand en ontwikkelingen van benthische habitats en KRM gebieden op de Noordzee in en voorafgaand aan 2015. Rapport Ecoauthor & Wageningen Marine Research. Ecoauthor Report Series 2018 - 01, Heinkenszand, the Netherlands.

Inhoud

Samenvatting 5
1. Introductie 9
2. Definities 14
3. Methoden 16
3.1 Data gebruikt voor recent historische analyses 16
3.2 Evaluatie kwaliteitstoestand ó Gebieden met bijzondere ecologische waardenô 18
3.2.1. Centrale Oestergronden (COE) 18
3.2.2. Friese Front (FF) 19
3.2.3. Doggersbank (DB) 19
3.2.4. Voordelta (VD) 20
3.2.5. Noordzeekustzone (NZKZ) 20
3.2.6. Vlakte van de Raan (VvdR) 21
3.2.7. Klaverbank (KB) 21
3.2.8. Bruine Bank (BB) 21
3.3 Evaluatie kwaliteitstoestand (EUNIS) ecotopen op landelijk niveau 22
3.3.1. Diep slibrijk (Offshore circalittoral mud) 23
3.3.2. Diep zand (Offshore circalittoral sand) 24
3.3.3. Diep grof sediment (Offshore circalittoral coarse sediment) 24
3.3.4. Ondiep tot matig diep zand (Circalittoral sand) 24
3.3.5. Ondiep tot matig diep grof sediment (Circalittoral coarse sediment) 25
3.3.6. Ondiep tot matig diep slibrijk (Circalittoral mud) 26
3.4 Kwaliteitstoestand HR habitats op NCP niveau 26
3.4.1. H1110 (Permanent overstroomde zandbanken) 27
3.4.2. H1170 (Riffen) 28
3.5 Evaluatie effectiviteit maatregelen 28
3.5.1. Gesloten gebieden Doggersbank 29
3.5.2. Gesloten gebieden Noordzeekustzone 29
3.5.3. Gesloten gebieden Vlakte van de Raan 30
3.5.4. Werkwijze overige gebieden 30
4. Resultaten 32
4.1 Kwaliteitstoestand ó Gebieden met bijzondere ecologische waardenô 32
4.1.1. Centrale Oestergronden (COE) 32
4.1.2. Friese Front (FF) 34
4.1.3. Doggersbank (DB) 35
4.1.4. Voordelta (VD) 37

4.1.5. Noordzeekustzone (NZKZ) 38
4.1.6. Vlakte van de Raan (VvdR) 40
4.1.7. Klaverbank (KB) 41
4.1.8. Bruine Bank (BB) 42
4.2 Kwaliteitstoestand (EUNIS) ecotopen op landelijk niveau 43
4.2.1. Diep slibrijk (Offshore circalittoral mud) 43
4.2.2. Diep zand (Offshore circalittoral sand) 44
4.2.3. Diep grof sediment (Offshore circalittoral coarse sediment) 46
4.2.4. Ondiep tot matig diep zand (Circalittoral sand) 46
4.2.5. Ondiep tot matig diep grof sediment (Circalittoral coarse sediment) 48
4.2.6. Ondiep tot matig diep slibrijk (Circalittoral mud) 49
4.3 Kwaliteitstoestand HR habitattypen op NCP niveau 50
4.3.1. H1110 (Permanent overstroomde zandbanken) 50
4.3.2. H1170 (Riffen) 52
4.4 Kwaliteitstoestand ógeslotenô gebieden 52
4.4.1. T0 gesloten gebieden Doggersbank 52
4.4.2. T0 gesloten gebieden Noordzeekustzone 53
4.4.3. T0 gesloten gebieden Vlakte van de Raan 53
4.5 Indicatieve oorspronkelijke ónverstoordeô referentie 53
5. Algemene discussie 59
5.1 Verhouding tussen druk en effect 59
5.2 Aandachtspunten BISI 60
5.3 Verdere ontwikkeling van de BISI 61
5.4 KRM Benthische habitats kwaliteitsbeoordeling (D6C3) 61
6. Literatuur 63
Annex 1. KRM factsheet D6C3 Benthische habitats kwaliteit (BISI) 68
Appendix 1. Resultaten evaluaties op basis van de BISI (algemene kwaliteit en specifieke evaluaties) voor alle jaren met data beschikbaar. 69
1.1 Kwaliteitstoestand ó Gebieden met bijzondere ecologische waardenô 69
1.1.1. Centrale Oestergronden (COE) 69
1.1.2. Friese Front (FF) 72
1.1.3. Doggersbank (DB) 75
1.1.4. Voordelta (VD) 78
1.1.5. Noordzeekustzone (NZKZ) 82
1.1.6. Vlakte van de Raan (VvdR) 85
1.1.7. Klaverbank (KB) 88
1.1.8. Bruine Bank (BB) 91

1.2 Kwaliteitstoestand (EUNIS) ecotopen op landelijk niveau 94
1.2.1. Diep slibrijk (Offshore circalittoral mud) 94
1.2.2. Diep zandig (Offshore circalittoral sand) 98
1.2.3. Diep grof sediment (Offshore circalittoral coarse sediment) 102
1.2.4. Ondiep tot matig diep zandig (Circalittoral sand).....103
1.2.5. Ondiep tot matig diep grof sediment (Circalittoral coarse sediment).....107
1.2.6. Ondiep tot matig diep slibrijk (Circalittoral mud) 110
1.3. Kwaliteitstoestand HR habitats op NCP niveau.....113
1.3.1. H1110 (Permanent overstroomde zandbanken) 113
1.4. Kwaliteitstoestand ógeslotenôgebieden 118
1.4.1 T0 gesloten gebieden Doggersbank 118
1.4.2 T0 gesloten gebieden Noordzeekustzone.....119
1.4.3 T0 gesloten gebieden Vlakte van de Raan 120
Appendix 2. Overzicht test gevoeligheid indicatorsoorten van de BISI per ecotoop op basis van resultaten vergelijkingen van recent historische waarnemingen met een oorspronkelijke referentie (situatie 1870-1914). 121
2.1 Toetsen indicatorsoorten van het Diepe zandige ecotoop 121
2.2 Toetsen indicatorsoorten van het Diepe slibrijke ecotoop.....122
2.3 Toetsen indicatorsoorten van het Ondiepe tot matig diepe zandige ecotoop 124
2.4 Toetsen indicatorsoorten van het Ondiepe tot matig diepe grof sediment ecotoop 125

Samenvatting

De huidige rapportage presenteert de kwaliteitstoestand van de habitats van de zeebodem van de Nederlandse Noordzee in 2015 evenals de ontwikkeling van de kwaliteitstoestand gedurende de afgelopen decennia, op basis van de Benthische Indicator Soorten Index (BISI). De BISI is in 2016 als nationale benthosindicator ontwikkeld en is specifiek bedoeld voor evaluaties en beoordelingen van de habitat-kwaliteitstoestand van de zeebodem voor o.a. de Kaderrichtlijn Mariene Strategie (KRM) en de Habitatrichtlijn (Natura 2000).

Het jaar 2015 is het eerste jaar dat de Nederlandse Noordzee volgens het KRM-benthosmonitoringprogramma is bemonsterd en wordt daarom beschouwd als het T0-meetpunt, voordat een groot deel van de potentieel kwaliteitsverbeterende maatregelen wordt geëffectueerd. Daarbij is zicht op de recent historische kwaliteitsontwikkeling, ongeveer vanaf halfweg de jaren 80 tot 2015, waardevol, aangezien dit de bruikbaarheid van 2015 als T0 zal valideren en inzicht kan verschaffen in de oorzaak van de waargenomen kwaliteitstoestand. De combinatie van recent historische ontwikkelingen en huidige toestand kan een beeld geven van te verwachten ontwikkelingen in de toekomst, gezien genomen en geplande maatregelen. Toepassing van de BISI op basis van recent historische data met verschillen in monitoringsmethodiek en intensiteit geeft eveneens inzicht in de robuustheid van de methodiek.

De kwaliteitstoestand en ï ontwikkelingen worden geanalyseerd voor verschillende habitats en gebieden met bijzondere ecologische waarden (hier: ASEVs (Areas with Special Ecological Values) op verschillende ruimtelijke schalen, in het kader van de KRM en Natura 2000. Het gaat om gebieden en habitats op landelijk niveau, zoals EUNIS 3 niveau habitats (hier als ôecotopenô aangeduid) en Habitatrichtlijn (HR)-habitattypen, op gebiedsniveau (HR-gebieden, KRM-gebieden) en binnen gebieden (voor visserij open en gesloten delen).

<u>Kwaliteit ASEVs (incl. N2000-gebieden, KRM-gebieden)</u>:

- Zowel de Centrale Oestergronden als het Friese Front vertonen sinds het begin van de jaren 90 een continue kwaliteitsverbetering van de zeebodemhabitats na een dieptepunt begin jaren 90. Echter voor beide gebieden wordt een stagnatie waargenomen, recentelijk gevolgd door een achteruitgang in kwaliteit. Op het Friese Front is die omslag al te zien aan het einde van de jaren 2000, op de Centrale Oestergronden pas na 2012, maar wel substantieel in 2015. Zowel toe- als afname van kwaliteit lijkt samen te hangen met veranderingen in bodemverstoring. Resultaten van andere studies (Prins et al., 2014; Min IenW & Min LNV, 2018b) lijken ook te laten zien dat er recentelijk sprake is van een toenemende visserijdruk door geleidelijke verplaatsing van activiteiten uit de kustgebieden naar gebieden verder op zee. Naast effecten op het voorkomen van grotere en langlevende soorten blijken ook de soorten indicatief voor herstel achter te blijven.
- In de gebieden met bijzondere ecologische waarden van de kustzone (Voordelta, Noordzeekustzone) is vooral sprake van een permanent lage kwaliteit van de zeebodemhabitats, waarschijnlijk als gevolg van de combinatie van ecologische verstoring (onder anderen nutriënten en verontreinigingen) en bodemverstorende activiteiten. Het lijkt er op dat de kwaliteitstoestand ten minste begin jaren 90 beter is geweest. Bodemberoerende visserij speelt wellicht een rol in de waargenomen fluctuaties in kwaliteit op het permanent lage niveau van de laatste twee decennia. De resultaten voor 2015 zouden kunnen duiden op een lichte verbetering. De resultaten voor de Vlakte van de Raan zijn in lijn met deze bevindingen.
- Op de Doggersbank zorgt een flinke, echter gedurende de laatste twee decennia vrij constante ecologische verstoring (waarschijnlijk de impact van verontreinigingen en verhoogde input van nutriënten), voor een lagere kwaliteit van de zeebodemhabitats dan

wenselijk. Het is echter waarschijnlijk een toenemende mate van bodemverstoring die zorgt voor een significant afnemende waargenomen kwaliteit. In 2015 lijkt de achteruitgang tot stilstand te komen.

- Op de Klaverbank, met een beperkte databeschikbaarheid, is de kwaliteitstoestand op basis van de analyses in 2015 iets beter dan de jaren daar voor. Dit kan het gevolg zijn van een iets afnemende visserijdruk op de Klaverbank, of (methodologisch) zijn bepaald door monitoring in 2015 van minder intensief en frequent beviste gebieden.
- De Bruine Bank vertoont een permanent lage kwaliteitstoestand, die hooguit begin jaren 90 wat beter is geweest. De patronen van de speciale beoordelingen die een relatie met visserijdruk suggereren, zijn vergelijkbaar met het beeld in de kustgebieden. Mogelijk is er sprake van een eerste verbetering in 2015. Door het dynamische karakter van de Bruine Bank is de gevoeligheid van de zeebodemhabitats voor bodemverstoring (bijvoorbeeld door visserij) wellicht minder groot dan de gevoeligheid voor ecologische verstoring (zoals invloed van nutriënten en verontreinigingen). Mogelijk dat dus vooral de ecologische verstoring een grote rol speelt in de waargenomen lage kwaliteit.

<u>Kwaliteit EUNIS ecotopen:</u>

- In lijn met de ontwikkelingen op het Friese Front en de Centrale Oestergronden vertoont het diepe slibrijke ecotoop op landelijk niveau een zelfde pastroon van kwaliteitsverbetering gevolgd door een recente achteruitgang van de kwaliteit.
- De ontwikkeling van het ondiepe tot matig diepe zandige ecotoop op landelijk niveau, waarvan de kwaliteitstoestand voornamelijk wordt bepaald door de kust- en voor een deel offshore-gebieden gelegen buiten de ASEVs, volgt in een belangrijke mate de kwaliteitsontwikkelingen zoals gezien binnen de ASEVs van de kustzone. De kwaliteitstoestand is overwegend laag te noemen, maar mogelijk is er recentelijk sprake van een eerste herstel. Het feit dat ook een gedeelte van de Doggersbank uit dit ecotoop bestaat zorgt voor een gemiddeld iets betere kwaliteitstoestand op landelijk niveau dan voor de afzonderlijke ASEVs van de kustzone. De ondiepe tot matig diepe gebieden met grof sediment liggen, zij het een kleiner oppervlak bestrijkend, min of meer in dezelfde gebieden als de zandige tegenhanger. De ontwikkeling van de kwaliteitstoestand is vergelijkbaar met het eerder genoemde ecotoop, maar de recente toestand van het grovere type lijkt net iets beter. De ondiepe tot matig diepe slibrijke gebieden, waarvoor onder andere de Vlakte van de Raan belangrijk is, worden het laatste decennium gekenmerkt door een lage kwaliteitstoestand. Deze gebieden vertonen, mogelijk onder invloed van een verandering in de visserij, recentelijk echter wel een kwaliteitsverbetering.
- Het diepe zandige substraat is het dominante ecotooptype van de Bruine Bank en beslaat ook grote delen van de Oestergronden en de Doggersbank. Op landelijk niveau is het ecotooptype er dan ook iets beter aan toe dan de Bruine Bank. Wel wordt de laatste decennia een geringe afname van de kwaliteitstoestand op basis van de BISI resultaten waargenomen. Dit is mogelijk eerder het gevolg van veranderingen in de ecologische verstoring dan een toename van de impact van bodemberoerende visserij.
- De BISI score voor het diepe grof sediment ecotoop op landelijk niveau is significant lager dan de realistische referentietoestand in 2015, en lijkt daarmee op een vergelijkbaar gereduceerd kwaliteitsniveau te verkeren als voor de andere diepgelegen ecotopen. Recent historische gegevens ter beoordeling ontbreken echter grotendeels.

<u>Kwaliteit HR-habitats:</u>

- De ontwikkeling van de kwaliteitstoestand van HR habitattype H1110b, wordt voor een belangrijk deel bepaald door de kust- en gedeeltelijk offshore-gebieden gelegen buiten de ASEVs. Ondanks dat is het ontwikkelingspatroon vergelijkbaar met de kwaliteit waargenomen in de ASEVs van de kustzone: Overwegend laag, met recentelijk mogelijk enige verbetering.

De resultaten voor HR habitattype H1110c zijn, zoals te verwachten gezien het relatief beperkte oppervlak dat buiten de Doggersbank valt, zeer gelijkend op de kwaliteitsontwikkeling zoals waargenomen op de Doggersbank. Een consequent achteruitgaande kwaliteit van het zeebodemhabitat is de afgelopen twee decennia waargenomen, waarna die achteruitgang in 2015 mogelijk tot stilstand is gekomen.

Tabel 1. Samenvatting huidige kwaliteitstoestand (2015) en ontwikkeling ten opzichte van de recent historische ontwikkeling (indicatief 1995-2014) op basis van de BISI voor de te evalueren gebieden van de Nederlandse Noordzee. Alle gepresenteerde BISI-scores (kwaliteitstoestand relatief ten opzichte van de interne referentie die gelijk is aan '1') weergegeven ± standaard deviatie, zijn significant afwijkend van de interne referentie met p<0,05.

Te beoordelen Gebieden	**Recent historische ontwikkeling kwaliteitstoestand (trend)**	**Huidige kwaliteitstoe-stand (BISI-score 2015)**	**Toestand 2015 ten opzichte van trend**
Gebieden met bijzondere ecologische waarden (ASEVs):			
Centrale Oestergronden	Toenemend (echter afvlakkend)	0,370 ± 0,433	Verslechtering
Friese Front	Veranderend van toenemend naar afnemend	0,410 ± 0,479	Verslechtering
Doggersbank	Afnemend	0,564 ± 0,460	Mogelijk lichte verbetering
Voordelta	Fluctuerend op laag niveau	0,324 ± 0,494	Vergelijkbaar tot mogelijk lichte verbetering
Noordzeekustzone	Fluctuerend op laag niveau	0,307 ± 0,429	Mogelijk lichte verbetering
Vlakte van de Raan	Constant laag niveau	0,350 ± 0,460	Vergelijkbaar
Klaverbank	Onduidelijk door gebrek aan data	0,475 ± 0,654	Vergelijkbaar tot mogelijk lichte verbetering
Bruine Bank	Constant laag niveau	0,274 ± 0,308	Vergelijkbaar
Ecotopen landelijk niveau (EUNIS 3):			
Diep slibrijk	Veranderend van toenemend naar afnemend	0,436 ± 0,585	Mogelijk lichte verslechtering
Diep zandig	Licht afnemend (echter afvlakkend)	0,394 ± 0,518	Vergelijkbaar tot mogelijk lichte verbetering
Diep grof sediment	Onduidelijk door gebrek aan data	0,409 ± 0,503	Onduidelijk door gebrek aan data
Ondiep tot matig diep zandig	Fluctuerend op laag niveau	0,313 ± 0,524	Vergelijkbaar tot mogelijk lichte verbetering
Ondiep tot matig diep grof sediment	Fluctuerend op laag niveau	0,370 ± 0,481	Vergelijkbaar tot mogelijk lichte verbetering

Ondiep tot matig diep slibrijk	Veranderd van constant laag niveau naar verbeterend	0,441 ± 0,544	Vergelijkbaar
Habitatrichtlijn habitattypen:			
H1110b	Fluctuerend op laag niveau	0,400 ± 0,622	Vergelijkbaar tot mogelijk lichte verbetering
H1110c	Afnemend	0,570 ± 0,463	Mogelijk lichte verbetering
H1170	Onduidelijk door gebrek aan data	0,475 ± 0,654	Vergelijkbaar tot mogelijk lichte verbetering

- De ontwikkeling van de kwaliteitstoestand van H1170 is grotendeels onduidelijk vanwege de beperkte beschikbaarheid van recent historische gegevens en dan bovendiennog met een variërende monitoringsstrategie. De huidige toestand, echter gedeeltelijk gemeten op zacht substraat en niet specifiek op en rond de kernstructuren bestaande uit aggregaties van grote stenen, is voor verbetering vatbaar en in overeenstemming met de kwaliteit waargenomen voor de diepe ecotopen.

<u>Kwaliteit open/gesloten gebieden:</u>

- Met betrekking tot de evaluatie van de effectiviteit van maatregelen waarvoor de resultaten van 2015 kunnen gelden als de T0 binnen een BACI (Before-After-Control-Impact) aanpak, blijkt de kwaliteitstoestand van de (voor specifieke visserij) gesloten gebieden van de Noordzeekustzone, de Vlakte van de Raan en het noordelijke gesloten gebied van de Doggersbank, ieder niet significant te verschillen van de respectievelijke geselecteerde en te vergelijken open gebieden. Het zuidelijke gesloten gebied van de Doggersbank kent echter een significant lagere kwaliteitstoestand dan het omliggende uit dezelfde ecotopen bestaande open gebied. Het gebied dat hier in gesloten kent dus op het moment van het nemen van de maatregelen al een slechtere kwaliteitstoestand dan de (open) gebieden in de directe omgeving, hetgeen het belang van een BACI beoordeling onderschrijft.

Behalve dat de huidige rapportage inzicht geeft in de kwaliteitsontwikkelingen op de Nederlandse Noordzee gedurende de laatste decennia, is het ook een test case voor de methodiek. Het blijkt dat, hoewel de bemonsteringsintensiteit in het verleden geregeld minder groot is geweest dan gewenst, de indicator vaak heel consistente resultaten geeft, in lijn met resultaten waar de bemonsteringsinspanning veel groter was. Daarnaast blijkt de methodiek zelfs veelal goed te functioneren, wanneer slechts data van één van de twee voorgestelde monitoringstechnieken beschikbaar waren, en daarmee ook het aantal indicatorsoorten in de evaluatie was gehalveerd. De BISI kan dan ook worden beschouwd als een robuuste techniek die daarnaast toch geringe verschillen inzichtelijk kan maken. Daarnaast is getest of de indicatorsoortenselecties waaruit de BISI is opgebouwd ook overwegend bijdragen aan een positieve score wanneer de oorspronkelijke onverstoorde referentie (op basis van data uit de periode van 1870-1914 en zoals betrokken uit de literatuur) wordt vergeleken met vergelijkbare recent historische monitoringsgegevens. Ondanks de grote verschillen in habitatcompositie (en met name de aanwezigheid van de oesterbanken in de oorspronkelijke situatie) blijkt een groot deel van de indicatorsoorten het gewenste signaal te geven, zodat ook voor die situatie een hoge BISI-score (en goede kwaliteitsbeoordeling) kan worden verwacht.

1. Introductie

In 2016 en 2017 is de Benthische Indicator Soorten Index (BISI) uitgewerkt als de nationale benthos indicator voor het Nederlandse deel van de Noordzee (Wijnhoven & Bos, 2017). Deze is specifiek bedoeld voor evaluaties en beoordelingen van de habitat-kwaliteitstoestand van de zeebodem met betrekking tot de Kaderrichtlijn Mariene Strategie (KRM) (Min IenW & Min LNV, 2018a). Dit betekent dat op basis van de methodiek de kwaliteitstoestand op specifieke beoordelingsmomenten en de ontwikkelingen in de tijd kunnen worden geëvalueerd. De beoordelingsmethodiek is specifiek ingericht voor gebieden met bijzondere ecologische waarden (waaronder Natura 2000-gebieden voor de Habitatrichtlijn of bodembeschermingsgebieden voor de KRM), voor Habitatrichtlijn habitattypen en voor KRM habitats op landelijk niveau. De KRM habitats betreft de EUNIS classificatie op niveau 3; voor het onderscheid verder als EUNIS ecotopen aangeduid (Tabel 2). Daarnaast voorziet de methodiek ook in de evaluatie van de effecten van beheermaatregelen, specifiek de ontwikkeling van voor bepaalde typen van visserij gesloten gebieden die worden vergeleken met open gebieden die vergelijkbaar zijn qua habitat en/of potentieel te verwachten benthische gemeenschap (zie tevens Annex 1: KRM factsheet D6C3 Benthische habitats kwaliteit (BISI)). Hiermee voorziet de evaluatiemethodiek naast de benodigde beoordelingen voor de KRM, potentieel ook in beoordelingen dienend voor rapportages met betrekking tot Natura 2000 en de Habitatrichtlijn met betrekking tot enkele mariene habitats. (De inrichting van de HR-beoordelingsmethodiek, en afstemming met onder andere de KRM, vindt op dit moment nog plaats. De BISI gaat in ieder geval ook deel uitmaken van de de Nederlandse Artikel 17 rapportage voor de periode 2013-2018 (DG Environment, 2017) voor de hier gerapporteerde HR habitattypen H1110 en H1170, en op termijn wellicht ook voor andere zoute habitattypen).

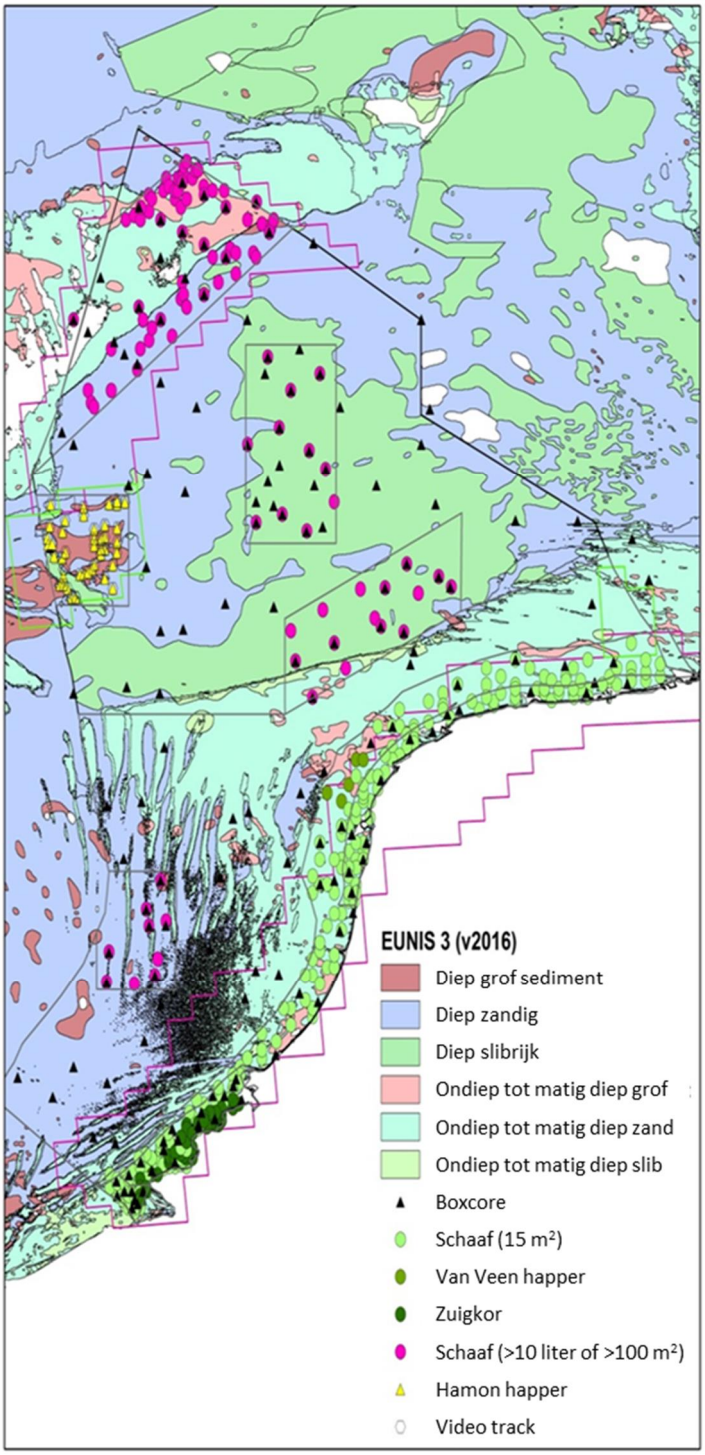
Tabel 2. Overzicht van met betrekking tot de Kaderrichtlijn Mariene Strategie (KRM) op basis van de Benthische Indicator Soorten Index (BISI) te evalueren (beoordelen en/of vergelijken) gebieden (voor ligging genoemde gebieden zie Figuur 1).

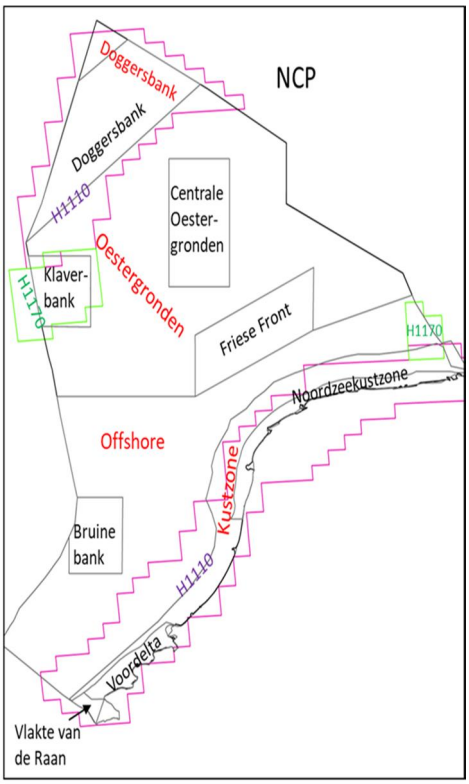
Type gebieden	**Beschrijving**	**Te beoordelen**	**Type beoordeling**
Gebieden met bijzondere ecologische waarden (ASEVs: Areas with Special Ecological Values).	Tevens aangeduid met Bodembeschermings-gebieden KRM, waaronder de Natura 2000 gebieden van de Noordzee waarvan een aantal aangewezen voor de Habitatrichtlijn.	- Doggersbank (DB) - Centrale Oestergronden (COE) - Friese Front (FF) - Klaverbank (KB) - Noordzeekustzone (NZKZ) - Voordelta (VD) - Vlakte van de Raan (VvdR) - Bruine Bank (BB)	Kwaliteit dient te verbeteren: Significante toename BISI ten opzichte van de T0.
Habitatrichtlijn habitats	HR habitats op landelijk niveau.	- H1170 ïRiffenô - H1110 ï ïPermanent overstroomde zandbankenô nu opgesplitst in H1110b ïKustzone van Nederlandse Noordzeeôen H1110c ïDoggersbankô(H1110a vooralsnog niet uitgewerkt daar de Waddenzee onder de KRW systematiek valt)	Kwaliteit dient te verbeteren: Significante toename BISI ten opzichte van de T0.
KRM habitats	Ecotopen EUNIS	- Diep grof sediment ecotoop	Kwaliteit dient te

	classificatie niveau 3 op landelijk niveau.	(HabBenOffshCoarSed) - Diep zandig ecotoop (HabBenOffshSand) - Diep slibrijk ecotoop (HabBenOffshMud) - Ondiep tot matig diep grof sediment ecotoop (HabBenCircalitCoarSed) - Ondiep tot matig diep zandig ecotoop (HabBenCircalitSand) - Ondiep tot matig diep slibrijk ecotoop (HabBenCircalitMud)	verbeteren: Significante toename BISI ten opzichte van de T0.
Gesloten gebieden	Specifiek voor bepaalde (bodemverstorende) visserij gesloten gebieden (kortweg ógesloten gebiedenô, ook wel ócenheden met bijzondere beheermaatregelenô genoemd).	- Gesloten gebieden op Doggersbank (DBnoord en DBzuid) - Gesloten gebied op en nabij de Centrale Oestergronden (COE1000) - Gesloten gebieden op en nabij het Friese Front (FF400 en FF600) -Gesloten gebieden op de Klaverbank (KB11384, KB17799, KB29416 en KB10204) - Gesloten gebieden Noordzeekustzone (NZKZ-Petten, NZKZ-Stortemelk, NZKZ-Terschelling, NZKZ-Ameland, NZKZ-Rottum) - Gesloten gebieden op de Vlakte van de Raan (VvdR-Deurlo (B), VvdR-Wielingen (C), VvdR-Westpit-NO (A-NO), VvdR-Westpit-ZW (A-ZW) - Gesloten gebieden in de Voordelta (VD-Bollen van het Nieuwe Zand, VD-Middelplaat, VD-Bollen van de Ooster VD-Hinderplaat, VD-Slikken van Voorne)	Kwaliteit dient te verbeteren: Significante toename BISI ten opzichte van open gebieden voor geheel aan gesloten gebieden per Natura 2000-gebied ten opzichte van situatie voor maatregelen. (Enkel de Voordelta kent een afwijkende beoordelings-methodiek met specifieke doelen en daarop ingerichte (project)monitoring: o.a. Prins et al., 2014).

Zoals aangegeven in Tabel 2 is voor alle onderscheiden eenheden de doelstelling op middellange termijn een verbetering in kwaliteit (significante toename BISI) ten opzichte van de T0 situatie. Op de langere termijn is een ontwikkeling van eerst de gesloten gebieden en vervolgens de gebieden met bijzondere ecologische waarden in de richting van een BISI-score van 1 het streven. Dit kan dan doorwerken in een significante kwaliteitsverbetering in de richting van een BISI-score van 1 voor de genoemde habitats en ecotopen op landelijk niveau. Mogelijk dat in het kader van de HR-beoordeling er een percentage zal worden gehangen aan het oppervlak dat een BISI-waarde van 1 dient te halen en/of de gemiddelde BISIï waarde voor het totaal oppervlak die dient te worden gehaald voor in eerste instantie een goede beoordeling van de HR-habitats (DG Environment, 2017). Echter ook in de KRM-beoordelingen en binnen OSPAR wordt gedacht over de formulering van specieke kwaliteitsdoelen (OSPAR Commission, 2017a; Min IenW & Min LNV, 2018a). De BISI-methodiek is zo uitgewerkt dat deze aansluit en afgestemd is op het huidige (en in de nabije toekomst te verwachten) KRM - macrobenthos-monitoringprogramma bestaande uit de bemonstering met boxcore, bodemschaaf (in kustgebieden zo nu en dan vervangen door zuigkor of Van Veen hap) en op de Klaverbank voornamelijk Hamon hap monsters en videotransectinventarisaties (overzicht meetlocaties in Figuur 1). Dit programma is voor het eerst grotendeels in 2015 uitgevoerd en de planning is dat het programma om de 3 jaar zal worden herhaald (Wijnhoven, 2017c).

De T0-situatie speelt in de evaluaties en beoordelingen een belangrijke rol. Met de T0-situatie wordt overwegend de toestand in 2015 bedoeld. Dit is het eerste jaar van monitoring waarin het KRM benthos monitoringprogramma (vrijwel) volledig is uitgevoerd (Wijnhoven & Bos, 2017). Daarnaast is 2015 voor een groot deel van de te sluiten en gesloten gebieden de laatste monitoring voor effectuering van de maatregelen.





Figuur 1. Het Nederlands Continentaal Plat (NCP); a) Het NCP onderverdeeld in ecotopen (EUNIS 3 indeling) met indicatie van het KRM benthos bemonsterings-programma met de ligging van de boxcore, schaaf, Hamon hap en video bemonsteringslocaties, zoals uitgevoerd in 2015; b) Het NCP met ligging van gebieden met bijzondere ecologische waarden (ASEVs; grijze contouren en namen in zwart) en de ligging van de rastergebieden (10 x 10 km hokken) waarbinnen Habitatrichtlijn habitattypes H1110 en H1170 zijn geïdentificeerd (toestand 2007-2012: Min EZ, 2013); namen en contouren respectievelijk in roze en groen). Daarnaast is de onderverdeling in 4 Kaderrichtlijn Mariene Strategie (KRM) zones aangegeven (namen in rood).

De toestand in 2015 kan echter niet los worden gezien van de recent historische ontwikkelingen in de kwaliteitstoestand van de te beoordelen gebieden. Zo is de situatie in 2015 in principe een momentopname waarbij er altijd de mogelijkheid bestaat dat het om wat voor reden dan ook een

uitzonderlijk jaar is geweest. Dat zou dan eventueel de beoordeling van bepaalde gebieden kunnen beïnvloeden. Het risico op een dergelijke onverwacht afwijkende beoordeling van de toestandsontwikkeling wordt geminimaliseerd doordat de BISI beoordeelt op basis van een substantieel aantal monsters, veelal afkomstig van twee verschillende meettechnieken. Daarnaast combineert de indicator waarnemingen van diverse indicatorsoorten die juist zijn geselecteerd omdat ze specifiek indicatief zijn voor veranderingen in de dominante drukken op de zeebodemhabitats. Inzicht in de kwaliteitsontwikkelingen voorafgaand aan 2015 kan echter inzicht geven in de representativiteit van de waarnemingen in 2015. Een afwijking van een eerder ingezette trend is daarbij wel mogelijk, maar dient dan wel een verklaring te hebben. De BISI (op basis van ontwikkelingen in de tijd) geeft onder andere inzicht in het relatieve belang en de ontwikkelingen van drukfactoren in de tijd. Daarnaast zullen de ontwikkelingen tot en met 2015 ook inzicht verschaffen in de te verwachten ontwikkelingen in de nabije toekomst, waarbij te nemen en al genomen maatregelen in ogenschouw worden genomen. De waarde van het plaatsen van de toestand in 2015 in historisch perspectief is ook van belang gezien het feit dat het sterke punt van de BISI juist de beoordeling van relatieve kwaliteitsverschillen in de tijd is. De evaluatiemethodiek met betrekking tot de KRM beoordelingen zal vanaf 2018 dan ook vooral worden ingezet ter beoordeling van ontwikkelingen in de kwaliteitstoestand van gebieden in de tijd en/of relatieve verschillen in ontwikkelingen in de kwaliteit tussen gebieden. Echter, ook de beoordeling van de toestand op basis van één meting (bv enkel het jaar 2015 zonder enige andere informatie) zal uiteindelijk mogelijk zijn, maar heeft nog enige validatie nodig voor de ôfine-tuningô van de methodiek (voornamelijk de interne referenties) op basis van ócase studiesô en toepassingen onder verschillende omstandigheden.

De BISI beoordeelt de kwaliteitstoestand op te evalueren momenten relatief ten opzichte van een realistische referentietoestand, die met de juiste maatregelen potentieel te bereiken is op de middellange termijn. De realistische referentie is bereikt bij een BISI-score van 1, en fungeert vooralsnog als een ongeformaliseerd doel (hoewel eraan wordt gedacht om specifieke kwaliteitsdoelen in de toekomst te formaliseren: Min IenW & Min LNV, 2018a). Het is echter van belang om in discussies altijd in het achterhoofd te houden dat met het bereiken van een BISI-score van 1 weliswaar een goede kwaliteitstoestand is bereikt, maar dat er dan nog steeds immense verschillen zijn met de situatie van voor de grootschalige verstoringen door de mens. Deze zogenaamde oorspronkelijke onverstoorde situatie zal op natuurlijke wijze waarschijnlijk ook niet meer bereikbaar zijn door enkel het substantieel reduceren van de dominante drukken.

Waar de situatie in 2015 grotendeels kan worden beoordeeld op basis van een volledig uitgevoerd monitoringsprogramma zoals voorgesteld, is de databeschikbaarheid in de voorafgaande periode overwegend beperkter. De BISI is juist zo ingericht dat kan worden omgegaan met een beperkte databeschikbaarheid. Soms zijn bepaalde jaren en/of perioden in het verleden te evalueren op basis van representatieve datasets (qua ruimtelijke spreiding en aantal meetlocaties met vergelijkbare bemonsteringstechniek als volgens het KRM-monitoringsprogramma) en kunnen worden beschouwd als volledige evaluaties. Vaak ook is men aangewezen op deelevaluaties wanneer slechts één bemonsteringstechniek of een beperkter aantal meetlocaties beschikbaar is. Daar waar de monitoringsinspanning voor een aantal jaren ten minste onderling vergelijkbaar is, kan inzicht worden verkregen in ontwikkelingen in de tijd. Voor jaren waar meerdere bemonsteringstechnieken zijn toegepast, kunnen de resultaten van die technieken onderling worden vergeleken voor evaluatie van de representativiteit van resultaten van deelevaluaties. Het enkel beschikbaar hebben van de resultaten van één bemonstingsmethodiek betekent overigens niet alleen dat resultaten uit de monitoring zullen verschillen (methodes verschillen in efficiëntie met betrekking tot verschillende benthische soorten en levensstadia), maar bepaalt ook de lijst van indicatorsoorten die in de evaluatie worden betrokken. De evaluatie wordt dan uitgevoerd op basis van een subset van de geïdentificeerde indicatorsoorten voor het betreffende gebied; namelijk de soorten die met de desbetreffende methodiek en bijbehorende bemonsteringsinspanning te monitoren zijn. Door vergelijkingen te maken tussen complete en deelevaluaties voor periodes waar dit mogelijk is kunnen bevindingen op basis van deelevaluaties worden gevalideerd.

De huidige rapportage geeft inzicht in de huidige (T2015) kwaliteitstoestand van de benthische habitats van te evalueren gebieden van het NCP. Daarbij worden de bevindingen in 2015 (de T0 voor toekomstige evaluaties) zoveel mogelijk in perspectief geplaatst door de ontwikkelingen in het recente verleden (indicatief 1986-2015) daar waar mogelijk zichtbaar te maken.

- Hiermee wordt de bruikbaarheid van de situatie in 2015 als T0 gevalideerd,
- wordt inzicht verkregen in de robuustheid van de methodiek,
- geeft het een beeld van wat te verwachten in de nabije toekomst (rekening houdende met recente ontwikkelingen en geplande of al genomen maatregelen).

De rapportage zal een overzicht geven van:

- De kwaliteitstoestand van de te beoordelen gebieden in 2015.
- De ontwikkelingen in de kwaliteitstoestand van de te beoordelen gebieden in het recente verleden.
- De verwachtingen met betrekking tot de nabije toekomst en de KRM beoordeling in 2018 in het bijzonder, op basis van de waargenomen ontwikkelingen en geplande en genomen maatregelen.

De belangrijkste resultaten zijn al samengevat in de Mariene Strategie (Min IenW & Min LNV, 2018a), en de KRM factsheet ôD6C3 Benthische habitats kwaliteit (BISI)ôin het bijzonder, die integraal als bijlage is opgenomen (Annex 1), en waarvan hier de achtergronden worden gepresenteerd.

- Daarnaast wordt de databeschikbaarheid en toegepaste methodiek voor de recent historische evaluaties beschreven.
- Aanvullend wordt op basis van de literatuur daar waar mogelijk voor delen van de Nederlandse Noordzee een historische ónverstoordeôreferentie beschreven en wordt aangegeven waar de verschillen met de huidige realistische interne referentie in de BISI (die een goede kwaliteitstoestand reflecteert) liggen.

De onverstoorde oorspronkelijke referentie heeft niet direct een functie in de toekomstige KRM-beoordelingen op basis van de BISI. De oorspronkelijke referentie is namelijk een situatie die niet op natuurlijke wijze na het substantieel reduceren van de dominante drukken zal kunnen worden bereikt. (Toepassing van de oorspronkelijke referentie als interne referentie binnen de BISI methodiek zou door het grote verschil met de huidige situatie enkel de eventueel waar te nemen kwaliteitsveranderingen maskeren). Wel is het goed om de huidige situatie eenmalig tegen de oorspronkelijke situatie af te zetten om duidelijk te maken dat de huidige toestand van de Nederlandse Noordzee er één is die het gebruik (en verstoring) van het systeem door de eeuwen heen reflecteert. Daarnaast kan het inzichtelijk maken welke elementen die vandaag de dag nog aanwezig zijn, prioriteit hebben om te beschermen.

2. Definities

In dit rapport worden de volgende definities en afkortingen gehanteerd:

ASEV	Area with special ecological value (Gebied met bijzondere ecologische waarden)
Bioturberende/bioirrigerende soorten	Soorten die respectievelijk door graafactiviteiten en het actief opwekken van waterstroming door gecreeerde gangen zorgen voor een grotere beluchting en zuurstofbeschikbaarheid in de toplaag van de zeebodem.
BISI	Benthische Indicator Soorten Index
BISI-score	Score die de benthische habitatkwaliteit weergeeft en die in de praktijk kan variëren tussen 0,135 en 7,39. Een waarde nabij de 0 betekent een zeer lage habitatkwaliteit; een BISI-score van 1 betekent een hoge habitatkwaliteit toestand gelijk aan de interne referentie. In theorie kan de BISI-score de 1 overstijgen (de meeste indicatorsoorten zijn talrijker dan referentie), maar dit is voorlopig niet de verwachting. Het streven voor de te evalueren gebieden van het NCP is een BISI-score die toeneemt in de richting van een waarde van 1.
Ecologisch bijzonder gebied, Gebied met bijzondere ecologische waarden	Gebied met bijzondere ecologische waarden, zoals genoemd in Lindeboom et al. (2005).
Ecologische verstoring	Verstoring van habitat en benthische gemeenschappen in het bijzonder door gevoeligheid van soorten voor toxische stoffen, verontreinigingen of verhoogde nutriënt gehaltes, condities met verlaagde zuurstof concentraties of verhoogde temperaturen. Genoemde verstoringen hebben veelal vergelijkbare effecten op de benthische gemeenschappen (dezelfde soorten zijn gevoelig voor de genoemde verstoringen) en kunnen ook samenhangen.
Ecotoop, EUNIS-ecotoop	EUNIS-habitattype: indeling van bodemhabitats volgens het European Nature Information System (EUNIS), met hier onderscheid van de habitats aansluitend bij indeling niveau 3.
Gesloten gebieden	Gebieden waarin visserijmaatregelen (veelal weren van specifieke vormen van bodemberoerende visserij) van kracht zijn of in de toekomst zullen worden: kortweg aangeduid als ógesloten gebiedenô
Habitatrichtlijngebied	Gebieden aangewezen onder de EU Habitatrichtlijn.
HR	Habitatrichtlijn
H1110	HR habitattype 'permanent overstroomde zandbank'. H1110b: permanent overstroomde zandbank Kustzone; H1110c: permanent overstroomde zandbank Doggersbank.
H1170	HR habitattype 'Riffen'.
Interne referentie	Gebiedspecifieke samengestelde realistische referentie met betrekking tot de abundantie van bodemdier indicatorsoorten (wat betekent dat bij het grotendeels wegnemen van de heersende drukken de beschreven toestand op natuurlijke wijze kan worden bereikt uitgaande van de huidige habitat samenstelling en aanwezige soortenpools) die in de BISI methodiek wordt gebruikt om de toestand op een te evalueren moment mee te vergelijken.

KRM	Kaderrichtlijn Mariene Strategie
KRM monitoringsprogramma	Benthos monitoringprogramma van de Nederlandse Noordzee, zo opgesteld dat de benodigde informatie voor KRM evaluaties (onder andere op basis van de BISI) om de 3 jaar wordt ingewonnen.
Natura 2000-gebied	Gebieden aangewezen onder de EU Habitatrichtlijn en/of EU Vogelrichtlijn.
NCP	Nederlands Continentaal Plat
Open gebieden	Gebieden die qua habitat (EUNIS-ecotoop) vergelijkbaar zijn met de gesloten gebieden, om zo het effect van sluiting van gebieden te kunnen evalueren.
Slimme soorten	Slimme soorten zijn potentiële indicatorsoorten (dus gevoelig voor specifieke drukken of representatief voor bepaalde ecologische aspacten van het habitat) waarvoor verschillen in voorkomen met een realistische monitoringsinspanning volgens de gangbare monitoringstechnieken kunnen worden gedetecteerd (zie Wijnhoven et al., 2013).
T0 (T2015)	De initiële kwaliteitstoestand waarmee de toestand/ontwikkelingen in de toekomst worden vergeleken. Met betrekking tot de KRM beoordelingen wordt de situatie in 2015 (voor de meeste te evalueren gebieden van het NCP de situatie van voor effectuering van specifieke maatregelen ter verbetering van de kwaliteit van benthische habitats) als T0 situatie aangehouden.

3. Methoden

Evaluaties met betrekking tot de kwaliteitstoestand van de benthische habitats van specifieke gebieden, en van ecotopen en HR-habitats op landelijk niveau, zijn uitgevoerd gebruikmakende van de *Assessment tool 'Benthic Indicator Species Index (BISI)' v260917* (Wijnhoven, 2017b), het protocol van toepassing *Protocol Benthic Indicator Species Index (BISI)* (Wijnhoven, 2017a) volgend. De genoemde Assessment tool geeft al de resultaten (BISI-scores) van de evaluaties op basis van de T2015 monitoring data, die bij toekomstige evaluaties als T0 zullen worden gehanteerd en hier visueel zijn gepresenteerd. De werkwijze voor eerdere jaren (van voor 2015) is in principe dezelfde, zij het dat het geregeld deelevaluaties, op basis van één van de in de methodiek aangewezen monitoringtechnieken, betreft. Het gebruik van de resultaten is afhankelijk van databeschikbaarheid en de specificaties van de betreffende monitoring. Hieronder worden bijzonderheden met betrekking tot de toepassing, de databeschikbaarheid en de werkwijze voor (historische) evaluaties per evaluatietype en het betreffende gebied besproken.

3.1 Data gebruikt voor recent historische analyses

Terugkerend in de evaluaties voor de verschillende gebieden is dat gebruik is gemaakt van enkele standaard bemonsteringsprogrammaâs met hun karakteristieken en consequenties voor de evaluaties:

- <u>BIOMON/MWTL boxcore monitoring:</u>

Veelal is gebruik gemaakt van de resultaten van het BIOMON/MWTL boxcore bemonsteringsprogramma (IHM, 2017). Deze monitoring heeft jaarlijks plaats gevonden van 1991 tot en met 2010, en is uitgevoerd in 2012. Van 1991 tot en met 1999 werd echter gebruik gemaakt van een ander formaat boxcore (0,06835 m^2) dan in de jaren daarna (0,078 m^2) (Holtmann et al., 1996; Lindeboom et al., 2008a). Hoewel is gewerkt met de dichtheden, en aantallen dus zijn gecompenseerd voor het bemonsterde oppervlak, dient er rekening mee te worden gehouden dat er tussen de periode voor 2000, en vanaf 2000, geringe verschillen kunnen optreden in de detecteerbaarheid van soorten met het programma (onafhankelijk van het aantal genomen monsters). Vooral soorten aanwezig in lage dichtheden kunnen eerder worden gemist voor het jaar 2000, wanneer het aantal genomen monsters gering is. Daarnaast bestond het BIOMON monitoringprogramma op de Noordzee gedurende 1991-1994 uit een beperkt aantal meetlocaties (25 in totaal voor de gehele Noordzee) waar steeds 5 replica boxcores werden genomen (Wijnhoven et al., 2013). Hoewel in de analyses gebruikt als afzonderlijke metingen, zullen de replicaâs onderling in werkelijkheid grotere overeenkomsten vertonen dan afzonderlijke monsters. Daarmee is de variatie binnen de resultaten naar verwachting minder groot dan in werkelijkheid kan worden verwacht en de representativiteit van de resultaten voor het gehele te evalueren gebied minder zeker (dan te verwachten op basis van het aantal in de analyses betrokken monsters). Om die reden (de monitoringsopzet is te afwijkend van de periode daarna) worden de resultaten van de 1991-1994 monitoring niet voor de recent historische trendbepalingen gebruikt. De resultaten voor de genoemde periode zullen wel in de grafieken worden gepresenteerd, omdat ze in ieder geval onderling een indicatie van ontwikkelingen gedurende de periode geven en wellicht een indicatie van het kwaliteitsniveau van voor 1995 verschaffen.

- <u>WOT schelpdiersurveys:</u>

In de kustzone kan veelal gebruik worden gemaakt van de resultaten van het WOT (Wettelijke OnderzoeksTaken) schelpdiersurvey programma. De monitoring bestaat voornamelijk uit de bemonstering met de schaaf, waarbij ongeveer 15 m^2 wordt bemonsterd per meetpunt (exacte oppervlak wel geregistreerd en gebruikt voor omrekening naar dichtheden). Daarnaast wordt plaatselijk bemonsterd met zuigkor (30 m^2) of Van Veen grijper (3 x 0,1 m^2). De inzet van andere bemonsteringsmethodieken is gekoppeld aan de bodemsamenstelling. Hoewel het bemonsterde oppervlak (en ook de steekdiepte) sterk verschilt per methodiek, is de vergelijkbaarheid tussen jaren onderling wel hetzelfde, omdat de meetlocaties en de toegepaste methodiek vast liggen. De

schelpdiersurvey maakt gebruik van een bemonstering in een grid waarbij de bemonsteringsintensiteit is gekoppeld aan het verwachte voorkomen van (commerciële) schelpdieren. Omdat dit voor een vlakdekkende representatieve monitoring van gebieden voor de KRM en/of HR niet wenselijk is, is besloten om een (random) selectie aan meetlocaties voor de WOT mede in te zetten voor het KRM-meetprogramma (Troost et al., 2013a; Wijnhoven et al., 2013; Van Asch & Troost, 2014). De selectie aan WOT-meetlocaties ingezet voor de KRM-beoordeling, wordt hier ook ingezet voor de recent historische analyse van kwaliteitsontwikkelingen in te evalueren gebieden. Hiervoor worden de resultaten vanaf 2004 ingezet, omdat voorheen niet standaard de dichtheden van alle schaafsoorten werden geregistreerd. Ten minste de registratie van het voorkomen van voor het te evalueren gebied geselecteerde schaafsoorten, als indicatorsoorten voor de BISI (Wijnhoven & Bos, 2017), is noodzakelijk voor gebruik. De schaafdata afkomstig uit de WOT (IHM, 2017) maken voor de betreffende gebieden dus een jaarlijkse evaluatie mogelijk vanaf 2004.

KRM monitoring:

Zoals hierboven aangegeven is de KRM-monitoring in feite een voortzetting van een gecombineerde MWTL-boxcoremonitoring en (een selectie van de) WOT-schaafmonitoring. Dit echter aangevuld met een aantal extra boxcore - en schaafmonsters voor de gebieden waar er sprake was van ondersampling. De extra toegevoegde schaafmonsters, met indicatief een oppervlak van 100 m^2 (exact gemeten), zijn allemaal gelegen buiten de kustzone en kennen geen standaard langlopende tegenhanger qua monitoringsprogramma uit het verleden. Ter vergelijking van de kwaliteitstoestand is men daar aangewezen op enkele inventarisaties met de bodemschaaf die in het verleden hebben plaatst gevonden.

Het KRM-benthosmeetprogramma is voor de eerste maal vrijwel volledig in 2015 uitgevoerd (tevens de T0 waarmee toekomstige evaluatiemomenten onder andere zullen worden vergeleken). Met betrekking tot specifieke gebieden hebben er na 2015 nog aanpassingen aan het meetprogramma plaatst gevonden (en zullen wellicht ook in de toekomst nog plaatsvinden). De recente aanpassingen betreffen voornamelijk de inrichting van het meetprogramma met betrekking tot (nog) te sluiten gebieden, die in 2015 nog niet waren gespecificeerd (Wijnhoven & Bos, 2017; Wijnhoven, 2017c). Het gaat dan veelal om extra monsters, of het verschuiven van meetlocaties waarbij de representativiteit met betrekking tot de evaluatie van de specifieke gebieden niet wordt aangetast. De meetprogrammaâs voor 2015 en volgende evaluatiemomenten blijven hiermee qua inspanningen en ruimtelijke verdeling van de meetlocaties (over bijvoorbeeld de ecotopen) vergelijkbaar. Tot het KRM-benthosmonitoringprogramma behoren ook een aantal video-opnamen (indicatief 300 m2; in de praktijk een representatief oppervlak omgerekend naar dichtheden en/of trefkans per 20 m^2) en Hamon happen (0,09 m^2), alle gelegen op de Klaverbank, waarvoor specifieke indicatorsoorten en te evalueren dichtheden en/of trefkans zijn gedefinieerd (Wijnhoven & Bos, 2017).

Andere datasets (veelal afkomstig van specifieke inventarisaties) die zijn aangewend voor evaluatie van de kwaliteitsontwikkeling van te beoordelen gebieden, zijn:

ICES North Sea Benthos Survey:

Resultaten van de inventarisaties met diverse Van Veen happers en boxcores uit 1986 beschikbaar als aantallen per m^2, deels gepresenteerd in Duineveld et al. (1991) en Craeymeersch et al. (1997) en beschikbaar voor de auteur vanuit de voormalige database van de Monitor Taakgroep van het NIOZ (v 23-01-2016).

NIOZ Schaafdata 2007-2012:

Betreft de resultaten van enkele inventarisaties op de Oestergronden, Doggersbank, en in andere delen van de offshore Noordzee met de triple-D schaaf als beschikbaar gemaakt voor de studie Wijnhoven et al. (2013) en gepresenteerd in verspreidingskaarten in Witbaard et al. (2013). De toegepaste methodiek vormt de basis voor de KRM-schaafbemonstering buiten de kustgebieden en is dus in principe goed vergelijkbaar, indien het aantal monsters min of meer vergelijkbaar is voor het te evalueren gebied.

NIOZ Video data 2011-2012:

Resultaten van inventarisaties met video in 2011 en 2012 op de Klaverbank door het NIOZ ter voorbereiding van de voordracht van de Klaverbank als Habitatrichtlijngebied. Monitoring wat betreft de inzet van video in overeenstemming met de huidige methodiek en beschikbaar gemaakt voor de studie Wijnhoven et al. (2013).

Klaverbank resultaten BiotaSurvey 2002:

Resultaten van inventarisaties met video en Hamon happer, aangevuld met duikwaarnemingen, boomkor- en schaafdata van de Klaverbank zoals gepresenteerd in Van Moorsel (2003). Hamon en videomethodiek met uitzondering van de positionering in overeenstemming met de huidige monitoring binnen het KRM-benthosmonitoringprogramma.

Resultaten BEON project:

Resultaten van schaafbemonstering (triple-D) aangevuld met boomkordata zoals uitgevoerd in 1996-1997 in onderzoek naar de effecten van boomkorvisserij en gepresenteerd in Bergman & Van Santbrink (1998). Schaafmethodiek is wederom grotendeels in overeenstemming met de huidige bemonstering buiten de kustzone.

Resultaten diverse historische projecten uit database Monitor Taakgroep:

Resultaten van Van Veen en boxcore inventarisaties in de periode 1984-1988 in de Voordelta en de Vlakte van de Raan, zoals onder andere gepresenteerd in Seip & Brand (1987) en Wijnhoven et al. (2006), Van Veen happen van de Vlakte van de Raan uit 1966, genomen door het DIHO en onder andere gepresenteerd in Wolff (1973) en Wijnhoven et al. (2006) en Van Veen-data uit 1990 van de Vlakte van de Raan genomen in het kader van het internationale Monitoring Master Plan (MMP programma) en beschikbaar als aantallen per m^2 voor de auteur vanuit de voormalige database van de Monitor Taakgroep van het NIOZ (v 23-01-2016).

Specificaties met betrekking tot de te evalueren gebieden worden hieronder beschreven per gebied.

3.2 Evaluatie kwaliteitstoestand ó Gebieden met bijzondere ecologische waardenô

3.2.1. Centrale Oestergronden (COE)

Ter evaluatie van de ontwikkeling van de kwaliteitstoestand van de benthische habitats van de Centrale Oestergronden waren geschikte monitoringdata beschikbaar voor de jaren 1986, 1991-2010, 2012 en 2015. Het betreft hier, naast de KRM-monitoringdata uit 2015, BIOMON/MWTL boxcore data van 1991-2010 en 2012, Van Veen happer data vanuit de ICES monitoring in 1986 en resultaten verkregen met de NIOZ schaaf uit 1996-1997 en 2007. Van 1995 tot en met 2010 en in 2012 zijn steeds 6 boxcore monsters genomen op de Centrale Oestergronden die een representatieve ontwikkeling kunnen laten zien voor het gebied. Gezien het huidige aantal van 18 boxcore monsters is ter vergelijking ook het resultaat van enkel de 6 BIOMON/MWTL monsters in 2015 geanalyseerd. Voor 1995 was er sprake van 2 x 5 replica monsters per jaar, die hier als 10 afzonderlijke monsters zijn behandeld. Aangezien de resultaten voor die periode met betrekking tot de representativiteit voor de gehele Centrale Oestergronden minder zeker zijn, want in werkelijkheid slechts gebaseerd op twee meetpunten, en de variatie tussen de afzonderlijke monsters mogelijk minder groot dan te verwachten bij een ruimtelijk beter verspreide bemonstering, worden de 1991-1995 data wel gebruikt voor een beeld van de ontwikkelingen begin jaren 90 maar niet meegenomen in de trend bepalingen. Naast 12 schaafmonsters beschikbaar voor 2015 (KRM benthos meetprogramma) kan de kwaliteitstoestand van de Centrale Oestergronden op basis van schaafsoorten worden geëvalueerd in 1996/1997 (zelfde dataset voor gehele omgeving van Centrale Oestergronden en Friese Front bestaande uit 30 monsters is hier gebruikt voor beide jaren) en 2007 (36 monsters), afkomstig uit de NIOZ schaaf inventarisaties. De bemonstering in 1986 op de Centrale Oestergronden bestaat uit 3 Van Veen happen die eventueel een indicatie kunnen geven met betrekking tot de aanwezigheid van boxcore -

en/of schaafgerelateerde indicatorsoorten, maar waarvan de resultaten uiteraard niet één op één vergelijkbaar zijn met de huidige inspanningen.

3.2.2. Friese Front (FF)

Voor het Friese Front waren geschikte benthos monitoringdata beschikbaar voor de jaren 1986, 1991-2010, 2012 en 2015. Het betreft hier, naast de KRM monitoringdata uit 2015, BIOMON/MWTL boxcore data van 1991-2010 en 2012, Van Veen happer data vanuit de ICES monitoring in 1986 en resultaten verkregen met de NIOZ schaaf uit 1996-1997 en 2012. Van 1995 tot en met 2010 en in 2012 zijn steeds 8 boxcore monsters genomen op het Friese Front die een representatieve ontwikkeling kunnen laten zien voor het gebied. Gezien het huidige aantal van 9 boxcore monsters is ter vergelijking ook het resultaat van enkel de 8 BIOMON/MWTL monsters in 2015 geanalyseerd. Voor 1995 was er sprake van 1 x 5 replica monsters per jaar, die hier als 5 afzonderlijke monsters zijn behandeld. Aangezien de resultaten voor die periode met betrekking tot de representativiteit voor het gehele Friese Front minder zeker zijn, want in werkelijkheid gebaseerd op slechts één meetpunt, en de variatie tussen de afzonderlijke monsters mogelijk minder groot dan te verwachten bij een ruimtelijk beter verspreide bemonstering, worden de 1991-1995 data wel gebruikt voor een beeld van de ontwikkelingen begin jaren 90, maar niet meegenomen in de trendbepalingen. Naast 15 schaafmonsters beschikbaar voor 2015 (KRM benthos meetprogramma) kan de kwaliteitstoestand van het Friese Front op basis van schaafsoorten worden geëvalueerd in 1996/1997 (zelfde dataset voor gehele omgeving van Centrale Oestergronden en Friese Front bestaande uit 30 monsters is hier gebruikt voor beide jaren) en 2007 (34 monsters), afkomstig uit de NIOZ schaafinventarisaties. De bemonstering in 1986 op het Friese Front bestaat uit 2 Van Veen happen die eventueel een indicatie kunnen geven met betrekking tot de aanwezigheid van boxcore - en/of schaafgerelateerde indicatorsoorten, maar waarvan de resultaten uiteraard niet één op één vergelijkbaar zijn met de huidige inspanningen.

3.2.3. Doggersbank (DB)

Voor de Doggersbank waren geschikte monitoringdata beschikbaar voor de jaren 1986, 1991-2012 en 2015. Het betreft hier, naast de KRM monitoringdata uit 2015, BIOMON/MWTL boxcore data van 1991-2010 en 2012, Van Veen happer data vanuit de ICES monitoring in 1986 en resultaten verkregen met de NIOZ schaaf uit 1996-1997, 2007 en 2011. Van 1995 tot en met 2010 en in 2012 zijn steeds 8 boxcore monsters genomen op de Doggersbank (in 2002 eenmalig 9) die een representatieve ontwikkeling kunnen laten zien voor het gebied. Gezien het huidige aantal van 20 boxcore monsters is ter vergelijking ook het resultaat van enkel de 8 BIOMON/MWTL monsters in 2015 geanalyseerd. Voor 1995 was er sprake van 1 x 5 replica monsters per jaar, die hier als 5 afzonderlijke monsters zijn behandeld. Aangezien de resultaten voor die periode met betrekking tot de representativiteit voor de gehele Doggersbank minder zeker zijn, want in werkelijkheid slechts gebaseerd op één meetpunt, en de variatie tussen de afzonderlijke monsters mogelijk minder groot dan te verwachten bij een ruimtelijk beter verspreide bemonstering, worden de 1991-1995 data wel gebruikt voor een beeld van de ontwikkelingen begin jaren 90 maar niet meegenomen in de trendbepalingen. Naast 15 schaafmonsters beschikbaar voor 2015 (KRM benthos meetprogramma) kan de kwaliteitstoestand van de Doggersbank op basis van schaafsoorten worden geëvalueerd in 1996/1997 (zelfde dataset bestaande uit 7 monsters is hier gebruikt voor beide jaren), 2007 (27 monsters) en 2011 (4 monsters), afkomstig uit de NIOZ schaaf-inventarisaties. De laatstgenoemde schaafdata voor 2011 zijn gebruikt voor de evaluatie van 2012 zodat voor dat jaar een óvolledigeô (zowel boxcore- of schaafdata) evaluatie kan worden uitgevoerd, wat te verantwoorden is gezien de frequentie van bemonstering van eens in de 3 jaar na 2012. De bemonstering in 1986 op de Doggersbank bestaat uit 110 cores uit Van Veen happen en boxcores of volledige Van Veen happen en boxcores waarbij het veelal 10 replicaôs per locatie betreft. Gezien de grote aantallen zullen de data een goede indicatie geven van de aanwezigheid van boxcore - en/of schaaf gerelateerde indicatorsoorten, maar zijn de resultaten uiteraard niet één op één vergelijkbaar met de huidige inspanningen.

3.2.4. Voordelta (VD)

De ontwikkeling van de kwaliteit van de benthische habitats kan voor de Voordelta op basis van de benthos monitoringdata beschikbaar voor de jaren 1984-1988 en 1991-2015 worden geëvalueerd. Het betreft hier, naast de KRM monitoringdata uit 2015, BIOMON/MWTL boxcore data van 1991-2010 en 2012, WOT schaaf bemonsteringsdata voor de periode 2004-2015 en aanvullende historische data afkomstig uit de NIOZ Monitor Taakgroep database voor de periode 1984-1988. Van 1995 tot en met 2010 en in 2012 zijn steeds 4 boxcore monsters genomen die een indicatie van de ontwikkelingen in de Voordelta kunnen geven. Gezien het huidige aantal van 16 boxcore monsters is ter vergelijking ook het resultaat van enkel de 4 BIOMON/MWTL monsters in 2015 geanalyseerd. Voor 1995 was er sprake van een variërende beschikbaarheid aan monsters, 22 met diverse replicaôs in 1991, 3 x 5 replicaôs in 1992 en 4 x 5 replicaôs in 1993 en 1994, die hier als afzonderlijke monsters zijn behandeld. Aangezien de resultaten voor de begin jaren 90 afwijken van de gestandaardiseerde bemonstering met de boxcore daarna, is de periode 1991-1994 niet meegenomen in de trendbepalingen.

Vanuit de WOT is een groot aantal schaafmonsters (met bruikbaar en gestandaardiseerd determinatieniveau vanaf 2004) beschikbaar. Door de naar het verwachte voorkomen van schelpdierbanken gestratificeerde bemonstering, geeft het gemiddelde en de spreiding van die monsters (zonder omrekeningen) geen representatief beeld voor de Voordelta. Zodoende is de selectie voor het KRM-benthosmeetprogramma (30 locaties in 2015) als uitgangspunt genomen en zijn de data van dezelfde locaties voor die tijd opgezocht indien beschikbaar. Dit levert een min of meer vergelijkbare schaafdataset op (qua aantal en ruimtelijke verspreiding) voor de genoemde jaren, met specifiek 25 schaafmonsters voor de jaren 2004-2005 en 30 monsters voor de periode 2006-2015 (in 2010 en 2011 waren het er 31). De data zijn daarmee geschikt voor trendanalyse voor de periode 2004-2015.

In de jaren 80 was de databeschikbaarheid gevarieerd qua aantallen en typen monsters, maar door de grote databeschikbaarheid is de verwachting dat de jaren met data een representatief beeld van de Voordelta kunnen geven. Specifiek gaat het om de gegevens van 220, 259, 87, 312 en 127 locaties in de opvolgende jaren van 1984 tot en met 1988. Vanwege de afwijkende bemonsteringsinspanningen worden de gegevens niet in de trendberekeningen voor de boxcore of de schaaf meegenomen.

3.2.5. Noordzeekustzone (NZKZ)

Voor het HR-gebied de Noordzeekustzone beschikken we over BIOMON/MWTL boxcore data voor de periode 1991-2010 en 2012, naast de KRM gerelateerde monitoring van 2015. Vanuit de WOT schelpdiersurveys zijn bruikbare schaaf-data beschikbaar voor de periode 2004-2014 (dezelfde locaties als overgenomen in de KRM-monitoring zoals uitgevoerd in 2015). Daarnaast zijn er voor de periode 1997-1998, 7 schaafmonsters beschikbaar uit de NIOZ-monitoring voor de Noordzeekustzone.

Van 1995 tot en met 2006 zijn 7 en van 2007 tot en met 2010 en van 2012 zijn 6 boxcore monsters beschikbaar die een indicatie van de ontwikkelingen in de Noordzeekustzone kunnen geven. Gezien het huidige aantal van 15 boxcore monsters is ter vergelijking ook het resultaat van enkel de 6 BIOMON/MWTL monsters in 2015 geanalyseerd. Voor 1995 was er sprake van 2 x 5 replicaôs die werden bemonsterd, die hier als 10 afzonderlijke monsters zijn behandeld. Aangezien de resultaten voor de begin jaren 90 niet volledig representatief zullen zijn voor de gehele Noordzeekustzone en afwijken van de gestandaardiseerde bemonstering met de boxcore daarna, is de periode 1991-1994 niet meegenomen in de trendbepalingen. Zoals eerder voor de Voordelta aangegeven, zijn voor de jaren voor 2015 vanuit de WOT enkel de monitoringlocaties behorende tot het KRM-benthosprogramma geselecteerd. Waar 59 schaaflocaties tot het KRM-benthosmonitoringprogramma behoren (dus ook 59 monsters voor 2015), zijn voor de jaren 2004 tot en met 2009, achtereenvolgens 50, 50, 56 54, 51, en 45 monsters beschikbaar. Daarna zijn de 59 locaties steeds bemonsterd, maar zijn voor 2012, 61 schaafmonsters beschikbaar.

3.2.6. Vlakte van de Raan (VvdR)

Voor evaluatie van kwaliteitsontwikkelingen in de tijd voor de Vlakte van de Raan zijn we, naast de benthosbemonstering in het kader van de KRM in 2015, aangewezen op schaafmonsters uit de WOT-schelpdiersurvey voor de periode 2004-2014 en aanvullende historische Van Veen data uit de voormalige database van de NIOZ Monitor Taakgroep uit 1966, 1984-1986 en 1990. Vanuit de WOT is een groot aantal schaafmonsters (met bruikbaar en gestandaardiseerd determinatieniveau vanaf 2004) beschikbaar. Zonder omrekening geven het gemiddelde en de spreiding van deze schaafmonsters geen representatief beeld voor de Vlakte van de Raan, omdat de bemonstering gestratificeerd is opgezet naar het verwachte voorkomen van schelpdierbanken. Zodoende is de selectie voor het KRM-benthosmeetprogramma (39 geplande locaties) als uitgangspunt genomen en zijn de data van dezelfde locaties voor die tijd opgezocht indien beschikbaar. Bij de T0-bemonstering in 2015 zijn echter slechts 30 van de geplande 39 schaafmonsters genomen. In de daaraan voorafgaande jaren konden 36 representatieve monsters worden geselecteerd, met uitzondering van de jaren 2004, 2005, 2006, 2008 en 2009, waarin respectievelijk 29, 31, 35, 35 en 35 monsters beschikbaar zijn.

Voor de overige genoemde jaren (1966, 1984, 1985, 1986 en 1990) waren respectievelijk 5, 54, 102, 50 en 5 monsters beschikbaar, die door de afwijkende bemonsteringsinspanningen (en methodiek) niet kunnen worden gebruikt voor trendberekeningen maar wel enig inzicht geven in de historische ontwikkeling van boxcore- en schaafgerelateerde indicatorsoorten.

3.2.7. Klaverbank (KB)

Ter evaluatie van de ontwikkeling van de kwaliteitstoestand van de benthische habitats op de Klaverbank kon worden geput uit de monitoringdata beschikbaar voor de jaren 2002, 2011/2012 en 2015. Het betreft hier, naast de KRM-monitoringdata uit 2015, de resultaten van de Hamon happen inventarisatie en video opnamen, zoals gepresenteerd in Van Moorsel (2003), en de video-opnamen van het NIOZ uit 2011 en 2012. Aangezien er zodoende slechts drie momenten met databeschikbaarheid zijn, die ook nog eens verschillen kennen in monitoringsintensiteit, ruimtelijke verspreiding en toegepaste technieken, is het hier niet mogelijk in detail ontwikkelingen te analyseren. Er kunnen slechts indicaties met betrekking tot de kwaliteitstoestand verkregen worden. De KRM-benthosmonitoring bestaat in 2015 uit 17 Hamon happen en 1 boxcore, waarvan de resultaten tot op zekere hoogte te vergelijken zijn met de 63 Hamon happen genomen in 2002 verdeeld over 10 raaien. Anderzijds zijn de 16 video tracks (overigens in totaal 83 afzonderlijke opnamen wanneer de replicaâs die onder andere gebruikt zijn voor de habitatkartering worden meegenomen) tot op zekere hoogte te vergelijken met video resultaten (aangevuld met duikwaarnemingen) in de 10 raaien in 2002 en video-opnamen op 11 locaties in 2011/2012.

3.2.8. Bruine Bank (BB)

Voor de Bruine Bank waren geschikte monitoringdata beschikbaar voor de jaren 1986, 1991-2012 en 2015. Het betreft hier, naast de KRM-monitoringdata uit 2015, BIOMON/MWTL boxcoredata van 1991-2010 en 2012, Van Veen happer-data vanuit de ICES monitoring in 1986 en resultaten verkregen met de NIOZ-schaaf uit 1996-1997 en 2007. Van 1995 tot en met 2010 en in 2012 zijn steeds 4 boxcore monsters genomen op de Bruine Bank. Gezien het huidige aantal van 7 boxcore monsters is ter vergelijking ook het resultaat van enkel de 4 BIOMON/MWTL monsters in 2015 geanalyseerd. Voor 1995 was er sprake van 1 x 5 replica monsters per jaar, die hier als 5 afzonderlijke monsters zijn behandeld. Aangezien de resultaten voor die periode met betrekking tot de representativiteit voor de gehele Bruine Bank minder zeker zijn, want in werkelijkheid slechts gebaseerd op één meetpunt, en de variatie tussen de afzonderlijke monsters mogelijk minder groot is dan te verwachten bij een ruimtelijk beter verspreide bemonstering, worden de 1991-1994 data wel gebruikt voor een beeld van de ontwikkelingen begin jaren 90 maar niet meegenomen in de trend bepalingen. Naast 9 schaafmonsters beschikbaar voor 2015 (KRM benthos meetprogramma) kan de kwaliteitstoestand van de Bruine Bank op basis van schaafsoorten worden geëvalueerd in 2007 (9

schaafmonsters vanuit bemonstering door NIOZ). Daarnaast is het gemiddelde voor het gehele gebied ó0ffshoreô(op basis van 22 schaafmonsters als gepresenteerd in Bergman & Van Santbrink, 1998) gebruikt als zijnde representatief voor de toestand van de Bruine Bank op basis van schaafgerelateerde soorten in 1996/1997. De bemonstering in 1986 op de Bruine Bank bestaat uit 3 Van Veen happen. Hoewel het berekende aantal boxcores op basis van power analyses als benodigd voor een betrouwbare indicatie van de benthische kwaliteit met 7 niet zo hoog is (Wijnhoven et al., 2013), betekent evaluatie op basis van 4 boxcores (1995-2010 en 2012) of 3 Van Veen happen (1986) de helft van het benodigde aantal, dat de onzekerheid van de resultaten wel wat toeneemt. De voor betrouwbare resultaten benodigde monitoringsinspanning per jaar wordt op de Bruine Bank, evenals in diverse andere te evalueren gebieden, in de recent historische gegevens niet gehaald. Doordat er de beschikking is over een groot aantal jaren met consequent uitgevoerde bemonstering, is het patroon op basis van meerdere jaren, desondanks toch zeer indicatief voor de kwaliteitsontwikkelingen.

3.3 Evaluatie kwaliteitstoestand (EUNIS) ecotopen op landelijk niveau

De benthosmonsters voor evaluatie van de ontwikkeling van de kwaliteitstoestand van EUNIS ecotopen (in de EUNIS systematiek habitats op niveau 3, of ó1MSFD broad-scale seabed habitatsô genoemd) zijn geselecteerd op basis van de habitatkaart EUSeaMap van 2016 (EMODnet, 2016). Dit betekent dat de ecotoopindeling van 2016 is bevroren en dat geen rekening wordt gehouden met eventuele verschuivingen in de ecotopensamenstelling. Hierdoor zijn mogelijk enkele van de monsterlocaties uit het verleden in een ander ecotoop komen te liggen dan in werkelijkheid het geval was. De ecotopenkaart is in ieder geval een vertaling van proxies en abiotische metingen en het resultaat van interpolaties en modellering, zodat er altijd rekening mee dient te worden gehouden dat een klein percentage van de locaties in werkelijkheid mogelijk in een ander ecotooptype ligt. De getoonde begrenzing tussen ecotopen is altijd een benadering van de werkelijkheid en in de praktijk zal bij kartering periodiek een locatie van het ene in het andere ecotoop overgaan. Door het gebruik van een grove ecotoopindeling zullen de optredende toevallige fouten naar verwachting niet zo groot zijn en zal een werkelijke overgang van een gedeelte van een ecotoop in een ander ecotoop naar verwachting tot uiting komen in de waargenomen kwaliteit van het desbetreffende ecotoop. Dan is het bij de interpretatie zaak om na te gaan of het een natuurlijke ontwikkeling of een ongewenste (ten gevolgen van antropogene activiteiten) ontwikkeling betreft.

Het benthos-monitoringprogramma is zo opgezet dat het zwaartepunt ligt op het (kunnen) evalueren van de kwaliteitstoestand van de ó6Gebieden met bijzondere ecologische waarden (Areas with Special Ecological Values; ASEVs)ô veelal met een speciale status en verbeterdoelstellingen, maar ook van gebieden geselecteerd vanwege veronderstelde representativiteit voor grotere delen van het NCP. Het geheel aan ASEVs representeert ten minste tot en met de T0 tot op zekere hoogte de kwaliteitstoestand van het gehele NCP. In de situatie voordat een groot deel van de maatregelen zijn geëffectueerd (in 2015), waarbij een belangrijke maatregel is het uitsluiten van bodemberoerende visserij in specifieke ógesloten gebiedenô die grotendeels in ASEVs (en HR-gebieden in het bijzonder) liggen, is de verwachting dat kwaliteitsverschillen veelal nog gering zullen zijn. Kwaliteitsverschillen in geografisch verschillend gelegen gebieden (en de mate waarin drukfactoren een rol spelen) zijn echter niet uit te sluiten. Vooral met betrekking tot de evaluatie van ecotopen en HR-habitats (zie 3.4) op landelijk niveau is het van belang te testen of er eventueel kwaliteitsverschillen zijn tussen te evalueren delen van ecotopen/habitats gelegen binnen ASEVs en daarbuiten, wanneer de monitoring binnen en buiten ASEVs verschilt. Daarvoor kan dan de monitoringsmethodiek worden ingezet die wel in beide gebieden is toegepast. De kwaliteitstoestand kan bij vergelijkbare bemonsteringsinspanningen (aantallen monsters per oppervlakte eenheid, of random toekenning monsterlocaties over gehele zone) voor de ecotopen/habitats in hun geheel worden beoordeeld. Bij aangetoonde vergelijkbare kwaliteit (eventueel op basis van één van de monitoringstechnieken waarvoor de inspanningen vergelijkbaar zijn) is dit ook toegelaten. Wanneer er echter aantoonbare (significante) verschillen in de kwaliteitstoestand worden aangetroffen, dienen de deelgebieden

(binnen - en buiten ASEVs) afzonderlijk te worden geëvalueerd en eventueel op basis van oppervlakte ratio te worden gecombineerd. Wanneer één van de monitoringstechnieken enkel in één van de deelgebieden (in de praktijk binnen de ASEVs) wordt toegepast en er worden verschillen binnen en buiten ASEVs waargenomen, dan kan beoordeling enkel op basis van die ene techniek plaats vinden. Er kan hooguit worden gespeculeerd over de verwachtingen met betrekking tot mogelijke resultaten van de niet toegepaste techniek in het desbetreffende deelgebied.

In 2015 (en in de toekomst) is het benthosschaafprogramma buiten de kustzone toegespitst op de ASEVs. De vergelijkbaarheid van de waargenomen kwaliteitstoestand binnen en buiten ASEVs kan worden getoetst op basis van de boxcore bemonstering, waarvoor de bemonsteringsintensiteit is afgestemd op de waargenomen variabiliteit binnen de populaties, waar een relatie met de habitat diversiteit wordt verondersteld en de situering van locaties random zonder het betrekken van ecotoop/habitat informatie heeft plaatsgevonden. Bij vergelijkbare kwaliteit zouden de schaafwaarnemingen in principe kunnen worden meegewogen in de beoordeling van het desbetreffende ecotoop/habitat, wanneer mogelijke consequenties van het monitoring-design worden bediscussieerd. Bij iedere evaluatie (dus na 2015 ook voor de resultaten van 2018, 2021, etc.) dient de vergelijkbaarheid opnieuw te worden getoetst. Met betrekking tot de T0 wordt zo veel mogelijk getracht de recent historische ontwikkelingen voor het gehele ecotoop/habitat op landelijk niveau te evalueren (op basis van de daarvoor geschikte data). Voor toekomstige evaluaties is het voor de hand liggender om afzonderlijke evaluaties voor de deelgebieden op basis van oppervlakte-ratio te combineren waarbij eventuele verschillen op T0 in overweging worden genomen. Dit omdat onder invloed van maatregelen verschillen in ontwikkeling tussen delen binnen en buiten ASEVs worden verwacht. In de kustzone wordt een vergelijkbare monitoring binnen en buiten de ASEVs uitgevoerd.

3.3.1. Diep slibrijk (Offshore circalittoral mud)

Voor analyse van de kwaliteitsontwikkelingen van het diepe slibrijke ecotoop zijn monitoringgegevens beschikbaar voor 1986, 1991-2010, 2012 en 2015. Het betreft 18 Van Veen happen voor 1986, 10 jaarlijkse boxcores voor de periode 1991-1994 en 19 jaarlijkse boxcores voor de periode 1995-2010 en 2012 afkomstig uit de BIOMON/MWTL-monitoring. In 2015 is het aantal uitgebreid naar 31 boxcores, 3 Hamon happen, 24 schaafmonsters (methodiek van buiten de kustzone) en 5 video-opnamen. De resultaten van boxcores en Hamon happen zijn voldoende vergelijkbaar om gecombineerd te analyseren. De video-opnamen verschillen te veel van de andere methodieken en zullen wellicht in de toekomst ook niet meer in dit habitat worden genomen omdat vanaf 2018 de monitoring met video specifiek gericht is op het verwachte voorkomen van grotere stenen (Wijnhoven, 2017c), zodat die verder buiten beschouwing worden gelaten. De resultaten met betrekking tot de schaaf-gerelateerde soorten in 2015 kunnen worden vergeleken met 30 schaafmonsters genomen in 1997 die de gehele KRM-zone van de Oestergronden betreffen (Bergman & Van Santbrink 1998) en 72 schaafmonsters afkomstig uit de inventarisatie van Centrale Oestergronden en Friese Front door het NIOZ in 2007 en 2012. Voor de jaren 2007 en 2012 is dezelfde gezamelijke set aan gegevens gebruikt. De Van Veen data uit 1986 zijn zowel gebruikt voor de beoordeling op basis van boxcoreï als schaaf-gerelateerde soorten.

De diepgelegen slibrijke zeebodemhabitats (Ecotoop ó diep slibrijkô) zijn voornamelijk gelegen in de KRM-zone van de Oestergronden. De ASEVs Centrale Oestergronden en Friese Front bestaan voornamelijk uit dit ecotoop, maar ook op de Klaverbank bestaat een gedeelte uit dit ecotoop. Van de hierboven aangeduide 31 boxcores bedoeld voor de evaluatie van de kwaliteitstoestand genomen in 2015 vallen er 7 in de delen buiten de ASEVs. De kwaliteitstoestand op basis van die monsters kan worden vergeleken met de overige 24 boxcores en de 3 Hamon happen (als steekproef van de aanwezige gemeenschap vergelijkbaar met boxcores). De schaafmonsters (en video opnamen) met betrekking tot de evaluatie van de algemene kwaliteitstoestand van het ecotoop zijn uitsluitend gelegen binnen ASEVs.

3.3.2. Diep zand (Offshore circalittoral sand)

Voor analyse van de kwaliteitsontwikkelingen van het diepe zandig ecotoop zijn monitoringgegevens beschikbaar voor 1986, 1991-2010, 2012 en 2015. Het betreft 24 Van Veen happen voor 1986, 40 jaarlijkse boxcores voor de periode 1991-1995 en 41 jaarlijkse boxcores voor de periode 1997-2005 en 39 boxcores voor de jaren 2006-2010 en 2012 afkomstig uit de BIOMON/MWTL monitoring. In 2015 is het aantal uitgebreid naar 45 boxcores, 4 Hamon happen, 12 schaafmonsters (methodiek van buiten de kustzone) en 9 video-opnamen. De resultaten van boxcores en Hamon happen zijn voldoende vergelijkbaar om gecombineerd te analyseren. De video-opnamen verschillen te veel van de andere methodieken en zullen wellicht in de toekomst ook hoofdzakelijk niet meer in dit habitat worden genomen, omdat vanaf 2018 de monitoring met video specifiek gericht is op het verwachte voorkomen van grotere stenen (Wijnhoven, 2017c), zodat die verder buiten beschouwing worden gelaten. De resultaten met betrekking tot de schaafgerelateerde soorten in 2015 kunnen worden vergeleken met 13 schaafmonsters genomen in 1996/1997 (Bergman & Van Santbrink, 1998), waar voor beide jaren de resultaten van de gehele 1996-1997 campagne worden aanhouden, en 9 schaafmonsters afkomstig uit de inventarisatie van Centrale Oestergronden en Friese Front door het NIOZ in 2007. De Van Veen data uit 1986 zijn zowel gebruikt voor de beoordeling op basis van boxcore ï als schaaf gerelateerde soorten.

De diepgelegen zandige zeebodemhabitats (ecotoop diep zandig) zijn te vinden in alle 3 de KRM zones buiten de kustzone. Het ASEV Bruine Bank bestaat voornamelijk uit dit ecotoop en is daarmee tot op zekere hoogte representatief voor het ecotoop in de ôOffshoreô zone, gezien het ontbreken van specifieke maatregelen en of beheer op de Bruine Bank tot op heden. Daarnaast bestaan delen van de Klaverbank en de Doggersbank en kleine delen van de Centrale Oestergronden en het Friese Front uit dit ecotoop, maar wordt het voornamelijk buiten de ASEVs aangetroffen. Van de hierboven aangeduide 45 boxcores bedoeld voor de evaluatie van de kwaliteitstoestand en genomen in 2015 vallen er 29 in de delen buiten de ASEVs. De kwaliteitstoestand op basis van die monsters kan worden vergeleken met de overige 16 boxcores en de 4 Hamon happen (als steekproef van de aanwezige gemeenschap vergelijkbaar met boxcores). De schaafmonsters (en video-opnamen) met betrekking tot de evaluatie van de algemene kwaliteitstoestand van het ecotoop zijn uitsluitend gelegen binnen ASEVs.

3.3.3. Diep grof sediment (Offshore circalittoral coarse sediment)

Er zijn geen specifieke data beschikbaar voor een historische analyse op basis van voor verschillende jaren vergelijkbare moniting. Er is één boxcore locatie in het diepe grove sediment ecotoop (op de Klaverbank) die sinds 1995 wordt bemonsterd en nog steeds onderdeel uitmaakt van het KRM-benthos-monitoringprogramma. Het is de vraag hoe representatief de ontwikkeling van één locatie is (met ook nog eens de niet meest voor de hand liggende bemonsteringsmethodiek op grof substraat). De T0 beperkt zich zodoende tot de evaluatie op basis van de monitoring data van 2015, die bestaan uit 10 Hamon happen en 1 boxcore (gezamenlijk geëvalueerd), en 10 video-opnamen.

3.3.4. Ondiep tot matig diep zand (Circalittoral sand)

De recent historische analyse van de ontwikkeling van de kwaliteitstoestand van het ondiepe tot matig diepe zandige ecotoop kan gebruik maken van boxcore data voor de jaren 1991-2010, 2012 en 2015. Voor de jaren 1991-1994 zijn 55 monsters beschikbaar, met uitzondering van 1992, toen 50 boxcores zijn genomen. Vanaf 1995 zijn ten minste 20 boxcores per jaar beschikbaar: In 2001 en 2007 21 boxcores; in 2005-2006, 2009-2010 en 2012 22 boxcores; en in 2008 23 boxcores. In 2015 bestaat het KRM-benthosmonitoringprogramma uit onder andere 56 boxcores, waarvan 22 monsters van de hiervoor opgesomde BIOMON/MWTL locaties afkomstig zijn en direct kunnen worden vergeleken met de daaruit voortkomende trend. De beschikbare bemonstering met de schaaf met betrekking tot dit ecotoop bestaat voor de jaren 2004-2014 uit respectievelijk 218, 214, 221, 236, 208, 214, 224, 230, 242, 239 en 239 overwegend schaafmonsters en een aantal zuigkor en Van Veen monsters op vaste locaties (alle geselecteerde WOT schelpdiersurvey locaties voor een representatief beeld van de

kustzone). In 2015 bestond de KRM-benthosschaafbemonstering uit 211 monsters (inclusief dus enkele Van Veen en zuigkor monsters), maar bevat de set ook locaties gelegen buiten de kustzone: voornamelijk Doggersbank en een enkele Friese Front locatie. Volgens het programma dienen dit er normaal gesproken 224 te zijn, maar een aantal locaties zijn in 2015 abusievelijk niet bemonsterd. De specificaties van de gebruikte schaven en de bemonsterde oppervlaktes in de kustzone en buiten de kustzone verschillen (zie 3.1). Voor het combineren van de gegevens zijn alle data omgerekend naar aantallen per vierkante meter en is de verwachting dat in ieder geval de vergelijkbaarheid in de toekomst (tussen de T0 en toekomstige evaluatiemomenten) groot zal zijn. Dit omdat de vastgelegde monitoringlocaties ook in de toekomst op een vergelijkbare wijze zullen worden bemonsterd met verschillen tussen de kustzone en de gebieden buiten de kustzone. Ter vergelijking van de kwaliteitstoestand in 2015 is voor dat jaar ook een vergelijking gemaakt van enkel de schaafdata uit de kustzone (afkomstig uit de WOT schelpdiersurvey) met de trend op basis van de beschikbare data in de voorafgaande periode. Aangezien het voorkomen van de indicatorsoort *Ophiura ophiura* in de WOT-monitoring van 2004 en 2005 nog niet consequent werd genoteerd, is in de historische kwaliteitsbeoordelingen van die jaren het voorkomen van *O. ophiura* in 2006 overgenomen.

Het ondiepe tot matig diepe zandige ecotoop beslaat een groot oppervlak van het NCP, voornamelijk bestaande uit een groot deel van de ÷Offshoreô en ÷Kustzoneô KRM zones (de ASEVs Noordzeekustzone, Voordelta en Vlakte van de Raan gedeeltelijk omvattend) en een aanzienlijk deel van de ASEV Doggersbank. De uiteenlopende geografische ligging van dit ecotoop, in combinatie met de variatie in toegepaste bemonsteringstechnieken en -intensiteit in verschillende gebieden, zorgt er voor dat de historische kwaliteitsanalyse van dit ecotoop te maken heeft met enige onzekerheden. Zo is de historische schaafbemonstering binnen dit ecotoop volledig gericht op de kustzone, komen daar vanaf 2015 wel de Doggersbank en enkele locaties op het Friese Front bij, maar wordt een groot gebied in de ÷Offshoreô KRM-zone niet bemonsterd. De boxcorebemonstering (op NCP niveau wel minder intensief) dekt wel alle delen bestaande uit ondiep tot matig diep zandig ecotoop. Een eventueel verschil tussen delen binnen ASEVs en buiten ASEVs worden geanalyseerd. Vooral de maatregelen met betrekking tot het uitsluiten van in het bijzonder de bodemberoerende visserij in de Voordelta en de Noordzeekustzone, geëffectueerd in respectievelijk 2008 en 2013 (Prins et al., 2014; Goudswaard et al., 2015), zouden al voor kwaliteitsverschillen binnen en buiten ASEVs kunnen zorgen. De aanwezigheid van eventuele verschillen in de kwaliteitstoestand tussen de gebieden binnen en buiten de ASEVs kunnen worden beoordeeld op basis van 40 boxcores en 164 schaafmonsters genomen in 2015 binnen de ASEVs en 16 boxcores en 63 schaafmonsters genomen buiten de ASEVs.

3.3.5. Ondiep tot matig diep grof sediment (Circalittoral coarse sediment)

Voor de analyse van de ontwikkeling van de kwaliteitstoestand van het ondiepe tot matig diepe grof sediment ecotoop zijn boxcore data beschikbaar voor de jaren 1991-2010, 2012 en 2015: 20 (4x5 replicaôs) voor de jaren 1991-1994, 17 voor de jaren 1995-2010 en 2012, en naast de 17 BIOMON/MWTL monsters, 10 extra monsters in 2015. De historische schaafbemonsteringsdataset voor dit ecotoop (monsters afkomstig uit de WOT-schelpdiersurvey) voor de jaren 2004-2014 bestaat uit 14 à 15 monsters per jaar, voortgezet in 2015 met 8 schaafmonsters als onderdeel van het KRM-benthosmonitoringprogramma, waaraan 5 schaafmonsters (4 op de Doggersbank en 1 op de Bruine Bank) zijn toegevoegd. De verdeling van de ligging van dit ecotoop over het NCP volgt die van het ondiepe tot matig diepe zand, maar dan met substantieel kleinere oppervlaktes: verspreid over ÷Kustzoneô, ÷Offshoreô en Doggersbank. De boxcore-locaties liggen allemaal buiten de ASEVs met uitzondering van de omgeving van de Doggersbank waar de locaties juist overwegend binnen het ASEV vallen. Ook de historische schaaflocaties zijn allemaal, met uitzondering van 1 locatie, gelegen buiten de ASEVs. Vanaf 2015 is dit niet meer het geval maar volgt de verdeling het patroon voor de boxcores (gelegen buiten de ASEVs in de kustzone en omgeving, binnen de ASEVs op Doggersbank en Bruine Bank). Daarmee is een analyse van eventuele verschillen ten gevolgen van de ligging

binnen of buiten ASEVs met mogelijk een verschillende kwaliteitstoestand en/of ï ontwikkeling niet meer mogelijk.

Evenals voor het eerder aangehaalde ecotoop is in de historische kwaliteitsbeoordelingen van 2004 en 2005 het voorkomen van *O. ophiura* in 2006 overgenomen.

3.3.6. Ondiep tot matig diep slibrijk (Circalittoral mud)

De recent historische monitoring van het ondiepe tot matig diepe slibrijke ecotoop bestaat wat betreft de BIOMON/MWTL boxcore bemonstering uit slechts één locatie die in de periode 1995-2010 en 2012 is bezocht, zodat de data voor een analyse van de kwaliteitsontwikkelingen weinig representatief zullen zijn. Vanaf 2015 worden er 3 boxcores genomen (2 binnen de Vlakte van de Raan, 1 gelegen buiten de ASEVs in de KRM-zone ÕOffshoreÖ). De historische schaafbemonsteringsdataset voor dit ecotoop (monsters afkomstig uit de WOT-schelpdiersurvey) voor de jaren 2004-2014 bestaat uit 16 monsters per jaar, met uitzondering van de jaren 2006 en 2009, waarin respectievelijk 13 en 12 van de representatieve schaaftrekken beschikbaar zijn. In 2015 zijn 14 van de geselecteerde locaties bemonsterd. Van de geselecteerde 16 schaaflocaties vallend in het ecotoop liggen 3 locaties binnen het ASEV van de Vlakte van de Raan, 2 binnen de Voordelta en vallen de overige locaties ook binnen de Kustzone, maar buiten de ASEVs.

Evenals voor de eerder aangehaalde ecotopen met resultaten verkregen uit de WOT schelpdiersurveys is in de historische kwaliteitsbeoordelingen van 2004 en 2005 het voorkomen van *O. ophiura* in 2006 overgenomen.

3.4 Kwaliteitstoestand HR habitats op NCP niveau

In principe vraagt de Habitatrichtlijn (HR) om een evaluatie van de kwaliteitstoestand van de habitattypes op landelijk niveau. Traditioneel (met betrekking tot terrestrische en zoetwaterhabitats) richt de HR-evaluatie zich op plantengemeenschappen. Met betrekking tot de zoute habitattypes zijn plantengemeenschappen weinig relevant. Wel worden er voor HR habitattypes, zo ook voor de zoute types, een aantal typische soorten geïdentificeerd die in principe indicatief zijn voor de kwaliteitstoestand van de desbetreffende habitats (Min EZ (2014a,b). Tot op heden werd gesteld, dat voor een goede kwaliteit van het habitattype ten minste de typische soorten dienen voor te komen. Hoe de kwaliteitstoestand dan kan worden geëvalueerd, is echter niet gespecificeerd. Voor een kwaliteitsbeoordeling is het dan ten minste noodzakelijk dat het voorkomen van typische soorten wordt geëvalueerd in relatie tot de (monitoring)inspanningen die worden geleverd om de soort aan te tonen (waar te nemen) om een louter beschrijvende/anekdotische beoordeling te ontstijgen. Op dit moment wordt een evaluatiesystematiek specifiek voor kwaliteitsbeoordelingen voor zoute HR habitattypes uitgewerkt, zodat in de toekomst ook een mate van kwaliteit en de ontwikkeling van de kwaliteit kunnen worden geëvalueerd. Bij de ontwikkeling van de BISI is hierop al enigszins voorgesorteerd op verzoek van de opdrachtgevers (Wijnhoven & Bos, 2017). Het gevraagde voor de KRM en voor de HR is namelijk niet wezenlijk anders en zou in potentie op dezelfde manier kunnen worden toegepast. Gezien de al officiële status van de typische soorten, is besloten bij de ontwikkeling van de BISI in ieder geval de typische soorten als potentiële indicatorsoorten te overwegen. Met betrekking tot een benodigde gevoeligheid voor specifieke verstoringen, dan wel karakteristiek zijn voor specifieke habitats, scoorden de typische soorten goed, maar niet alle typische soorten zijn ook ÕslimÖte noemen, vanwege het in een aantal gevallen zeer grote aantal monsters dat nodig is om eventuele veranderingen in hun voorkomen te kunnen detecteren. Desondanks zijn de typische soorten zoveel mogelijk in de indicatorsoortenlijsten van relevante beoordelingen opgenomen en is de beoordeling van het voorkomen van de set aan typische soorten één van de speciale beoordelingen geworden voor gebieden die zijn aangewezen als HR-gebied. Het voordeel van het werken met de BISI is dat er nu in de nabije toekomst kwaliteitsdoelen kunnen worden gesteld en dat ook de ontwikkeling indien de doelstelling nog niet wordt gehaald, kan worden geëvalueerd (evenals de effectiviteit van het beleid om de doelen te gaan behalen).

De BISI is in principe al ingericht om de HR habitattypes van de Noordzee te beoordelen. De HR vraagt echter een beoordeling op landelijk niveau, hetgeen in een aantal gevallen betekent dat ook gebieden buiten de Noordzee onderdeel van de beoordeling uit dienen te maken (denk aan delen van de Waddenzee die bestaan uit habitattype H1110, maar die nog geen specifiek voor de beoordeling van H1110 ingericht monitoringprogramma met bijbehorend daarop afgestemde beoordelingsmethodiek kent). Als eerste stap wordt hier de kwaliteit van HR habitattypes wat betreft de gedeelten in de Noordzee op basis van de BISI beoordeeld (wat overigens ook een specifiek onderdeel is van de huidige KRM beoordeling en rapportage).

Vergelijkbaar met de evaluatie van de kwaliteitstoestand van EUNIS-ecotopen op landelijk niveau is de monitoring niet specifiek ingericht op de evaluatie van de HR-habitattypes in hun geheel. Hiermee wordt bedoeld dat de te gebruiken monitoringslocaties niet random en in vergelijkbare dichtheden over de habitats verdeeld liggen, maar dusdanig zijn geplaatst dat de monitoringsintensiteit voor de afzonderlijke ASEVs toereikend is. Daarmee verschilt de monitoringsinspanning van ASEV tot ASEV en is niet in verhouding met het oppervlak dat de ASEVs innemen binnen het HR-habitattype. Daarnaast zijn er ook gebieden die buiten de ASEVs vallen, waar weliswaar monitoring plaatsvindt, maar de intensiteit lager is dan binnen de ASEVs. In feite is er sprake van een random-gestratificeerd monitoringdesign voor de HR-habitattypes, waarbij stratificatie plaatsvindt op het niveau van de gebiedsindeling in afzonderlijke ASEVs plus het gebied buiten de ASEVs. De werkwijze met betrekking tot de evaluatie van de kwaliteitstoestand is dan ook een naar oppervlakte gewogen evaluatie op basis van de afzonderlijke gebieden.

3.4.1. H1110 (Permanent overstroomde zandbanken)

Het HR-habitattype H1110, de permanent overstroomde zandbanken, kent 3 subtypes, waarvan subtypes b en c (respectievelijk Permanent overstroomde zandbanken van de kustzone van de Noordzee en van de Doggersbank) geheel in de Noordzee gelegen zijn. Subtype a (Permanent overstroomde zandbanken van het getijdengebied) valt slechts voor een klein deel binnen de Noordzee en bestaat voornamelijk uit gebieden gelegen in de Waddenzee (Min EZ, 2014a). Zodoende is er op dit moment nog geen specifieke BISI ontwikkeld voor habitattype H1110a. Mochten er al monitoringslocaties in de kustzone van de Nederlandse Noordzee zijn die op dit moment binnen H1110a vallen (dit blijkt in een enkel geval zo te zijn), dan zijn die in de huidige evaluatie tot H1110b gerekend en niet afzonderlijk beoordeeld of achterwege gelaten. In deze fase (tot duidelijk is hoe HR habitatevaluaties er uit gaan zien), worden de habitattypes H1110b en H1110c afzonderlijk geëvalueerd.

<u>H1110b:</u>

Voor de evaluatie van H1110b worden de afzonderlijke kwaliteitsbeoordelingen per jaar voor de Voordelta (zie 4.1.4), de Noordzeekustzone (zie 4.1.5), de Vlakte van de Raan (zie 4.1.6) en het overige gedeelte gelegen buiten de ASEVs (H1110b overig) gebruikt. De BISI-scores voor het laatste genoemde gebied zijn nog niet elders berekend, maar kunnen worden bepaald op basis van 25 boxcores beschikbaar voor de jaren 1991-1994, 11 boxcores beschikbaar voor 1995-2004, 13 boxcores voor 2005-2006, en 14 boxcores voor 2007-2010 en 2012 (het BIOMON/MWTL monitoring programma). Vanaf 2015 bestaat het KRM benthos monitoringprogramma uit 17 boxcores en 63 schaafmonsters voor het ôH1110b overigô gebied. Het aantal schaafmonsters (afkomstig uit de WOT schelpdiersurvey) is vergelijkbaar, met de 56 tot 64 locaties bemonsterd per jaar gedurende de periode 2004-2014.

De algehele kwaliteitstoestand wordt vervolgens naar oppervlakte-ratio berekend door de afzonderlijke BISI-scores als volgt te combineren:

H1110b = 0,089(VD) + 0,156(NZKZ) + 0,019(VvdR) + 0,736(H1110b overig)

Voor een aantal jaren ontbreken (zoals eerder aangegeven) enige data die hier als volgt zijn ingevuld om voor zo veel mogelijk jaren de kwaliteit van H1110b te kunnen beoordelen op basis van boxcore en/of schaaf: De boxcore data van 1990 berekend voor de Vlakte van de Raan zijn tevens gebruikt

voor de jaren 1991-2014 (te verantwoorden gezien de geringe rol van de Vlakte van de Raan binnen het totaal oppervlak aan H1110b). De boxcore beoordeling van 1988 voor de Voordelta is gebruikt voor 1991, en de schaafbeoordeling van 1988 is gebruikt voor 1996/1997. Daarnaast zijn zoals eerder vermeld de waarnemingen van *O. ophiura* in 2006 ook gebruikt voor 2004 en 2005.

H1110c:

Het extra aantal monitoringslocaties ter beoordeling van de kwaliteitstoestand en -ontwikkeling van habitattype H1110c ten opzichte van het ASEV Doggersbank is beperkt. Aangezien de schaafbemonstering uitsluitend binnen ASEVs wordt uitgevoerd in dit gedeelte van de Noordzee, is de kwaliteitsbeoordeling op basis van schaafgerelateerde indicatorsoorten exact dezelfde als voor de Doggersbank. Het aantal boxcores ter evaluatie van de kwaliteitstoestand kan in 2015 wel worden uitgebreid van 20 naar 24. Hiermee kan de waargenomen kwaliteitstoestand in 2015 binnen habitattype H1110c iets afwijken van die van de ASEV Doggersbank. Er bestaat de kans dat wanneer maatregelen die op de Doggersbank zullen worden genomen om in bepaalde gebieden vooral de visserij-gerelateerde bodemverstoring te reduceren (Min IenW & Min LNV, 2018a) effectief zullen zijn, de kwaliteitsverschillen tussen de Doggersbank en H1110c meer uit elkaar zullen gaan lopen.

3.4.2. H1170 (Riffen)

De evaluatie van HR-habitattype Riffen (H1170) voor de Nederlandse Noordzee is op dit moment (T0) dezelfde als de evaluatie van de ASEV Klaverbank. Voor de karakteristieken en beschikbaarheid van recent historische monitoringdata wordt dan ook verwezen naar hoofdstuk 3.2.8. Recentelijk is het benthos monitoringprogramma aangepast en de monitoring zal vanaf 2018 gefocust zijn op de kenmerkende onderdelen van H1170, namelijk de gebieden met (veronderstelde) concentraties (>50 stenen per km^2) aan stenen (>30 cm) (Min EZ, 2014b; Wijnhoven, 2017c). Hiermee geeft de monitoring van 2018 geen representatief beeld meer van het gehele oppervlak aan 10 x 10 km rastercellen waarbinnen habitattype H1170 wordt aangetroffen (zoals voor H1110 vooralsnog wel de opzet is), maar is de opzet een specifieke monitoring van de shapes waarbinnen het habitattype is aangetoond of wordt verwacht. De monitoring van 2018 zal dan ook gaan functioneren als een nieuwe T0 waarmee toekomstige inventarisaties kunnen worden vergeleken. De voorgenomen sluiting van delen van de Klaverbank voor bodemberoerende visserij is overigens ook nog niet geëffectueerd, zodat het gebruik van 2018 als T0 verder ook geen probleem is. Het habitattype H1170 wordt overigens ook in het gebied van de Borkumse Stenen aangetroffen/verwacht (Min EZ, 2014b; Goudswaard et al., 2015). Op dit moment ontbreekt een specifiek op habitattype H1170 gerichte monitoring in dit gebied en wordt enkel het ondiepe tot matige diepe zandige ecotoop bemonsterd met schaaf (6 locaties) en boxcore (1 locatie). Omdat dit afwijkt van de monitoring op de Klaverbank in 2015 en al helemaal van de monitoring zoals vanaf 2018 uitgevoerd, worden de resultaten van de Borkumse Stenen hier niet in beschouwing genomen met betrekking tot H1170.

3.5 Evaluatie effectiviteit maatregelen

Het KRM-benthosmonitoringprogramma is zo ingericht dat de effectiviteit van maatregelen, in dit geval het sluiten van gebieden voor specifieke bodemberoerende visserij, kan worden geëvalueerd op basis van speciaal daarvoor aangewezen monsters. Door gebruik te maken van de geselecteerde monsters kan worden geëvalueerd volgens een optimaal Before-After-Control-Impact (BACI) design, waarbij dezelfde aantallen monsters genomen zijn in ógeslotenô(veelal voor bepaalde vormen van visserij zoals specifiek bodemberoerende visserij gesloten gebieden) en open gebieden, met een zelfde verdeling over aanwezige ecotopen (Wijnhoven & Bos, 2017). De toestand in 2015 functioneert voor een aantal gesloten en/of nog te sluiten gebieden als een T0. In deze fase kan dus nog niet werkelijk de effectiviteit van genomen maatregelen worden getoetst, maar kan al wel worden nagegaan of er in de uitgangsituatie al verschillen bestaan tussen gesloten en/of te sluiten gebieden en de open referentiegebieden. De vergelijkbaarheid van de gebieden wordt hier getoetst en eventuele kwaliteitsverschillen zullen daar waar mogelijk worden geduid.

Voor de evaluatie van de effectiviteit van maatregelen wordt gebruik gemaakt van een specifiek ingerichte op schaafmonsters gebaseerde monitoring (video en Hamon happen op de Klaverbank) met dezelfde aantallen monsters in zowel open als gesloten gebieden als berekend (en genomen) voor de evaluatie van het desbetreffende ASEV waarin de gesloten gebieden gelegen zijn. In geval meerdere gebieden binnen specifieke ASEVs gesloten zijn, bepaalt de vergelijkbaarheid van de gebieden met bijbehorende gemeenschappen, evenals de grootte van de gebieden, of de gesloten gebieden afzonderlijk of gezamenlijk worden geëvalueerd (Wijnhoven & Bos, 2017). In enkele gevallen verschillen de maatregelen die zijn genomen in de verschillende ógesloten ô gebieden, maar wordt de effectiviteit van maatregelen voor die gebieden toch gezamenlijk geëvalueerd. Evaluaties vinden uitsluitend plaats op basis van schaafdata en dus in principe op schaafgerelateerde indicatorsoorten. Voor een aantal indicatorsoorten vindt evaluatie van de kwaliteitstoestand van desbetreffende ASEVs plaats op basis van boxcoremonsters, maar zouden (delen van) populaties eventueel ook met behulp van de schaaf kunnen worden bemonsterd (zia o.a. Wijsman etal., 2013). Wanneer ook de schaaf indicatief zou kunnen zijn voor het voorkomen van indicatorsoorten, is in een aantal gevallen de eerder als ó boxcore-soortô aangemerkte soort opgenomen in de evaluatie van de effectiviteit van maatregelen om de power en de indicatiewaarde van de testen te vergroten. Echter wel met schaafeigen referentiedata.

Beoordeling van de vergelijkbaarheid van de uitgangssituatie geschiedt in principe door vergelijking van BISI-scores (± bijbehorende waargenomen variatie) met behulp van 2-zijdige onafhankelijke t-toetsen.

3.5.1. Gesloten gebieden Doggersbank

Op de Doggersbank zijn twee gebieden volgens het FIMPAS akkoord aangewezen als te sluiten gebieden waar de te verwachten benthische gemeenschappen door de specifieke abiotische omstandigheden naar verwachting zullen verschillen (Troost et al., 2013b). Zowel het gesloten gebied van de noordelijke helling als dat van de zuidelijke helling kennen een specifiek ingerichte monitoring bestaande uit ieder 28 schaafmonsters waarvan de helft in ógesloten ô en de helft in vergelijkbaar open gebied ligt. Evaluatie vindt plaats op basis van 22 indicatorsoorten.

3.5.2. Gesloten gebieden Noordzeekustzone

In de Noordzeekustzone liggen 5 gebieden waar specifieke visserijbeperkende maatregelen zijn of worden genomen zoals geregeld in het VIBEG akkoord (Min EZ, 2017). De 5 gebieden worden hier de ógesloten ô gebieden genoemd, maar kennen in werkelijkheid verschillende typen maatregelen die ofwel alle vormen van visserij (VIBEG zone I), ofwel specifiek de bodemberoerende visserij (VIBEG zone II) omvatten (Goudswaard et al., 2015). Er zal specifiek onderzoek worden uitgevoerd naar de effecten van verschillende maatregelen per beheergebied (als projectonderzoek binnen VIBEG; waarbij ook zones III tot en met V zullen worden geëvalueerd). In het kader van de KRM evaluaties en de evaluatie van de effectiviteit van visserijmaatregelen zullen de gesloten gebieden als geheel worden beoordeeld en worden vergeleken met de rest van de Noordzeekustzone (hier open gebieden genoemd; maar die gedeeltelijk ook visserijrestricties kennen). Er is daarnaast echter ook sprake van maatregelen die een fasering en transitie in de visserij met betrekking tot toegepaste methodieken betreffen, die opgaan voor het gehele HR-gebied van de Noordzeekustzone. Dit maakt dat de uitvoer van een goede T0 extra belangrijk is, aangezien de verwachting is dat ook de open gebieden binnen de Noordzeekustzone een ontwikkeling ten gevolge van maatregelen zullen gaan doormaken en mogelijk kwaliteitsverbetering zullen gaan laten zien. De visserijbeperkingen in de Noordzeekustzone zijn in het najaar van 2013 geëffectueerd (Goudswaard et al., 2015), zodat de kwaliteitstoestand zoals hier gepresenteerd voor 2015 (en aangeduid met T0) voor ógesloten ô en open gebieden al gedeeltelijk het gevolg kan zijn van gevoerd beheer (Min IenM, 2016).

De voorgestelde monitoring ter evaluatie van de effectiviteit van het uitsluiten van specifieke visserij activiteiten in een 5-tal gebieden (de ógesloten ô gebieden) bestaat uit 132 schaafmonsters waarvan de helft wordt genomen in ógesloten ô gebieden en de overige 66 monsters in vergelijkbare open gebieden.

In 2015 zijn slechts 71 van de voorgenomen monsters ook gerealiseerd: 60 in open gebieden en 11 in gesloten gebieden. Een evaluatie van de (eventuele verschillen in) kwaliteitstoestand tussen open en gesloten gebieden is hiermee wel mogelijk, maar er dient een slag om de arm te worden gehouden met betrekking tot de representativiteit van vooral de monitoring in gesloten gebieden en ten aanzien van de vraag of het genomen aantal monsters toereikend is om eventuele verschillen aan te tonen.

Evaluatie op basis van de BISI vindt plaats op basis van het voorkomen van 15 indicatorsoorten. Aan de schaafgerelateerde indicatorsoorten voor de evaluatie van de kwaliteitstoestand van de Noordzeekustzone zijn *Abra alba* en *Fabulina fabula* met specifiek schaafgerelateerde referentiewaarden voor evaluatie van beheermaatregelen toegevoegd.

3.5.3. Gesloten gebieden Vlakte van de Raan

In het gebied van de Vlakte van de Raan liggen 4 gebieden waar specifieke maatregelen zijn genomen, wederom zoals geregeld in de VIBEG akkoorden (Min EZ, 2017). In overeenstemming met de situatie in de Noordzeekustzone betreft het hier verschillende maatregelen in de verschillende gebieden en kent het HR-gebied als geheel ook afspraken wat betreft de intensiteit en de methodiek van visserij. In principe was er al sprake van sluiting van gebieden voor specifieke bodemberoerende visserij in het najaar van 2013. De afspraken werden echter niet volledig nageleefd (mede omdat VIBEG-akkoorden als pakket doorgang dienen te vinden), en er vond tussentijdse aanpassing van de positionering van de gesloten gebieden plaats (Troost et al., 2013a; Min EZ, 2017). Dientengevolge is de verwachting dat in 2015 effecten als gevolg van gevoerd beheer tussen gesloten en open gebieden binnen de Vlakte van de Raan nog gering zullen zijn. De situatie in 2015 kan zodoende worden beschouwd als de T0 waarna ógeslotenô en open gebieden mogelijk een andere ontwikkeling kunnen gaan doormaken als gevolg van maatregelen (Min IenM, 2016). Ook hier zal evaluatie plaats vinden voor het geheel aan ógeslotenôgebieden binnen de Vlakte van de Raan, waarbij het volgen van de ontwikkeling van het open gebied (extra) belangrijk is gezien de maatregelen die zijn genomen die de gehele Vlakte van de Raan betreffen.

De specifieke monitoring ter evaluatie van de effectiviteit van visserijmaatregelen (vergelijken kwaliteitstoestand en ï ontwikkeling van gesloten en open gebieden) bestaat voor de Vlakte van de Raan uit 78 geplande schaafmonsters, evenredig verdeeld over de open en gesloten gebieden met veronderstelde aanwezigheid van vergelijkbare gemeenschappen op T0 (Troost et al., 2013a). Helaas zijn in 2015 abusievelijk slechts 31 van de genoemde 78 monsters genomen, waarvan er maar 6 in de gesloten gebieden vallen. Op basis van de monstername kan een indicatie worden verkregen (maar ook niet meer dan dat) of de kwaliteitstoestand mogelijk vergelijkbaar is op T0.

Evaluatie op basis van de BISI vindt plaats op basis van het voorkomen van 11 indicatorsoorten. Aan de schaafgerelateerde indicatorsoorten voor de evaluatie van de kwaliteitstoestand van de Vlakte van de Raan is *Fabulina fabula* met specifiek schaaf-gerelateerde referentiewaarden voor evaluatie van beheermaatregelen toegevoegd.

3.5.4. Werkwijze overige gebieden

In principe is in 2015 ook bij de bemonstering van de Klaverbank de T0 bemonstering voor eventuele evaluatie van de effectiviteit van maatregelen (sluiten gebieden voor specifieke bodemberoerende visserij) uitgevoerd. Daarbij is uitgegaan van de in 2015 voorgestelde maar nog niet definitieve plannen voor de ligging van gesloten gebieden. Inmiddels is de exacte lokalisering van de te sluiten gebieden op de Klaverbank voorgesteld vanuit het FIMPAS overleg, en verschilt de ligging van de gebieden substantieel van eerdere plannen. Daarnaast is er inmiddels voor gekozen om de monitoring op de Klaverbank specifiek te richten op de kerngebieden met betrekking tot habitattype H1170, bestaande uit de gebieden met aggregaties van grote stenen (Wijnhoven, 2017c). Een vergelijking van de monitoringsgegevens volgens eerder opgesteld design, of volgens toebedeling aan de categorieën open en gesloten volgens het FIMPAS voorstel uit 2017, waarbij de monitoringsinspanning in veronderstelde ecotopen niet meer vergelijkbaar is, en de monitoring veelal op suboptimaal habitat is gericht, is hiermee niet meer erg informatief. Aangezien effectuering van de

maatregelen op de Klaverbank nog moet plaatsvinden, kan de monitoring van 2018 als T0 gaan dienen voor vergelijkingen in de toekomst.

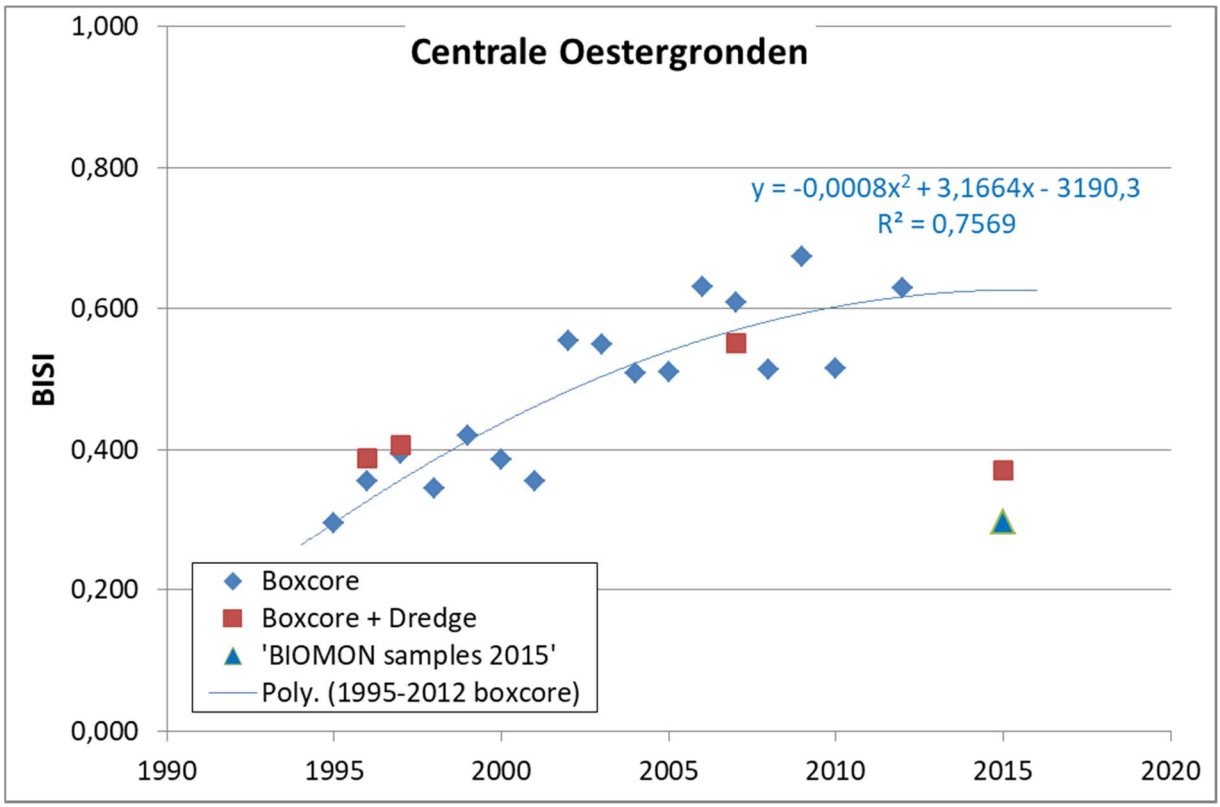
Hierop aansluitend zijn inmiddels ook te sluiten gebieden voorgesteld op en rond de Centrale Oestergronden en het Friese Front. Het monitoringprogramma is specifiek voor het mogelijk maken van evaluatie van de beheermaatregelen uitgebreid en aangepast (Wijnhoven et al., 2017c). Ook voor deze gebieden kan de monitoring van 2018 gaan dienen als T0.

4. Resultaten

4.1 Kwaliteitstoestand óGebieden met bijzondere ecologische waardenô

De óGebieden met bijzondere ecologische waardenô(ASEVs) staan centraal bij de inrichting van het KRM-benthosmonitoringprogramma en de evaluaties van de kwaliteitstoestand op basis van de monitoringsresultaten. Een aantal van de ASEVs vraagt dan ook om een afzonderlijke evaluatie, daar het HR-gebieden betreft. Daarnaast zijn er specifieke maatregelen genomen en/of gepland om kwaliteitsverbetering te bewerkstelligen in de ASEVs. Verder worden de ASEVs als representatief gezien voor grotere eenheden van het NCP, in zoverre dat ze een doorsnede van de op het NCP aan te treffen habitats omvatten. Daarnaast beslaan ze specifiek de waardevolste elementen van het NCP. Daar specifieke maatregelen ter verbetering van de benthische kwaliteitstoestand voornamelijk in ASEVs worden genomen, is het mogelijk dat de kwaliteitstoestand van de ASEVs gaat voorlopen op de gebieden buiten de ASEVs. Ten tijde van de T0 speelt dit wellicht nog niet of nauwelijks een rol daar maatregelen indien al genomen, nog vrij recent zijn en dus hun uitwerking nog niet (kunnen) hebben gehad. Daar waar gebieden voor 2015 al gesloten waren voor specifieke bodemberoerende visserij (voornamelijk boomkorvisserij) zal dit worden aangegeven.

4.1.1. Centrale Oestergronden (COE)



Figuur 2. Vergelijking huidige (T0 = 2015) kwaliteitstoestand met de recent historisch ontwikkelingen op basis van de BISI.

Waar de BISI methodiek voor evaluatie van de Centrale Oestergronden in principe gebruik maakt van 20 indicatorsoorten, is er enkel sprake van een continue bemonsteringsinspanning met de boxcore voor de periode 1995-2012. Daarmee is het mogelijk een gedeeltelijke evaluatie uit te voeren voor die jaren enkel gebaseerd op de 9 boxcore soorten. De boxcore monitoring laat een duidelijk toenemende

kwaliteit van het benthische habitat zien (Figuur 2; groot verklarend vermogen van de tweede orde polynoom trendlijn), waarbij de BISI score tot en met 2001 significant lager is dan de interne referentie (BISI score = 1). Na 2001 is dit niet meer het geval, maar lijkt de kwaliteitstoename ook af te vlakken. In 2015 blijkt de kwaliteitstoestand op de Centrale Oestergronden drastisch te zijn afgenomen ten opzichte van de laatste meting in 2012 en de geïdentificeerde trend. Figuur 2 toont de BISI-score (=0,297) in 2015 op basis van dezelfde 6 MWTL/BIOMON monsters als in de voorgaande periode, die wederom significant (p<0,001) lager is dan de referentie. Op basis van het huidige monitoringsprogramma (dat een representatiever beeld zal geven van de algehele kwaliteitstoestand van het gebied) komt een evaluatie op basis van enkel de boxcore soorten uit op een BISI score van 0,428 (Appendix 1), nog altijd significant (p<0,05) lager dan de referentie.

De resultaten op basis van een complete evaluatie (waar mogelijk zowel boxcore- als schaafsoorten) laten zien dat het waargenomen patroon in kwaliteit niet het resultaat is van het feit dat het slechts een gedeeltelijke evaluatie betreft. De resultaten op basis van boxcore en schaaf in 1996/1997, 2007 en 2015 zijn in lijn met de bevindingen op basis van enkel de boxcore soorten.

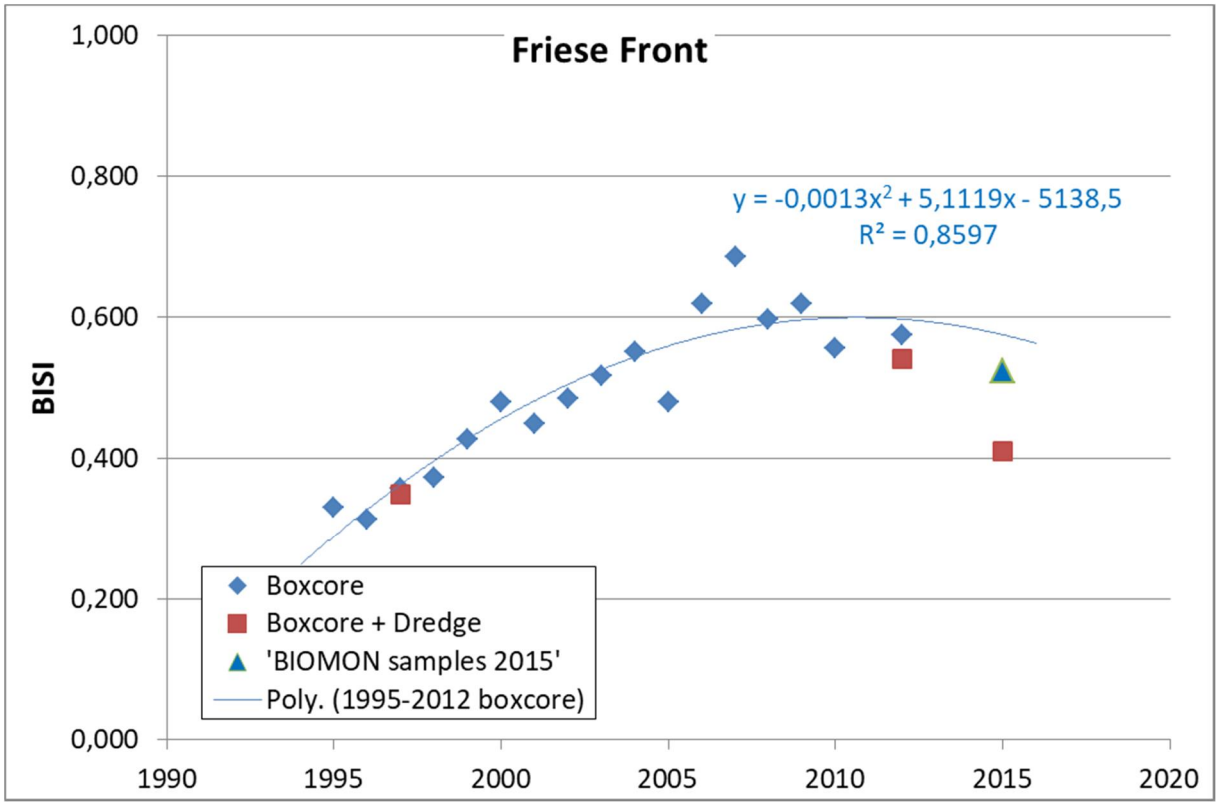
De resultaten laten zien dat de T0 situatie (significant p<0,001 verlaagde BISI = 0,370 op basis van complete KRM-bemonstering) een behoorlijk verstoorde kwaliteit van de benthische habitats vertoont, waarbij deze tot voor kort niet in die mate verstoord was, en mogelijk lange tijd aan de beterende hand was.

Appendix 1.1.1 geeft meer inzicht in de mogelijke oorzaken en de eventuele effecten van de waargenomen patronen in verstoringen specifiek voor de Centrale Oestergronden. Een vermindering van de bodemverstorende activiteiten in het gebied gedurende de jaren 90, lijkt de basis te zijn voor de algehele kwaliteitsverbeteringen. Zowel de grote als de langlevende soorten indicatief voor respectievelijk intensieve en frequente bodemverstorende visserij-activiteiten vertoonden tot voor kort een herstel en waren in behoorlijke aantallen aanwezig. Dit kan het effect zijn van verminderde visserij op de Centrale Oestergronden, of een transitie in het vistuig in gebruik (of beide). Recentelijk zichtbaar, en vooral in 2015 (na twee jaar zonder monitoring), is de significante achteruitgang in de algemene kwaliteit, eveneens terug te zien in de specifiek voor bodemverstorende visserij gevoelige soorten. Naar verluid heeft de laatste jaren een verplaatsing van de visserij-activiteiten plaats gevonden van de kustgebieden naar verder op zee (Kuhlman & Van Oostenbrugge, 2014; Prins et al., 2014; Slijkerman et al., 2014), die op de Centrale Oestergronden in het bijzonder in 2015 zichtbaar is geworden. Opvallend is dat hetzelfde patroon zichtbaar is voor soorten met frequente rekrutering, maar dan ook nog eens achterblijvend bij de grote en langlevende soorten. Dat kan betekenen dat de aanwas van deze soorten uit de wijde omtrek verstoord is. De trend met betrekking tot eventuele ecologische verstoring is niet duidelijk vanwege het beperkte aantal boxcore-gerelateerde indicatorsoorten die specifiek zijn voor die analyse. Gezien de ontwikkelingen van de andere delen van de Oestergronden, de ôOffshoreô en de Doggersbank (KRM zones OYS, OFF, DBO; zie resultaten desbetreffende gebieden met bijzondere ecologische waarden elders in dit rapport) is het weinig aannemelijk dat de ecologische druk recent nog grote variatie in de tijd heeft vertoond. Wel laten de resultaten van 2015 zien dat er sprake is van significante ecologische druk, gezien de lage BISI-waarde voor deze specifieke evaluatie (BISI = 0,325). Daarmee is het aannemelijk dat er de laatste decennia sprake is van permanente ecologische druk (nutriëntgehaltes, verontreinigingen, zuurstof condities en/of temperatuurverandering spelen hier mogelijk een rol, maar de specifieke oorzaken zijn op dit moment nog moeilijk te scheiden op basis van de BISI vanwege het grotendeels vergelijkbare effect op de benthosgemeenschappen). Rond de Centrale Oestergronden zijn de zuurstofcondities in ieder geval nog niet optimaal en ten minste in de omgeving worden de nutriëntgehaltes (hoewel niet specifiek op de Centrale Oestergronden) als problematisch aangemerkt (OSPAR Commission, 2017b) terwijl de temperatuur van het zeewater juist stijgt (Herman et al., 2014).

Een vergelijkbaar patroon als voor de algemene kwaliteitsbeoordeling is terug te zien voor de karakteristieke soorten (soorten die onder goede condities veel talrijker zijn op de Centrale Oestergronden dan elders), wat betekent dat de impact van de recent toenemende habitatverstoring op landelijk niveau doorwerkt.

4.1.2. Friese Front (FF)

Waar de BISI-methodiek voor evaluatie van het Friese Front in principe gebruik maakt van 16 indicatorsoorten, is er enkel sprake van een continue bemonsteringsinspanning met de boxcore voor de periode 1995-2012. Daarmee is het mogelijk een gedeeltelijke evaluatie uit te voeren voor die jaren enkel gebaseerd op de 8 boxcore-soorten. De boxcore-monitoring laat een duidelijk toenemende kwaliteit van het benthische habitat zien (Figuur 3; groot verklarend vermogen van de tweede orde polynoom trendlijn), waarbij de BISI-score tot en met 1999 en vervolgens nog in 2001 en 2005 significant lager is dan de interne referentie (BISI score = 1). Na 2007 is er duidelijk sprake van stagnatie van de kwaliteitstoestand op het niveau van 2006, of meer recentelijk wellicht zelfs een lichte afname. In 2015 zet die ontwikkeling op het Friese Front door. In vergelijking tot bijvoorbeeld de Centrale Oestergronden wordt de kwaliteitsafname iets eerder ingezet, maar hij is in 2015 ten opzichte van de voorgaande jaren minder extreem. Figuur 3 toont de BISI-score (=0,523) in 2015 op basis van dezelfde 8 MWTL/BIOMON monsters als in de voorgaande periode (op basis van de huidige 9 boxcore locaties is de score net iets lager maar vergelijkbaar).



Figuur 3. Vergelijking huidige (T0 = 2015) kwaliteitstoestand met de recent historisch ontwikkelingen op basis van de BISI.

De resultaten op basis van een complete evaluatie (waar mogelijk zowel boxcore als schaafsoorten) laten zien dat het waargenomen patroon in kwaliteit wederom niet het resultaat is van het feit dat het slechts een gedeeltelijke evaluatie betreft. De resultaten op basis van boxcore en schaaf in 1996/1997 en 2012 zijn in lijn met de bevindingen op basis van enkel de boxcore soorten.

In 2015 resulteert de inclusie van schaafgerelateerde soorten tot een grotere kwaliteitsdaling, dan enkel op basis van boxcoresoorten, waarbij de BISI-score van 0,410 weer tot een significant verlaagde kwaliteit ten opzichte de interne referentie leidt. Het patroon is in grote lijnen in overeenstemming met de ontwikkeling op de Centrale Oestergronden met lange tijd een significante verbetering van de kwaliteit, maar recentelijk het keren van trend, waarbij dit in de tijd eerder optreed dan op de Centrale Oestergronden.

Appendix 1.1.2 geeft meer inzicht in de mogelijke oorzaken en de eventuele effecten van de waargenomen patronen in verstoringen specifiek voor het Friese Front. Een vermindering van de bodemverstorende activiteiten in het gebied gedurende de jaren 90, lijkt de basis te zijn voor de algehele kwaliteitsverbeteringen. Zowel de grote als de langlevende soorten indicatief voor respectievelijk intensieve en frequente bodemverstorende visserij-activiteiten vertoonden tot halverwege de ó0eroôsôeen herstel en waren in behoorlijke aantallen aanwezig. Opvallend is dat de trendverandering voor specifiek de soorten indicatief voor bodemverstoring (Figuur 1.1.2b) meer afgetekend is en wellicht ook iets eerder wordt ingezet dan zichtbaar in de algemene kwaliteitsevaluatie (Figuur 1.1.2a). Dit is een sterke aanwijzing dat het hier om het specifieke effect van een toename van de bodemverstoring gaat sinds het begin van deze eeuw, nog enigszins verbloemd door een mogelijk lichte vermindering van de ecologische druk of een andere niet geïdentificeerde druk die er doorheen speelt. Evenals voor de Centrale Oestergronden zal het hier gaan om een verplaatsing van de visserij-activiteiten van de kustgebieden naar verder op zee (Kuhlman & Van Oostenbrugge, 2014; Prins et al., 2014; Slijkerman et al., 2014). De verplaatsing van de activiteiten is logischerwijs geleidelijk en eerst zichtbaar in gebieden dichter bij de kust (m.a.w. het Friese Front) dan verder uit de kust (de Centrale Oestergronden). Waar op basis van de boxcore soorten de afname in kwaliteit in 2015 wel min of meer tot stilstand lijkt te zijn gekomen zet deze op basis van de gecombineerde boxcore en schaaf data nog stevig door (de schaafgerelateerde soorten zullen over het algemeen ook juist de grotere, langlevende en daarmee voor bodemverstorende visserij gevoeligere soorten zijn).

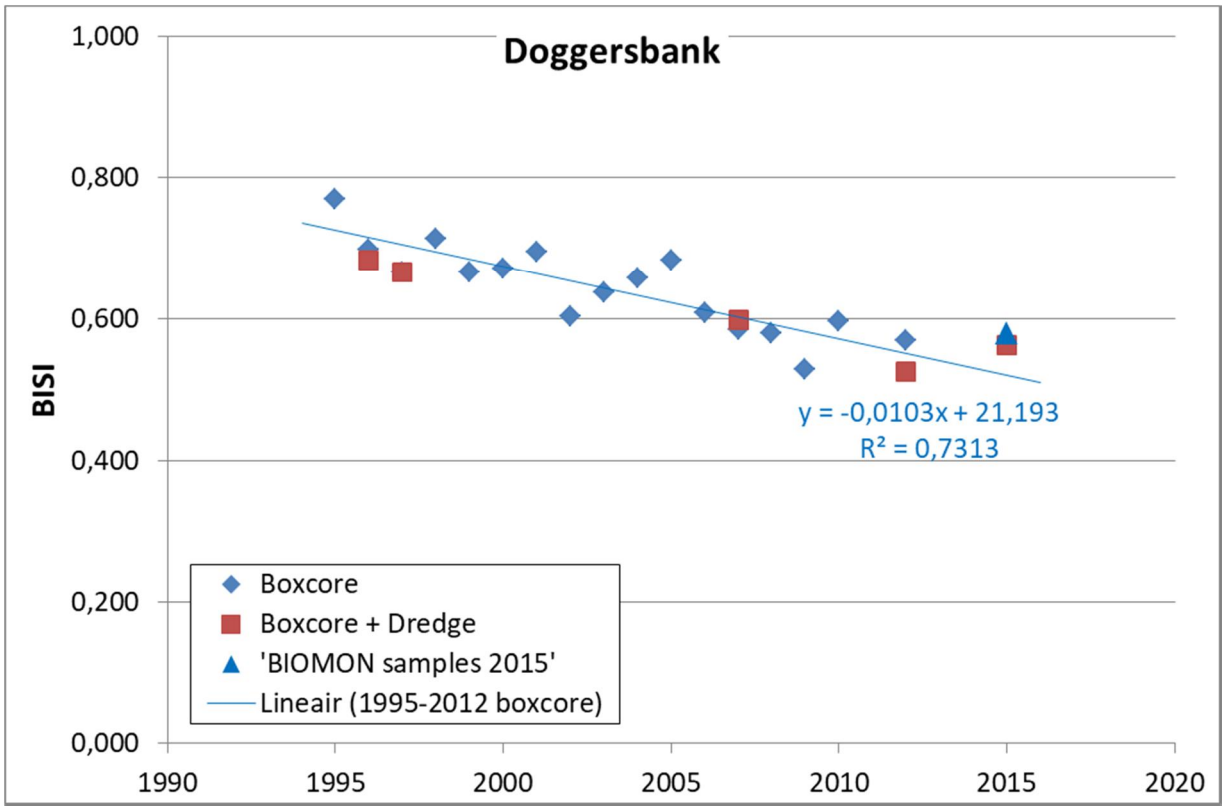
Wederom lijkt het er op, zoals op de Centrale Oestergronden, dat de aanwas van soorten met frequente rekruten vanuit de wijde omtrek wordt beperkt. De trend met betrekking tot eventuele ecologische verstoring is niet duidelijk (vanwege het beperkte aantal boxcore-gerelateerde indicatorsoorten die specifiek zijn voor die analyse). Gezien de ontwikkelingen van de andere delen van de Oestergronden, de ó0ffshoreôen de Doggersbank (KRM zones OYS, OFF, DBO; zie resultaten desbetreffende gebieden met bijzondere ecologische waarden elders in dit rapport) is het weinig aannemelijk dat de ecologische druk recent nog grote variatie in de tijd heeft vertoond. Wel laten de resultaten van 2015 zien dat er sprake is van significante ecologische druk, gezien de eveneens lage BISI-waarde voor deze specifieke evaluatie (BISI = 0,417). Daarmee is het aannemelijk dat er de laatste decennia sprake is van permanente ecologische druk (nutriëntgehaltes, verontreinigingen, zuurstofcondities en/of temperatuurverandering spelen hier mogelijk een rol, maar de specifieke oorzaken zijn op dit moment nog moeilijk te scheiden op basis van de BISI vanwege het grotendeels vergelijkbare effect op de benthosgemeenschappen).

Een vergelijkbaar patroon als voor de algemene kwaliteitsbeoordeling is terug te zien voor de karakteristieke soorten (soorten die onder goede condities veel talrijker zijn op het Friese Front dan elders), wat betekent dat de impact van de recent toenemende habitatverstoring op landelijk niveau doorwerkt. (Want de karakteristieke soorten van het Friese Front zijn juist karakteristiek omdat ze niet of veel minder talrijk in andere gebiedenm van het NCP aan te treffen zijn).

4.1.3. Doggersbank (DB)

Waar de BISI methodiek voor evaluatie van de Doggersbank in principe gebruikt maakt van 34 indicatorsoorten, is er enkel sprake van een continue bemonsteringsinspanning met de boxcore voor de periode 1995-2012. Daarmee is het mogelijk een gedeeltelijke evaluatie uit te voeren voor die jaren enkel gebaseerd op de 18 boxcore soorten. De boxcore monitoring laat een duidelijk consequent afnemende kwaliteit van het benthische habitat zien (Figuur 4; groot verklarend vermogen van de lineaire trendlijn) tot en met 2012. Enkel de BISI-scores voor 2015 zouden kunnen duiden op een tot stilstand komen van de achteruitgang, waarbij direct dient te worden aangetekend dat dit op basis van enkel de ó1MWTL/BIOMON monstersô minder duidelijk is en ook tot de natuurlijke variatie rond de trend zou kunnen horen. Hoopgevend is echter dat ook de combinatie van boxcore- en schaafdata (die aardig de trend volgen voor de jaren waar schaafdata beschikbaar zijn) lijken te duiden op een tot stilstand komen van de afname in kwaliteit. Waar in de jaren 90 nog geen sprake is van een significant afwijkende kwaliteit ten opzichte van de referentie (BISI-scores op basis van boxcore data), is het

verschil van 2002-2004 en vanaf 2006 continu significant. Dit is ook het geval voor 2012 en 2015 op basis van zowel de boxcore- als de schaafdata (en bijbehorende indicatorsoorten). Daarnaast kennen, in het geval van de gecombineerde boxcore-schaaf evaluatie, de jaren 1996-1997 al een significant lagere kwaliteit. Dit wordt niet direct veroorzaakt door een grotere gevoeligheid van de schaafsoorten, maar eerder door de bijna verdubbeling van het aantal indicatorsoorten met een positieve uitwerking op de power van de test. Op basis van het huidige monitoringsprogramma (dat een representatiever beeld zal geven van de algehele toestand van het gebied) komt een evaluatie gebaseerd op enkel de boxcore soorten uit op een BISI score van 0,581 (Appendix 1); significant ($p<0,05$) lager dan de referentie.



Figuur 4. Vergelijking huidige (T0 = 2015) kwaliteitstoestand met de recent historisch ontwikkelingen op basis van de BISI.

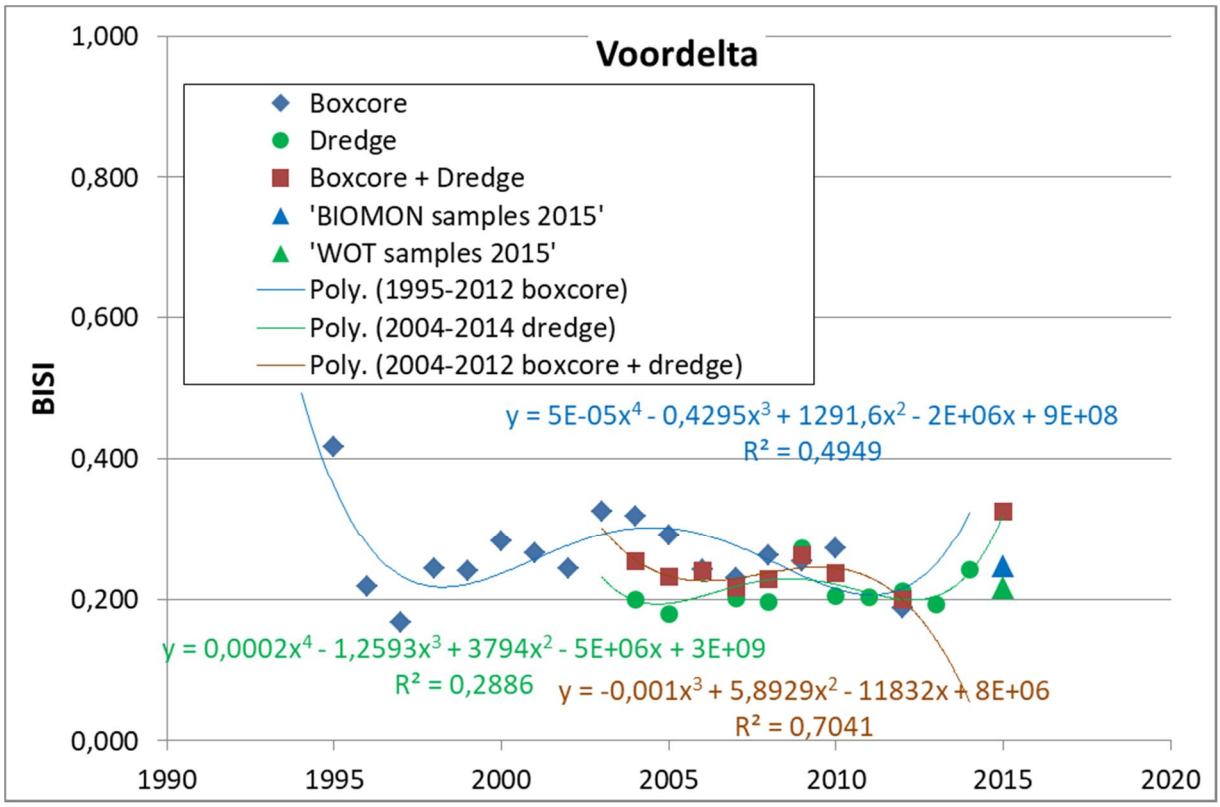
Appendix 1.1.3 geeft meer inzicht in de mogelijke oorzaken en de eventuele effecten van de waargenomen patronen in verstoringen specifiek voor de Doggersbank. Figuur 1.1.3 toont dat de BISI-scores voor de specifieke evaluatie op basis van voor ecologische verstoring gevoelige soorten consequent lager liggen dan de waarden voor de soorten indicatief voor bodemverstoring. De ecologische verstoring op de Doggersbank is over het geheel gezien dus van groter belang dan bodemverstoring. De mate van ecologische verstoring lijkt echter behoorlijk stabiel en het is juist de bodemverstoring die gestaag lijkt toe te nemen gedurende de laatste twee decennia. Daarmee is een toename van de bodemverstoring (boven op de aanwezige ecologische verstoring) wat de achteruitgang van de benthische habitat kwaliteit bepaalt. Meer in detail (Figuur 1.1.3c) is het niet de frequentie van verstoring die toeneemt. Wel lijkt de intensiteit van de verstoring iets toe te nemen (oppervlak dat wordt verstoord en/of de mate waarin de bodem wordt verstoord: Zwaarte vistuig), maar is het ook vooral dat na verstoring de rekrutering achterblijft. Soorten komen klaarblijkelijk niet gemakkelijk terug vanuit de omgeving wanneer ze verdwijnen. Voor alle drie de categorieën lijkt er echter verbetering zichtbaar in 2015 ten opzichte van de jaren daarvoor. Waar de ecologische verstoring op de Doggersbank voornamelijk uit bestaat is onduidelijk. In het verleden zijn toxische stoffen zoals cadmium (Kröncke & Knust, 1995; Whalley et al., 1997) en nutriëntenverrijking, specifiek

voor de Doggersbank onder invloed van de dominante stromingen (Kröncke & Knust, 1995; Richardson et al., 2000), genoemd. Het is voor de hand liggend om de genoemde oorzaken van ecologische verstoring uit het verleden aan te wijzen, waarbij eventueel een recentere verlaging van de nutriënt- en/of verontreinigingsgehaltes mogelijk opwegen tegen de impact van een toename in de zeewatertemperatuur (Herman et al., 2014).

Het is in ieder geval duidelijk dat de waargenomen achteruitgang in de benthische habitat kwaliteit zowel gevolgen heeft voor de hogere trofische niveaus als voor de biologische activering van de toplaag van de bodem. De afnemende kwaliteit komt tevens terug in de beoordeling op basis van de H1110c typische soorten (voor permanent overstroomde zandbanken buiten de kustzone).

4.1.4. Voordelta (VD)

De BISI methodiek voor evaluatie van de Voordelta maakt gebruik van 23 indicatorsoorten. Voor de jaren 2004-2010 en 2012 is er sprake van een continue bemonsteringsinspanning met boxcore en schaaf waarvoor een trend kan worden bepaald. Voor meer inzicht in de periode daarvoor kan de boxcore voor de jaren 1995-2012 worden aangewend voor evaluatie op basis van 12 boxcore-soorten. Aanvullend kan de continue schaafbemonstering voor de periode 2004-2014 inzicht geven in de recente ontwikkelingen op basis van 11 schaafsoorten.



Figuur 5. Vergelijking huidige (T0 = 2015) kwaliteitstoestand met de recent historisch ontwikkelingen op basis van de BISI.

De resultaten voor de algemene kwaliteitstoestand laten een fluctuerende tendens zien afhankelijk van de indicatorsoorten (met bijbehorende bemonsteringsmethodieken) in de evaluatie. In grote lijnen wordt een vrij stabiele lage kwaliteit waargenomen (Figuur 5), steeds significant afwijkend van de interne referentie. De boxcore monitoring laat zien dat de kwaliteitstoestand van de benthische habitats begin jaren 90 wellicht beter was (en dat wordt wel bevestigd door de data uit de jaren 80: Figuur 1.1.4). De toestand in 2015 lijkt in ieder geval niet te zijn verslechterd en mogelijk is er iets zichtbaar van een eerste voorzichtige verbetering (wanneer de evaluatie op basis van beide

monitoringstechnieken en bijbehorende indicatorsoorten wordt uitgevoerd). Een feit blijft dat met een huidige BISI-score van 0,324 voor de algemene kwaliteit (in 2015) de toestand niet erg florissant te noemen is.

De resultaten voor de verschillende typen verstoringen (Figuur 1.1.4b) duiden op een permanent grote rol voor ecologische verstoring, wellicht in de vorm van nutriëntenbelasting, de impact van verontreinigingen en wellicht in toenemende mate de zeewatertemperatuur (Herman et al., 2014). De fluctuaties worden eerder veroorzaakt door veranderingen in de mate van aanwezigheid van bodemberoerende activiteiten. De bodemberoerende visserij lijkt hierbij een rol te spelen met een toename van de druk (zowel intensiteit als frequentie) eind jaren 90, een lichte vermindering van de druk aan het begin van deze eeuw en wellicht zeer recent (data 2015) een verbetering van de kwaliteit. In de Voordelta is een aantal bodembeschermingsgebieden sinds 2008 gesloten voor zware (>260 pk) boomkorvisserij (Min IenM, 2016). Dit leverde niet direct zichtbare effecten op, onder andere door afname van de boomkorvisserij in de gehele Nederlandse kustzone (waardoor het Before-After-Control-Impact design niet meer uit de verf kwam) en tegelijkertijd een toename van de garnalenvisserij in vooral de bodembeschermingsgebieden binnen de Voordelta (Prins et al., 2014; Min IenM, 2016). Mogelijk dat vooral een afname van de visserij-activiteiten in het algemeen in de Voordelta en de transitie naar minder bodemverstorende technieken als pulsvisserij enig resultaat begint te geven.

De soorten indicatief voor rekrutering doen het in het hele verhaal echter niet erg goed (permanent grotendeels afwezig). Dit kan aangeven dat de gehele kustzone en omgeving al lange tijd onder druk staat, voor verschillende soorten de bronnen voor herkolonisatie grotendeels ontbreken en/of de habitatkwaliteit dusdanig is veranderd dat vestiging van gevoelige soorten wordt belemmerd. Het is niet ondenkbaar dat zandwin- (en suppletie)activiteiten in de kustgebieden, zowel het fysiek onttrekken van substraat als vertroebeling van de waterkolom en verhoogde slibafzetting, hier ook een rol in spelen (De Jong, 2016; Kleijberg et al., 2017). De effecten op benthos (en dan vooral schelpdieren) in de vorm van biomassa worden als niet erg groot ingeschat (Kleijberg et al., 2017), maar voor de soortensamenstelling en mogelijkheden voor terugkeer van gevoeligere soorten kan het wellicht anders liggen.

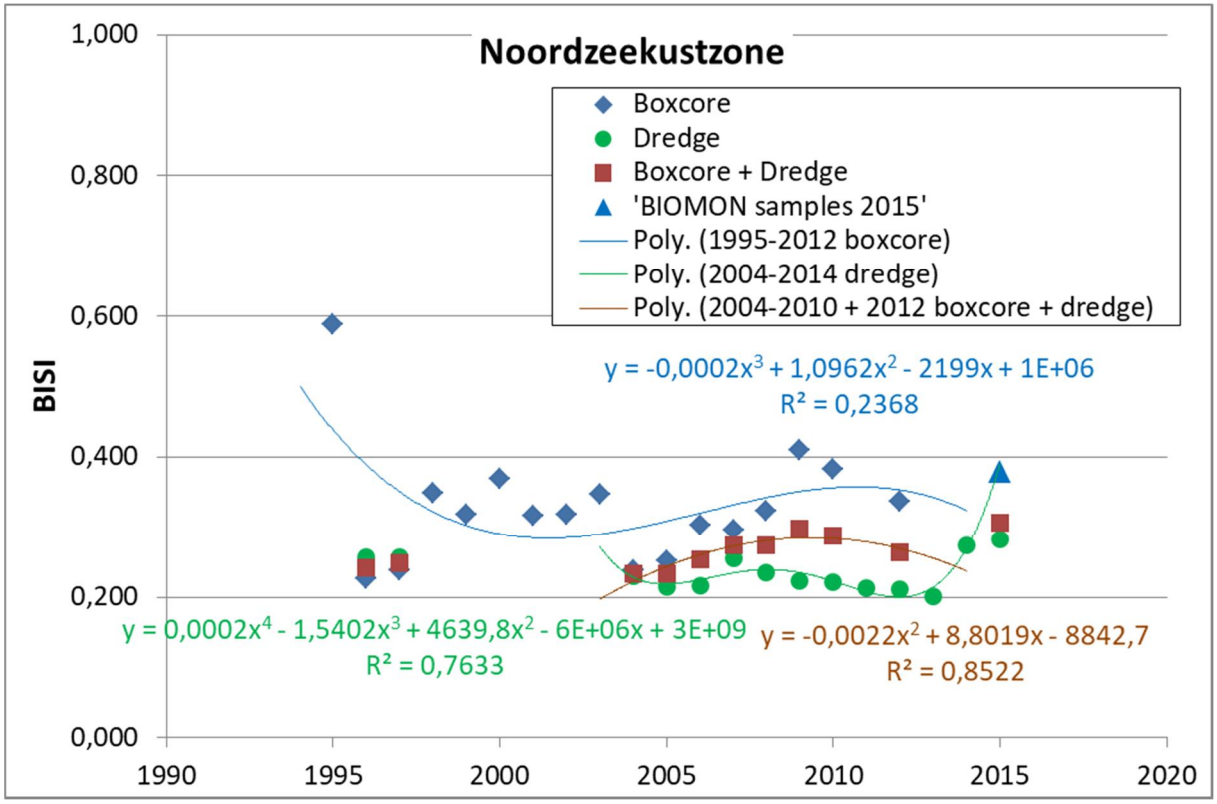
De waargenomen lage kwaliteit van de benthische habitats heeft in vergelijkbare mate effect op de hogere trofische niveaus, de biologische activering van de toplaag van de bodem, en komt in vergelijkbare mate terug in de beoordeling op basis van de H1110b typische soorten (voor permanent overstroomde zandbanken van de kustzone) (Figuur 1.1.4e).

4.1.5. Noordzeekustzone (NZKZ)

De BISI methodiek voor evaluatie van de Noordzeekustzone maakt gebruik van 25 indicatorsoorten. Voor de jaren 2004-2010 en 2012 is er sprake van een continue bemonsteringsinspanning met boxcore en schaaf waarvoor een trend kan worden bepaald. Voor meer inzicht in de periode daarvoor kan de boxcore voor de jaren 1995-2012 worden aangewend voor evaluatie op basis van 12 boxcore-soorten. Aanvullend kan de continue schaafbemonstering voor de periode 2004-2014 inzicht geven in de recente ontwikkelingen op basis van 13 schaafsoorten.

De resultaten voor de algemene kwaliteitstoestand laten evenals in de Voordelta een fluctuerende tendens zien afhankelijk van de indicatorsoorten (met bijbehorende bemonsteringsmethodieken) in de evaluatie, maar vertonen in grote lijnen een vrij stabiel lage kwaliteit (Figuur 6), steeds significant afwijkend van de interne referentie (met uitzondering van de kwaliteitstoestand in 1995 op basis van enkel de boxcoresoorten). Hieruit valt af te lezen dat de kwaliteitstoestand van de benthische habitats begin jaren 90 wellicht aanzienlijk beter was (Figuur 1.1.5a). Daarna volgt een opvallend kortstondig dieptepunt in de jaren 1996-1997, dat in zowel de boxcore als de schaafdata naar voren komt. Vervolgens lijkt de toestand na de beginjaren van deze eeuw nog eens te verslechteren en is er vervolgens iets van een geleidelijke verbetering te zien. De afgelopen jaren was er mogelijk sprake van enige stagnatie, maar de situatie in 2014-2015 lijkt weer een verbetering te laten zien. Echter ook

in de Noordzeekustzone biedt een BISI-score van 0,307 voor de algemene kwaliteit in 2015 nog voldoende ruimte voor verbetering de komende jaren.



Figuur 6. Vergelijking huidige (T0 = 2015) kwaliteitstoestand met de recent historisch ontwikkelingen op basis van de BISI.

De resultaten voor de verschillende typen verstoringen (Figuur 1.1.5b) duiden op een permanent grote rol voor ecologische verstoring, wellicht in de vorm van nutriëntenbelasting, en de impact van verontreinigingen (Herman et al., 2014), waar enige verbetering in op te merken is. De bodemverstoring lijkt vrijwel van vergelijkbaar niveau als de ecologische verstoring. Fluctuaties zijn van een dusdanige orde van grootte dat er niet echt van een specifieke trend in de ontwikkeling van de impact van bodemberoerende activiteiten op de benthische gemeenschappen gesproken kan worden: De impact gedurende de onderzoeksperiode is vooral behoorlijk te noemen. In enkele specifieke evaluaties komt duidelijker een patroon naar voren, waarbij vooral een verbetering van de kwaliteitstoestand vanaf een dieptepunt in 2004 is waar te nemen. Dit patroon komt mogelijk voort uit enerzijds een verbetering in de waterkwaliteit (nutriënten, verontreinigingen en/of slibbelasting) en anderzijds uit een verplaatsing van de visserijactiviteit naar gebieden buiten de kustzone (waarvan de effecten ook waarneembaar zijn op het Friese Front en recenter ook de Centrale Oestergronden).

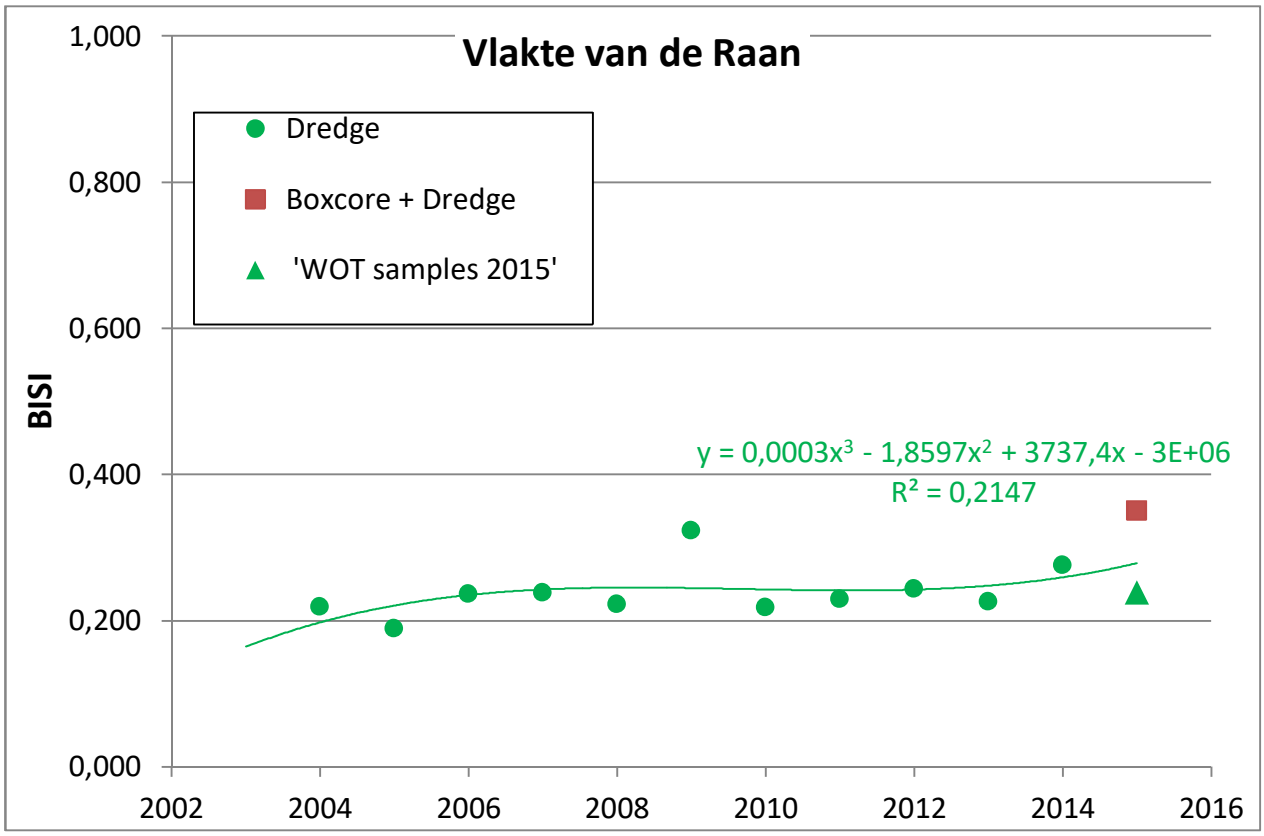
Met betrekking tot de eventuele effecten van bodemberoerende activiteiten doen vooral de soorten indicatief voor rekrutering het niet erg goed, meer dan dat specifiek de grotere en langlevende soorten onder druk staan (Figuur 1.1.5c). Dit lijkt echter begin jaren 90 minder het geval te zijn geweest. Evenals voor de Voordelta kan dit aangeven dat de gehele kustzone en omgeving al lange tijd onder druk staat en voor verschillende soorten de bronnen voor herkolonisatie grotendeels ontbreken en/of de habitatkwaliteit dusdanig is veranderd dat vestiging van gevoelige soorten wordt belemmerd. Op dit moment is een aantal gebieden specifiek voor bodemberoerende visserijactiviteiten gesloten. De sluiting van die gebieden (28 % van het totaal) in de Noordzeekustzone is in de loop van 2013 geëffectueerd (Goudswaard et al., 2015; Min IenM, 2016). In een klein gedeelte (9,5 %) wordt de visserij volledig geweerd (Vrooman et al., 2018). Mogelijk dat dit in 2015 voor het eerst zichtbaar resultaat begint op te leveren. Daarnaast is het ook in de Noordzeekustzone niet ondenkbaar dat

zandwin- (en suppletie)activiteiten, zowel het fysiek onttrekken van substraat als vertroebeling van de waterkolom en verhoogde slibafzetting, een impact hebben op de gemeenschappen (De Jong, 2016; Kleijberg et al., 2017).

De waargenomen lage kwaliteit van de benthische habitats en het patroon van ontwikkeling van de kwaliteit is in vergelijkbare mate terug te vinden in de te verwachten effecten voor de hogere trofische niveaus, de biologische activering van de toplaag van de bodem, en in de beoordeling op basis van de H1110b typische soorten (voor permanent overstroomde zandbanken van de kustzone) (Figuur 1.1.5d).

4.1.6. Vlakte van de Raan (VvdR)

De BISI methodiek voor evaluatie van de Vlakte van de Raan maakt gebruik van 22 indicatorsoorten. Voor de jaren 2004-2014 is er sprake van een continue bemonsteringsinspanning met de schaaf, zodat de recente ontwikkelingen kunnen worden geanalyseerd op basis van de 10 specifieke schaaf-soorten.



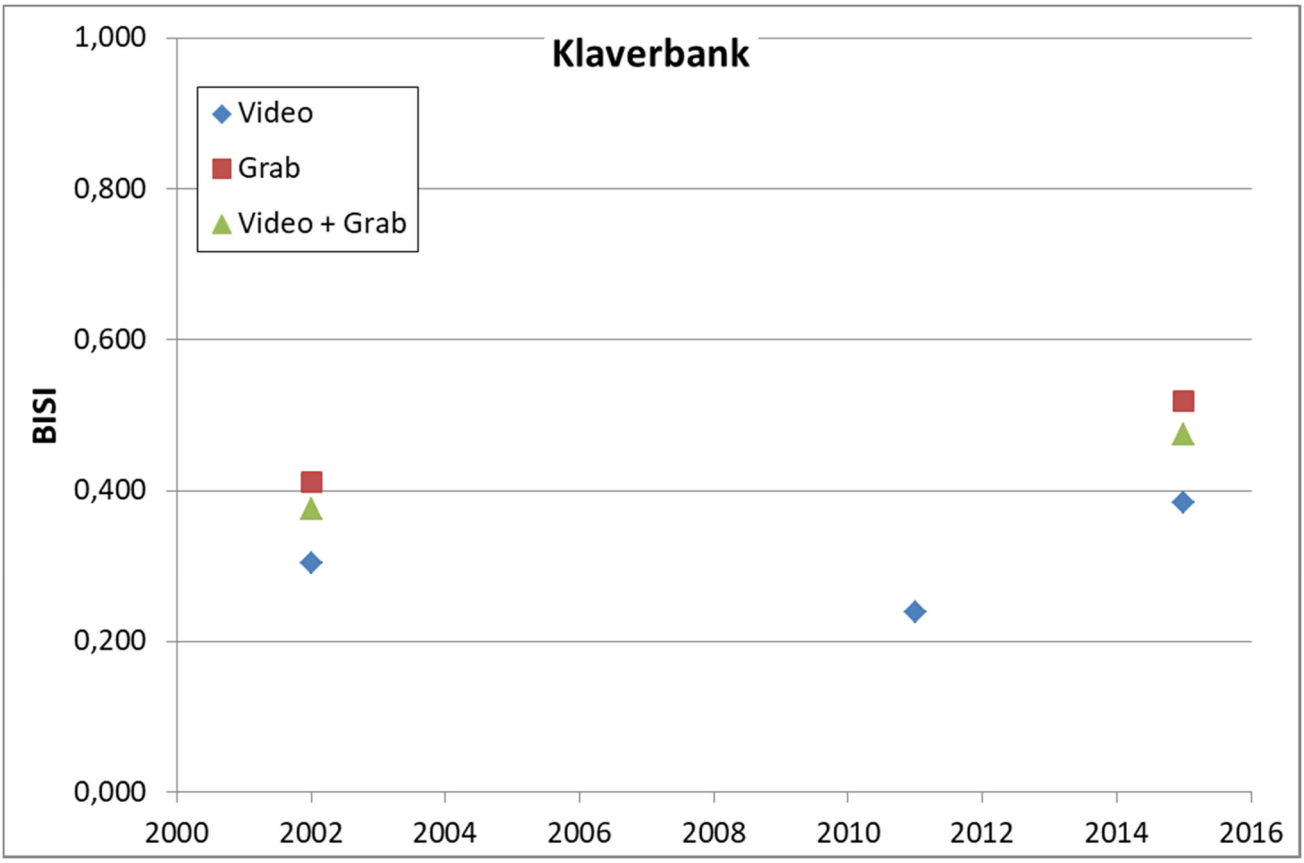
Figuur 7. Vergelijking huidige (T0 = 2015) kwaliteitstoestand met de recent historisch ontwikkelingen op basis van de BISI.

De resultaten voor de algemene kwaliteitstoestand laten gedurende de afgelopen 10 jaar mogelijk een lichte verbetering zien (Figuur 7; enkel op basis van schaafsoorten), waarbij dient te worden aangetekend dat de kwaliteitstoestand in het algemeen als laag dient te worden beoordeeld. Mogelijk dat de evaluaties waarbij ook boxcore-soorten worden betrokken een iets positiever beeld zullen geven in de toekomst, zoals ook in 2015 te zien is: De specifiek gerelateerde boxcore-soorten lijken iets minder gevoelig voor de dominante verstoringen op de Vlakte van de Raan dan de schaafsoorten. Uit Figuur 1.1.6a valt op te maken dat de jaren 80 werden gekenmerkt door een aanzienlijk hogere benthische habitatkwaliteit voor de Vlakte van de Raan (in 1966 en 1990 komt dit niet direct naar voren, maar daar dient te worden aangetekend dat het aantal monsters, en daarmee wellicht de

representativiteit voor de toestand van de Vlakte van de Raan, beperkt is). Rond 2011 lijkt er wel sprake te zijn van enige tijdelijke verbetering, mogelijk onder invloed van een verbetering in de waterkwaliteit (qua nutriënt en verontreinigingsgehaltes) afkomstig uit het Schelde-estuarium (Depreiter et al., 2013). De verbetering zet echter in recente jaren nog niet door. Met betrekking tot de invloed van eventuele visserij-activiteiten is het zoals elders op het NCP vooral de rekrutering van de voorheen verstoorde habitats die achter blijft, terwijl er niet direct een ontwikkeling zit in de abundantie van langlevende soorten (het aantal indicatorsoorten voor bodemberoerende visserij-intensiteit specifiek voor de schaaf is te gering voor een betrouwbare analyse). De specifiek voor de evaluatie van habitat H1110b geselecteerde typische soorten blijven verder achter bij de referentie-abundanties dan de karakteristieke soorten waarvoor de Vlakte van de Raan op landelijk niveau een rol van betekenis zou kunnen spelen. Beide soortselecties (die ook enige overlap in de te evalueren soorten vertonen) vertonen wel enige verbetering. Het lijkt te vroeg om dit al te kunnen toeschrijven aan specifieke maatregelen in de vorm van het sluiten van gebieden voor specifieke bodemberoerende visserij die in principe zijn ingevoerd in de loop van 2013 (RWS, 2016), maar niet volledig zijn nageleefd. Te meer daar ontwikkelingen al eerder lijken te zijn ingezet.

De algemene kwaliteitstoestand in 2015, maar ook in het gehele afgelopen decennium zoals bepaald op basis van de schaafdata, is significant lager dan de referentie toestand. De BISI-score komt voor de T0 uit op 0,350; vergelijkbaar met de overige kustgebieden (Voordelta en Noordzeekustzone).

4.1.7. Klaverbank (KB)



Figuur 8. Vergelijking huidige (T0 = 2015) kwaliteitstoestand met de recent historisch toestand op basis van de BISI.

De evaluatie van de kwaliteitstoestand van de zeebodem op de Klaverbank, is gebaseerd op het voorkomen van 30 indicatorsoorten. Behalve dat de beoordeling grotendeels is gebaseerd op video en Hamon hap monsters (andere monitoringstechnieken dan in de anders ASEVs), is eveneens afwijkend dat voor 6 van de soorten/taxa, het ruimtelijk voorkomen (aan-/afwezigheid op locaties)

wordt beoordeeld in plaats van de waargenomen dichtheden. De monitoringsopzet (aantallen en locatiekeuze) is eveneens variabel gedurende de jaren waarvoor we over informatie beschikken. De mate waarin de jaren 2002 en 2011 een representatief beeld geven van de gehele Klaverbank is minder duidelijk dan in 2015, gezien de bemonstering in raaien met het zwaartepunt op een specifiek gedeelte van de Klaverbank in 2002 en het kleinere aantal video-opnamen (en geen Hamon happen beschikbaar) voor 2011. (Na 2015 is echter besloten om de monitoring in de toekomst specifiek op de belangrijke elementen (de concentraties aan grotere stenen) van het HD habitattype H1170 te richten, zodat ook de resultaten van 2015 niet direct vergelijkbaar zullen zijn met toekomstige bemonsteringen; Wijnhoven, 2017c).

De waargenomen BISI scores (Figuur 8) variëren tussen de 0,23 en de 0,52; afhankelijk van de monitoringsmethodiek) en geven dus aan dat de kwaliteitstoestand voor verbetering vatbaar is. De waarden op basis van de Hamon happen, en dus hap-gerelateerde indicatorsoorten lijken consequent een iets optimistischer beeld te geven dan de video-observaties. Dit hangt wellicht samen met de relatieve gevoeligheid van soorten gerelateerd aan overwegend grofzandig substraat (happen) en soorten eerder gerelateerd aan stenen (video). Het feit dat de kwaliteitstoestand op basis van de video-gerelateerde soorten (methodiek die in alle drie de jaren is toegepast) in 2002 en 2011 significant afwijkt van de realistische referentie, maar in 2015 niet, lijkt te duiden op een iets verbeterende kwaliteitstoestand op de Klaverbank. In de specifieke analyse voor zeebodemverstoring is dat patroon enkel zichtbaar ten opzichte van 2011 (Figuur 1.1.7b). Echter de drie analyses met betrekking tot het voorkomen van voor visserijdruk gevoelige soorten (de grotere soorten, de langlevende soorten en de frequent reproducerende soorten, respectievelijk indicatief voor visserij intensiteit, frequentie van bodemverstorende visserij en mogelijkheden van herstel na visserij), bevestigen het eerder genoemde patroon van kwaliteitsverbetering in 2015 ten opzichte van 2002 en 2011. Visserijdruk lijkt dus een belangrijke factor (Figuur 1.1.7c).

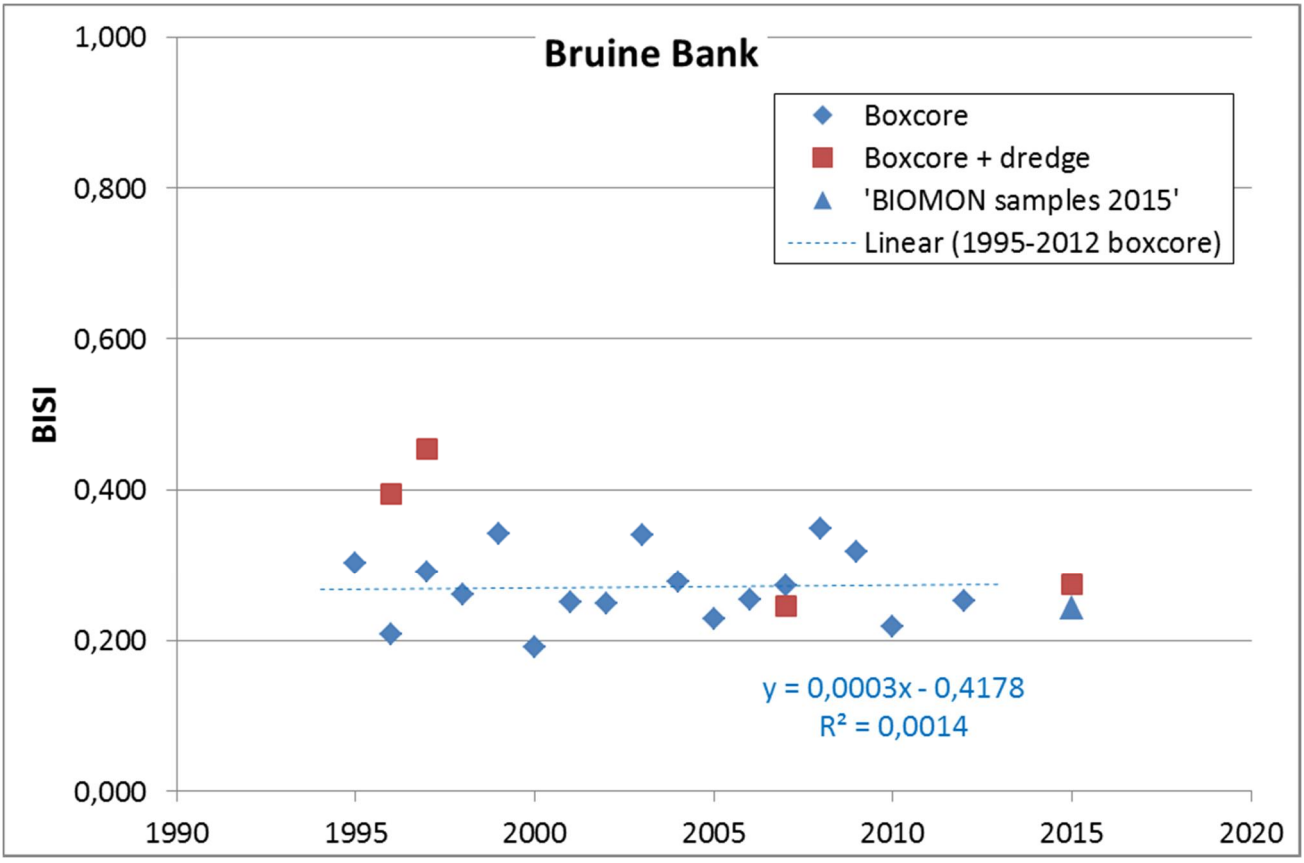
4.1.8. Bruine Bank (BB)

De BISI methodiek voor evaluatie van de Bruine Bank maakt gebruik van 21 indicatorsoorten. Voor de jaren 1995-2010 en 2012 is er sprake van een continue bemonsteringsinspanning met de boxcore (BIOMON/MWTL bemonstering), zodat de recente ontwikkelingen kunnen worden geanalyseerd op basis van 9 specifieke boxcore-soorten.

De resultaten voor de algemene kwaliteitstoestand laten een constante niet al te goede kwaliteitstoestand van de zeebodemhabitats zien op basis van de boxcore data. Daarbij is het opvallend dat de laatste waarnemingen: die van 2010 en 2012, en daarmee in lijn ook 2015, juist een BISI-score aan de onderkant van het spectrum laten zien (Figuur 9). Dit wordt bevestigd door de jaren waarvoor wel schaafdata beschikbaar zijn, die juist laten zien dat de kwaliteitstoestand in de jaren 90 wellicht beter was. Dit wordt dan ook nog eens ondersteund door de observaties van begin jaren 90 (Figuur 1.1.8a). Er dient wel te worden aangetekend dat het aantal bemonsterde locaties op de Bruine Bank altijd laag is geweest. Door de geringe variatie tussen de monsters onderling is het benodigde aantal monsters voor betrouwbare analyses echter niet veel hoger.

Het aantal boxcore gerelateerde indicatorsoorten specifiek indicatief voor bodemverstoring is met 3 te laag voor een betrouwbare uitspraak betreffende de ontwikkelingen. De waargenomen patronen met betrekking tot de mogelijke invloed van bodemberoerende visserijactiviteiten (zowel wat betreft intensiteit en frequentie, als het waargenomen herstel dat in zijn geheel uitblijft en/of laag scoort; Figuur 1.1.8c) zijn voor wat betreft de periode 1995-2012 weinig onderscheidend. Alle vertonen echter een minder grote druk op de benthische gemeenschappen voor 1995. In 2015 lijkt de eventuele verstoring door visserijactiviteiten ook nog eens iets minder groot dan de jaren er voor. De ecologische verstoring speelt gezien de overwegend lagere BISI scores, mogelijk een grotere rol in de waargenomen lage kwaliteitstoestand op de Bruine Bank (Figuur 1.1.8b). Gezien de van nature behoorlijk dynamische omstandigheden in de omgeving van de Bruine Bank en het aanwezige relatief grove substraat, is het wel mogelijk dat de benthische gemeenschappen van de Bruine Bank minder gevoelig zijn voor bodemverstorende activiteiten. Er zijn echter naar verluid recentelijk

zandkokerwormriffen (*Sabellaria spinulosa*) aangetroffen die wellicht wel specifiek gevoelig zouden kunnen zijn voor bodemverstoring (Stichting De Noordzee, 2018).



Figuur 9. Vergelijking huidige (T0 = 2015) kwaliteitstoestand met de recent historisch ontwikkelingen op basis van de BISI.

De algemene kwaliteitstoestand van de zeebodemhabitats met een BISI-score van 0,274 is op T0 (situatie 2015) als laag te omschrijven. In de jaren waarin een evaluatie op basis van boxcore- en schaafdata mogelijk is (1996/1997, 2007, 2015) wordt steeds een lage kwaliteitstoestand waargenomen die significant afwijkt van de realistische referentie. Enkel op basis van boxcore gegevens (en dus enkel de boxcore gerelateerde indicatorsoorten) is de kwaliteitstoestand consequent significant afwijkend van de interne referentie sinds 1993.

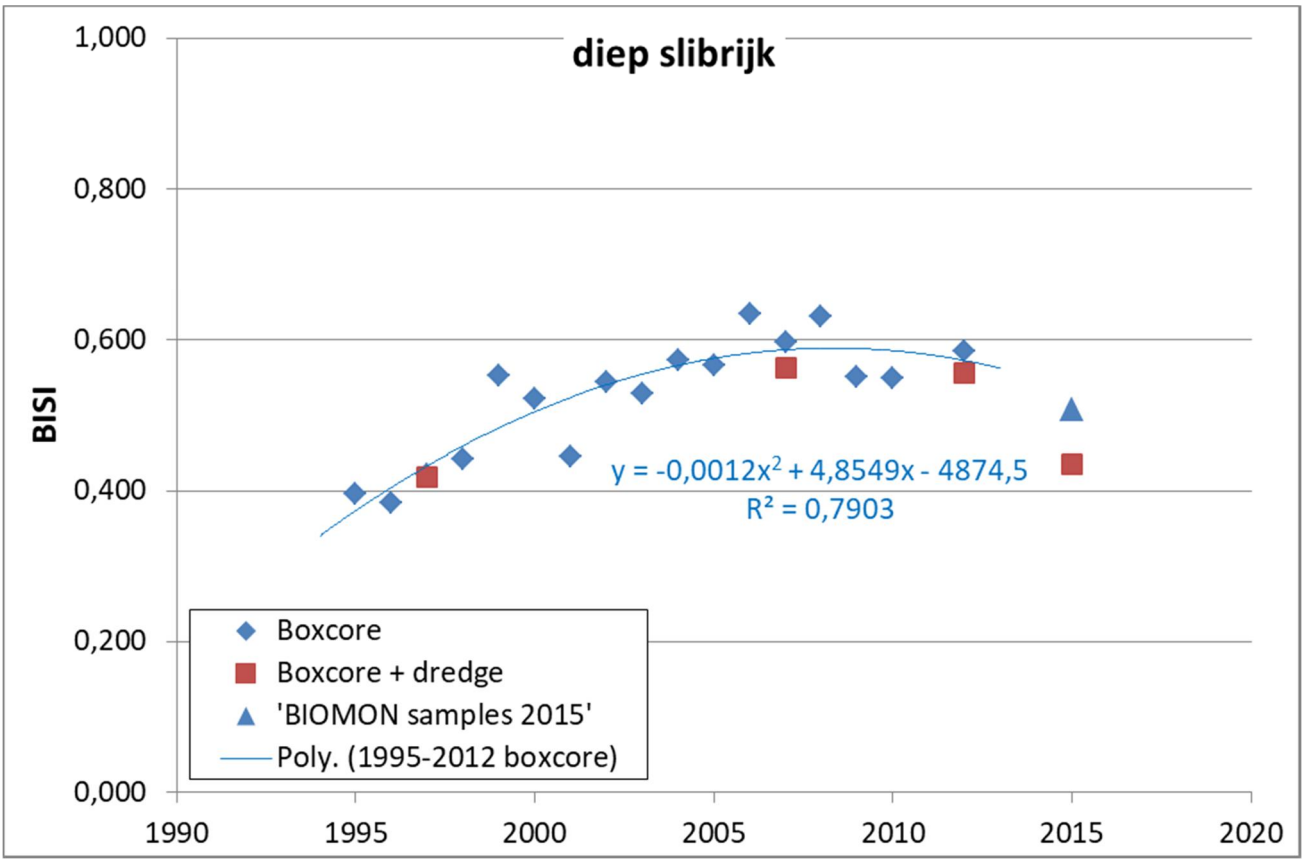
4.2 Kwaliteitstoestand (EUNIS) ecotopen op landelijk niveau

4.2.1. Diep slibrijk (Offshore circalittoral mud)

De evaluatie van het diepe slibrijke ecotoop geschiedt op basis van 29 indicatorsoorten. Voor de jaren 1995-2010 en 2012 is er sprake van een continue bemonsteringsinspanning met 19 boxcores (BIOMON/MWTL bemonstering), zodat de recente ontwikkelingen specifiek kunnen worden geanalyseerd op basis van de boxcore-soorten.

Het patroon waargenomen op de Centrale Oestergronden en het Friese Front is ook zichtbaar in het diepe slibrijke ecotoop. De genoemde ASEVs bestaan dan ook voornamelijk uit diep slibrijk ecotoop. Het oppervlak aan diep slibrijk ecotoop is echter veel groter op landelijk niveau. Na meer dan een decennium van kwaliteitsverbetering van dit ecotoop is er rond 2007 een kentering van de kwaliteitstoename te zien (Figuur 10). De resultaten vanuit de schaafbemonsteringen zijn hierbij grotendeels in lijn met de resultaten voor de boxcores, behalve in 2015 waar schaafsoorten nog eens extra achteruit lijken te gaan. Dit is wel in lijn met de vermeende rol van bodemverstoring en een

recente toename van de visserijdruk (Figuren 1.2.1c,d), waarvoor schaaf-gerelateerde soorten (want vaak in potentie groter en langlevender) overwegend meer indicatief zijn. Anderzijds lijkt toch ook in het bijzonder met betrekking tot de resultaten voor 2015, ecologische verstoring een rol te spelen. Eén en ander kan overigens ook samenhangen, waar bodemverstoring kan zorgen voor het beschikbaar komen van nutriënten uit de bodem en/of een effect kan hebben op de zuurstofcondities die kunnen afnemen (Wijnhoven et al., 2011; Sciberras et al., 2016). Dat de ontwikkelingen een impact hebben op verschillende functies van het systeem, laat Figuur 1.2.1e zien, waarbij effecten op bioturbatie-activiteiten, het voedselweb, en de mogelijke aanwezigheid van tertiaire structuren door rifvormende organismen worden verondersteld.

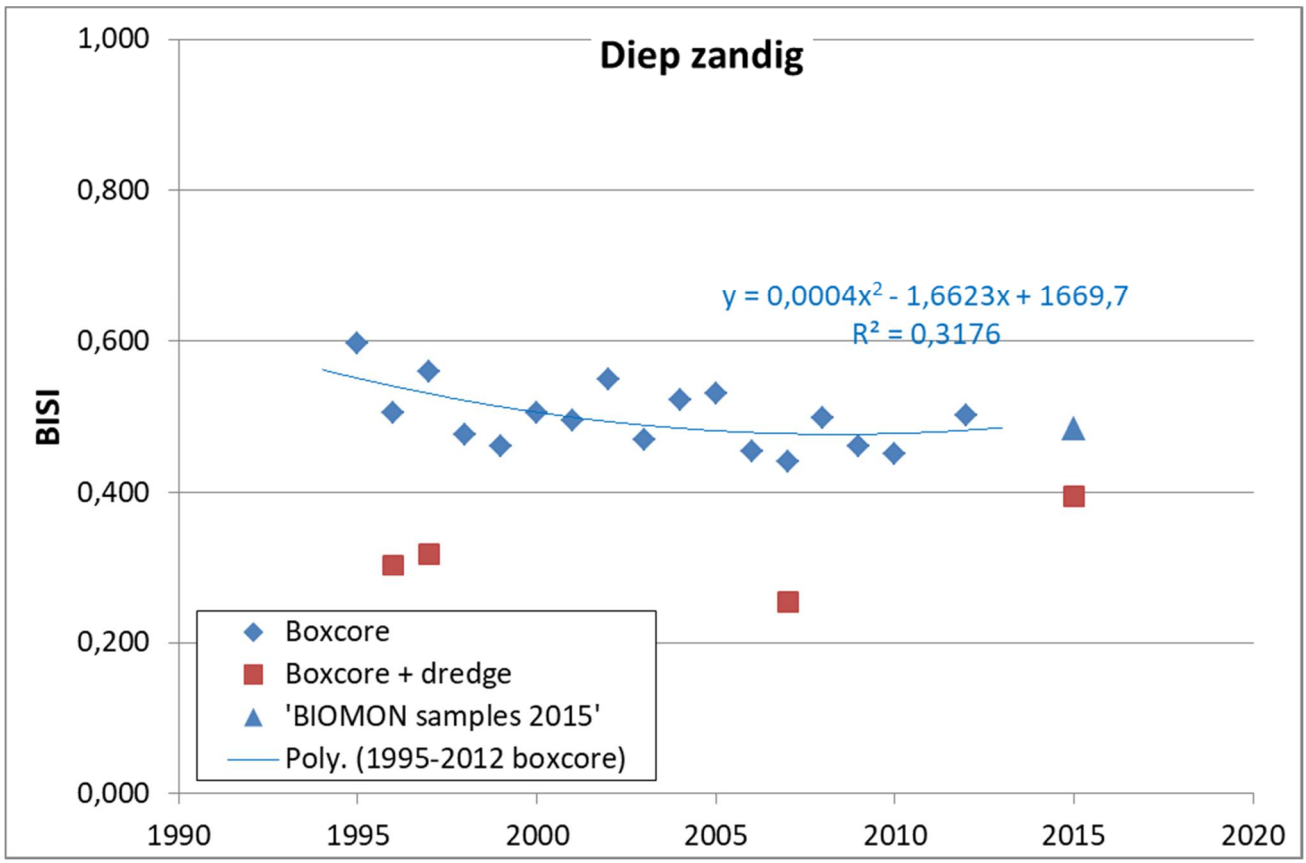


Figuur 10. Vergelijking huidige (T0 = 2015) kwaliteitstoestand met de recent historisch ontwikkelingen op basis van de BISI.

De vergelijking van de kwaliteitstoestand van het diepe slibrijke ecotoop binnen en buiten ASEVs op basis van boxcores laat zien dat deze niet significant verschilt tussen de genoemde gebieden (Figuur 1.2.1a). Er is wel de neiging naar een iets hogere BISI score op T0 voor het ecotoop gelegen binnen ASEVs met betrekking tot de algemene kwaliteitsbeoordeling en alle overige specifieke beoordelingen waarmee geen rekening wordt gehouden wanneer ook schaafdata (die enkel afkomstig zijn uit ASEVs) in de beoordeling worden betrokken. Dit betekent dat het ecotoop op landelijk niveau mogelijk nog iets verder verwijderd is van de realistische referentietoestand dan nu weergegeven in Figuur 10.

4.2.2. Diep zand (Offshore circalittoral sand)

De evaluatie van het diepe zandige ecotoop is uitgevoerd op basis van 25 indicatorsoorten. Voor de jaren 1995-2010 en 2012 is er sprake van een continue bemonsteringsinspanning met 39-41 boxcores (BIOMON/MWTL bemonstering) waarvan er in 2015 ook 38 zijn genomen, zodat de recente ontwikkelingen specifiek kunnen worden geanalyseerd op basis van de boxcore-soorten.



Figuur 11. Vergelijking huidige (T0 = 2015) kwaliteitstoestand met de recent historisch ontwikkelingen op basis van de BISI.

Er lijkt in het diepe zandige ecotoop op landelijk niveau, indien er sprake is van een ontwikkeling, een lichte afname in de algemene kwaliteitstoestand te hebben plaatsgevonden (Figuur 11). Dat veranderingen minimaal zijn, is in lijn met de observaties voor de Bruine Bank, de ASEV die het meest representatief is voor dit ecotoop. Aangezien het diepe zandige ecotoop zich uitstrekt over een groot deel van het NCP, is het opvallend dat er weinig ontwikkeling lijkt te zijn in de kwaliteitstoestand de laatste decennia. Ook de evaluatie van 2015 op basis van de boxcore gerelateerde soorten en de BIOMON/MWTL locaties is in lijn met de kwaliteitstoestand in het verleden. Wanneer echter schaafdata en dus ook schaafgerelateerde indicatorsoorten in de evaluatie worden meegewogen, valt de kwaliteitsbeoordeling veel lager uit. Wel is er dan in 2015 enige verbetering te zien. Dit echter met een slag om de arm. De schaafbemonstering vindt in 2015 (en in de toekomst) enkel plaats in de ASEVs. Figuur 1.2.2a laat op basis van de boxcore resultaten zien dat de kwaliteitstoestand in de gebieden buiten de ASEVs mogelijk iets slechter is dan binnen de ASEVs. Dit is voor de algemene kwaliteitsbeoordeling weliswaar geen significant verschil, maar wel voor de intensiteit en frequentie van visserij-indicatieve soorten, namelijk de potentieel grotere en langlevendere soorten. Dit zijn juist de soorten waarvoor vooral de schaafbemonstering geschikt zal zijn. Dit lijkt dan ook te rijmen met het patroon van de verschillen in de beoordeling op basis van de bemonsteringsmethodieken en gerelateerde soorten van Figuur 11. Het valt dan ook te verwachten dat wanneer ook in 2015 buiten de ASEVs bemonsterd zou zijn met de schaaf, de kwaliteitsbeoordeling mogelijk lager zou zijn uitgevallen dan nu het geval is; in lijn met de kwaliteitsbeoordelingen voor 1996/1997 en 2007. Beide specifieke beoordelingen met betrekking tot de indicatorsoorten specifiek gevoelig voor een toename van de intensiteit en frequentie van bodemberoerende visserij verschillen in 2015 (ondanks het ontbreken van schaaf-gerelateerde informatie van gebieden buiten de ASEVs) significant van de realistische referentie (Tabel 1.2.2).

De Figuren 1.2.2b-e tonen overigens dat de voorzichtige afname vooral een voortzetting lijkt te zijn van een achteruitgang in kwaliteit vanaf begin jaren 90 of zelfs daarvoor (toen de kwaliteitstoestand

beter was). Dit lijkt vooral een gevolg van een toename in de ecologische verstoring (Figuur 1.2.2c), meer dan een ontwikkeling in de impact van bodemberoerende visserij (Figuur 1.2.2d). Zoals eigenlijk over de gehele linie gezien wordt (alle ecotopen en/of gehele NCP), lijken vooral de herstelmogelijkheden beperkt te blijven. Dat de impact van visserij minder groot is in dit ecotoop, kan het gevolg zijn van minder visserij-activiteit of de inzet van voornamelijk minder bodemverstorende technieken. Dit lijkt te worden bevestigd door de resultaten van de analyse van ruimtelijke omvang en spreiding van de fysieke verstoringen, onder andere zichtbaar in ruimtelijke verdeling van bodemslijtage en in lijn met de berekende PD2 (populatiedynamicamethode) ontwikkeld voor bepaling van de impact van sleepnetvisserij (Min IenW & Min LNV, 2018b). Diverse indicatorsoorten lijken vooral vanaf begin jaren 90 een afname te vertonen, maar in het bijzonder de groep met bioturberende/bioirrigerende eigenschappen lijkt sterk te zijn afgenomen (Figuur 1.2.2e).

4.2.3. Diep grof sediment (Offshore circalittoral coarse sediment)

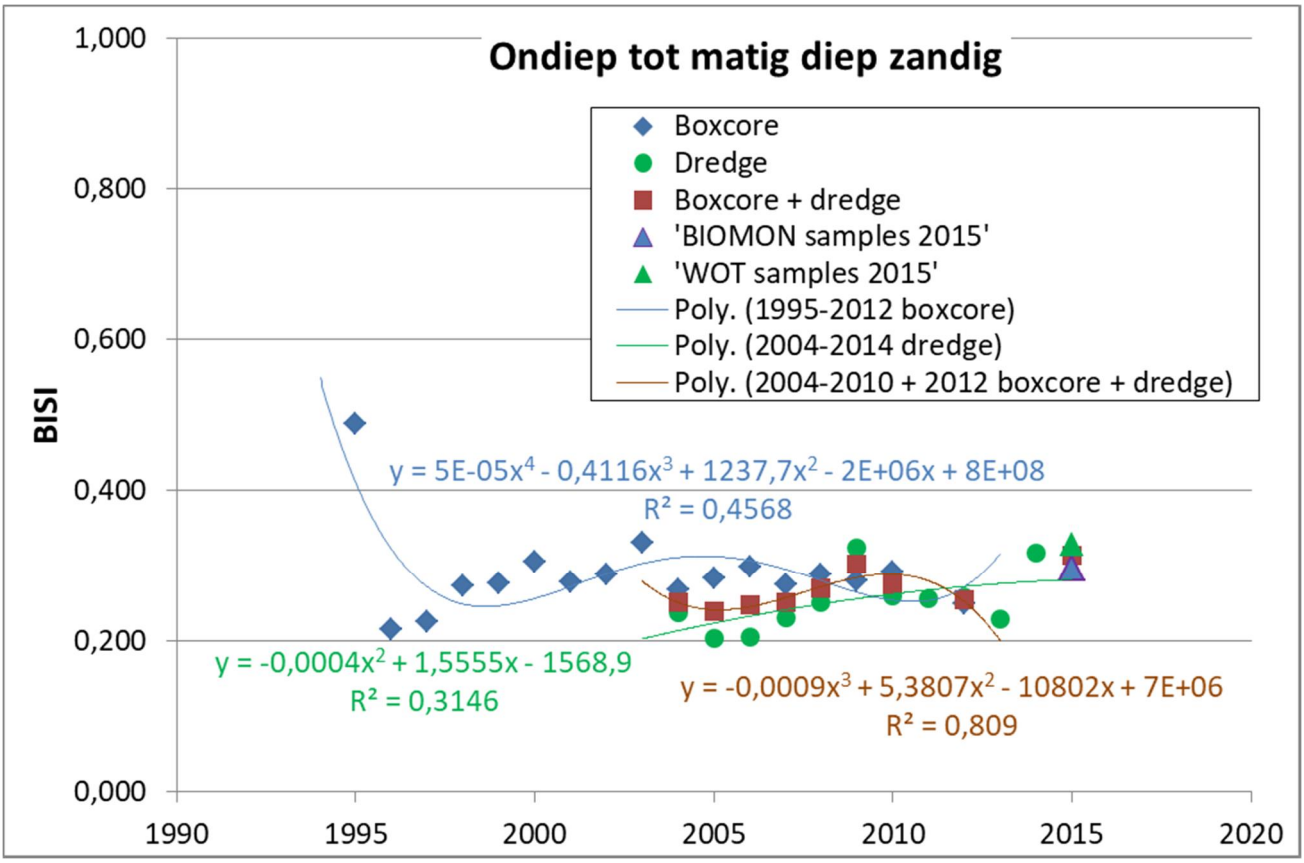
De evaluatie van de kwaliteitstoestand op basis van BISI maakt gebruik van 28 indicatorsoorten. We hebben weinig indicaties van hoe de kwaliteitstoestand van het ecotoop zich in het recente verleden heeft ontwikkeld. De algemene kwaliteitstoestand wordt (met een BISI score van 0,409 ± 0,503) als niet bijster hoog geschat. De waarde is significant lager dan de realistische referentietoestand en lijkt op een vergelijkbaar niveau te verkeren als bij de andere diepgelegen ecotopen. Bodemverstoring lijkt hier een rol te spelen. Zoals ook valt af te lezen uit de analyse van ruimtelijke omvang en spreiding van de fysieke verstoringen (o.a. bodemslijtage), is de visserij-intensiteit op en rond de Klaverbank in bepaalde gebieden hoog (Min IenW & Min LNV, 2018b), wat ook al in 2002 werd geconcludeerd (Van Moorsel, 2003). Jager et al. (2018) geeft aan dat naast de directe impact van bodemberoerende visserij de resuspensie van sediment onder invloed van visserij-activiteiten, zelfs op behoorlijke afstand, kan zorgen voor het bedekt raken van hiervoor gevoelige overwegend hardsubstraatsoorten. In dat geval wordt met betrekking tot de BISI onder andere ook een verlaagde waarde voor de speciale beoordeling met betrekking tot ecologische verstoring verwacht. Dit is mogelijk ook het geval, maar met slechts 4 specifieke indicatorsoorten in de huidige BISI is de beoordeling van deze mogelijke oorzaak minder betrouwbaar. Wel wordt onder andere waargenomen dat een aantal karakteristieke soorten voor dit ecotoop veel minder talrijk is dan wordt verwacht onder minder verstoorde omstandigheden. Het moge duidelijk zijn dat de toestand van het diepe grove sediment en de Klaverbank in het bijzonder nader onderzoek behoeft.

4.2.4. Ondiep tot matig diep zand (Circalittoral sand)

De evaluatie van het ondiepe tot matig diepe zandige ecotoop is uitgevoerd op basis van 24 indicatorsoorten. Voor de jaren 1995-2010 en 2012 is er sprake van een continue bemonsteringsinspanning met een 20 tot 23 boxcores (BIOMON/MWTL bemonstering), waarvan er in 2015 ook 22 zijn genomen. De continue schaafbemonstering betreft de KRM benthosmonsters afkomstig uit de WOT schelpdiersurvey in de kustzone met van 2004 tot en met 2014 jaarlijks 208 tot 239 monsters waarvan er in 2015 ook 211 zijn genomen. De recente ontwikkelingen kunnen dus worden geanalyseerd op basis van de boxcore-soorten voor wat betreft het ecotoop op het gehele NCP en de schaafsoorten voor wat betreft het ecotoop specifiek in de kustzone.

Er is voornamelijk sprake van een permanent lage kwaliteitstoestand van het ondiepe tot matig diepe zandige ecotoop, of het nu de boxcore-gerelateerde soorten, de schaaf-gerelateerde soorten (specifiek in de kustzone), of de combinatie van de twee betreft (Figuur 13). Meer in detail zijn in de waargenomen kwaliteitsschommelingen enige patronen te ontdekken die vooral een sterke kwaliteitsafname halverwege de jaren 90 betreffen (Figuur 1.2.4). Na mogelijk weer een lichte toename volgt een lichte afname van 2005 tot en met ongeveer 2013. Recentelijk (2014-2015) lijkt er sprake te zijn van kwaliteitsverbetering. Fluctuaties in de boxcore-gerelateerde soorten gedurende het laatste decennium zijn minder duidelijk dan in de schaaf-gerelateerde soorten, wat deels een gevolg van de specifieke gevoeligheid van soorten kan zijn, maar vooral het resultaat lijkt te zijn van het feit dat de boxcore data het ecotoop op het gehele NCP betreffen en de schaafdata enkel de kustzone. Zo zijn de patronen grotendeels in lijn met onder andere mogelijke recente kwaliteitsverbeteringen in de

ASEVs van de kustzone (en dus de kustzone in het algemeen), die wellicht grotendeels wegvallen in combinatie met de ontwikkelingen in verder uit de kust gelegen gebieden (wellicht de KRM-zone van de ó0ffshoreó). Dit is in lijn met ontwikkelingen die waargenomen zijn op het Friese Front. Eén en ander geeft aan dat het ondiepe tot matig diepe zandige ecotoop een duidelijke geografische spreiding van de mate van verstoring kent, deels onder invloed van visserijactiviteiten (en de verplaatsing van die activiteiten) en deels onder invloed van ecologische verstoring (impact verhoogde input van nutriënten en verontreinigingen).

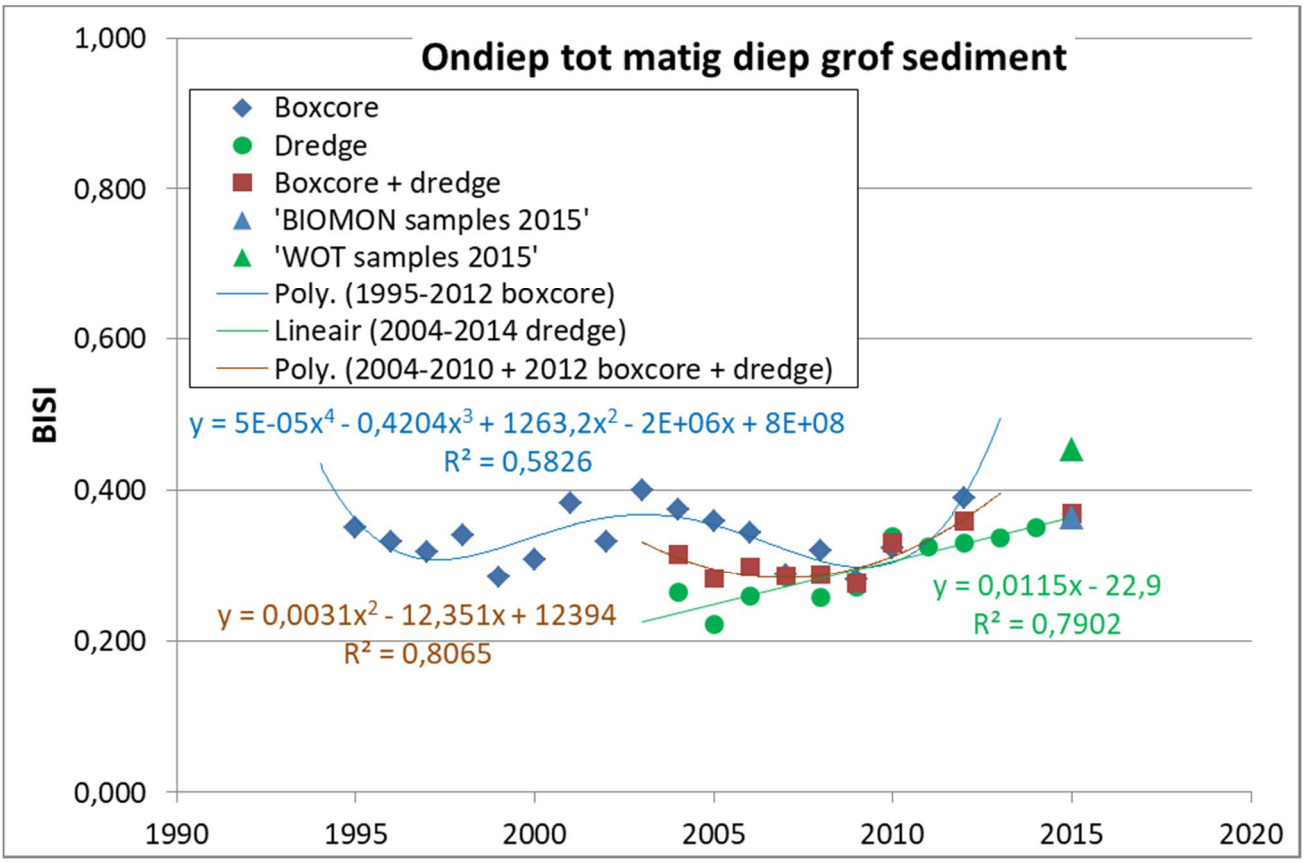


Figuur 13. Vergelijking huidige (T0 = 2015) kwaliteitstoestand met de recent historisch ontwikkelingen op basis van de BISI.

Met betrekking tot de gemiddelde kwaliteitstoestand van het ecotoop op het gehele NCP, dus op basis van de boxcore data, kan worden gesteld dat beide genoemde verstoringen een belangrijke rol spelen, begin jaren 90 prominenter werden (qua invloed op de kwaliteit van de zeebodem in ondiepe tot matig diepe zandige gebieden) en dat er na een ogenschijnlijk dieptepunt rond 2012 ten minste in 2015 weer sprake is van de mate van verstoring voor die tijd (Figuur 1.2.4c,d). Verstoringen lijken te zorgen voor behoorlijke consequenties voor hogere trofische niveaus (Figuur 1.2.4e), hoewel hier dient te worden aangetekend dat ten minste in de kustzone de voedselfunctie gedeeltelijk kan zijn overgenomen door abundant voorkomende exoten als *Ensis leei* (Amerikaanse zwaardschede) (Troost et al., 2017). Hierbij is dan direct de vraag of de compensatie in de vorm van biomassa voor vergelijkbaar voedselaanbod voor een vergelijkbare range aan soorten zorgt. (Het is bekend dat gedurende de eerste jaren na vestiging de predatiedruk op exoten veel lager is dan op inheemse vergelijkbare soorten (Wijnhoven & Hummel, 2011) en de rol als voedsel voor hogere trofische niveaus dus niet vergelijkbaar is. Dit is één van de redenen om exoten niet als indicatorsoorten in de BISI op te nemen). Ook bioturberende en bioirrigerende soorten zijn vergelijkbaar gereduceerd in voorkomen (Figuur 1.2.4e), maar de consequenties hiervan vooral met betrekking tot zuurstofcondities lijken beperkt in dit ecotoop gezien de overwegend hoogdynamische omstandigheden.

Hoewel ruimtelijke verschillen in de mate van verstoring van het ondiepe tot matig diepe zandige ecotoop aanwezig zijn, zijn deze in ieder geval in 2015 nog niet terug te vinden in een verdeling in delen binnen en buiten ASEVs. Met betrekking tot de omgeving van de Doggersbank speelt een eventueel kwaliteitsverschil ook niet, omdat vrijwel het gehele ecotoop binnen het ASEV valt en dus met zowel boxcore als schaaf zal worden bemonsterd. Ook in de kustzone worden beide methodieken zowel binnen als buiten de ASEVs ingezet en uit Figuur 1.2.4a (patroon grotendeels resultaat van data uit kustzone) blijkt dat eventuele verschillen in kwaliteit minimaal zijn. Er dient wellicht wel altijd een slag om de arm te worden gehouden met betrekking tot de toestand in de KRM-zone ôOffshoreô waar enkel boxcore monitoring plaats vindt. Het is bij de huidige analyses al gebleken dat de verstoring en waargenomen kwaliteit niet hetzelfde patroon zullen vertonen als in de kustzone, zodat in de toekomst ten minste ook een afzonderlijke enkel op de boxcore gebaseerde evaluatie nuttig blijft met betrekking tot de interpretatie van bevindingen op landelijk niveau.

4.2.5. Ondiep tot matig diep grof sediment (Circalittoral coarse sediment)



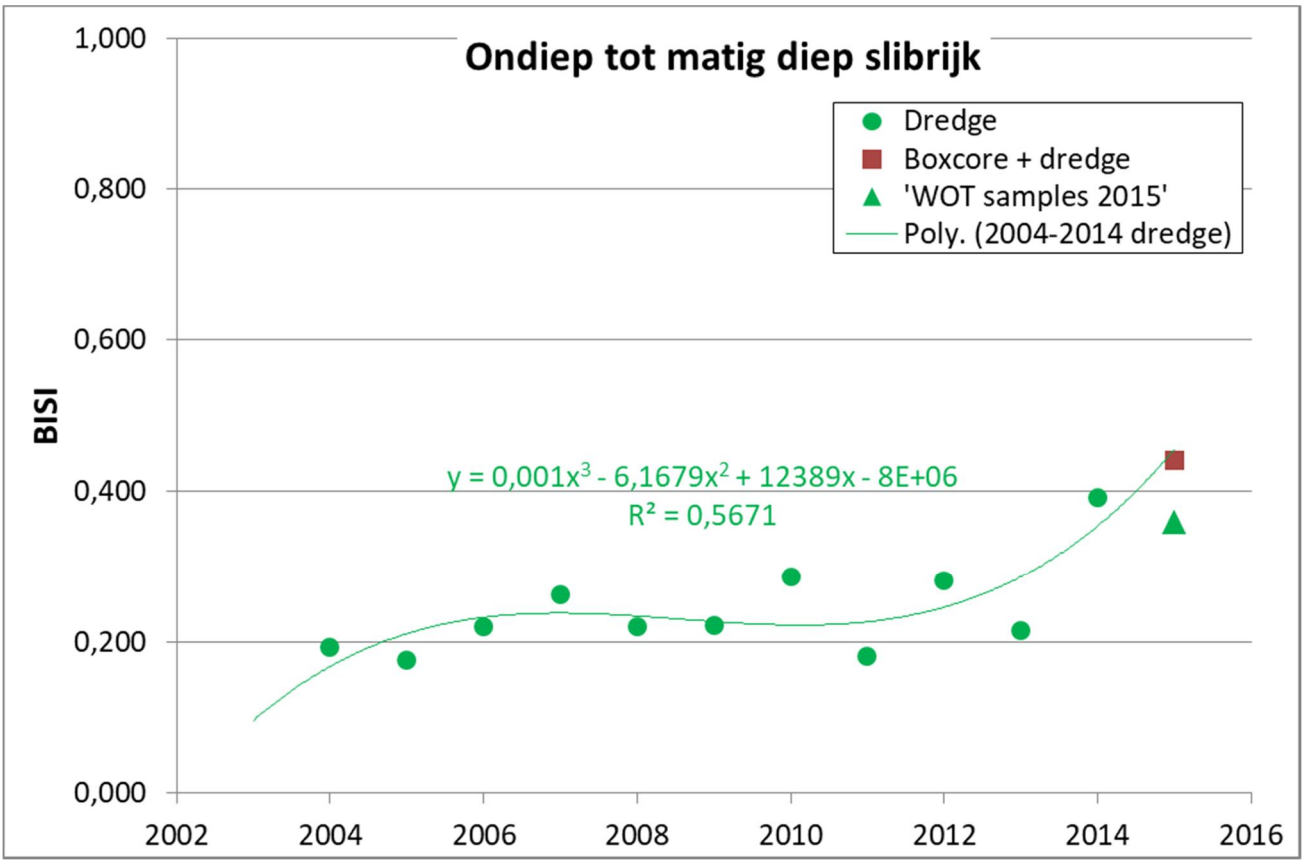
Figuur 14. Vergelijking huidige (T0 = 2015) kwaliteitstoestand met de recent historisch ontwikkelingen op basis van de BISI.

De evaluatie van het ondiepe tot matig diepe zandige ecotoop is uitgevoerd op basis van 14 indicatorsoorten. Voor de jaren 1995-2010 en 2012 is er sprake van een continue bemonsteringsinspanning met 17 boxcores (BIOMON/MWTL bemonstering), in 2015 voortgezet en uitgebreid met 10 extra locaties. De continue schaafbemonstering betreft de KRM-benthosmonsters afkomstig uit de WOT-schelpdiersurvey in de kustzone, met van 2004 tot en met 2014 jaarlijks 14 à 15 monsters. Hiervan zijn er in 2015 8 zijn voortgezet, waaraan 5 extra locaties buiten de kustzone zijn toegevoegd. Het is dus mogelijk de recent historische ontwikkelingen te analyseren op basis van zowel boxcore als schaafdata, waarbij dient te worden aangemerkt dat de schaafdata enkel de

kustzone en nabije offshore betreft (en bv niet de Doggersbank, zoals wel in 2015 en in de toekomst bemonsterd).

Hoewel er wellicht net iets beter aan toe dan het ondiepe tot matig diepe zandige ecotoop, vertoont ook het ondiepe tot matig diepe grof substraat ecotoop een vrij lage kwaliteit (Figuur 14). Waar de boxcore resultaten een golvende kwaliteitstoestand vertonen met BISI-scores variërend van 0,28 tot 0,4, laten de schaafresultaten (uitsluitend afkomstig uit de kustzone en nabije offshore) een geleidelijke kwaliteitsverbetering zien. Dit wel startend bij een zeer lage kwaliteit halverwege de jaren nul. Op basis van de WOT-data zou de kwaliteitstoestand in 2015 substantieel verbeterd zijn; dit is echter niet meer terug te vinden wanneer de data van gebieden buiten de kustzone (voornamelijk Doggersbank) en/of de boxcore data in de beoordeling worden betrokken. Dit is in lijn met de eerder waargenomen toename van vooral schaafgerelateerde indicatorsoorten (mogelijk onder invloed van verplaatsing van de bodemberoerende visserij naar gebieden verder uit de kust) en de geleidelijke afname van de kwaliteitstoestand op de Doggersbank de afgelopen decennia. Dat vooral de bodemverstoring in het ecotoop in de kustzone afneemt, volgt ook uit de speciale beoordeling waarvan de resultaten worden getoond in Figuur 1.2.5b. Gezien de behoorlijke geografische verschillen in de kwaliteitstoestand en ï ontwikkeling van het ondiepe tot matig diepe grof substraat ecotoop laten de boxcoreresultaten voornamelijk een relatief constante maar fluctuerende behoorlijke visserijdruk zien; zowel qua intensiteit als frequentie, met een achterblijvende rekrutering (Figuur 1.2.5c).

4.2.6. Ondiep tot matig diep slibrijk (Circalittoral mud)



Figuur 15. Vergelijking huidige (T0 = 2015) kwaliteitstoestand met de recent historisch ontwikkelingen op basis van de BISI.

De evaluatie van het ondiepe tot matig diepe slibrijke ecotoop is uitgevoerd op basis van 12 indicatorsoorten. Voor de jaren 2004-2014 is er sprake van een continue bemonsteringsinspanning

met overwegend 16 schaafmonsters beschikbaar, waarvan er in 2015 14 zijn genomen. In het recente verleden is er jaarlijks slechts 1 boxcore in dit ecotoop genomen. Vanwege de beperkte representativiteit zijn de boxcore gerelateerde indicatorsoorten bij de recent historische analyse niet meegewogen. Vanaf 2015 zullen volgens het KRM benthos monitoringprogramma jaarlijks 3 boxcores in ondiepe tot matig diepe slibrijke ecotoop worden genomen.

Hoewel de kwaliteitstoestand van het ecotoop ondiep tot matig diep slibrijk substraat als laag te classificeren is, is er recentelijk duidelijk sprake van kwaliteitsverbetering (Figuur 15). Dit patroon, op basis van schaaf data en schaafgerelateerde indicatorsoorten was ook enigszins zichtbaar in de afzonderlijke ASEVs van de kustzone, maar is voor dit ecotoop duidelijker. Een relatie met een afname van bodemverstorende activiteiten en visserij-activiteiten in het bijzonder lijkt duidelijk (Figuur 1.2.6b,c). De kwaliteitstoestand van het ecotoop, voornamelijk gelegen in het zuidelijke deel van de kustzone, profiteert op landelijk niveau waarschijnlijk van een verplaatsing van de visserij-activiteiten naar gebieden verder uit de kust (Prins et al., 2014). Een vergelijkbaar patroon als voor de toenemende kwaliteitstoestand is waarneembaar met betrekking tot de voor hogere trofische niveaus als voedsel belangrijke soorten waarvan de aantallen recentelijk toenemen (Figuur 1.2.6d). Dat is onder andere een positief teken voor een aantal vissoorten waarvoor de zuidelijke kustzone een kraamkamer vormt (RWS, 2016).

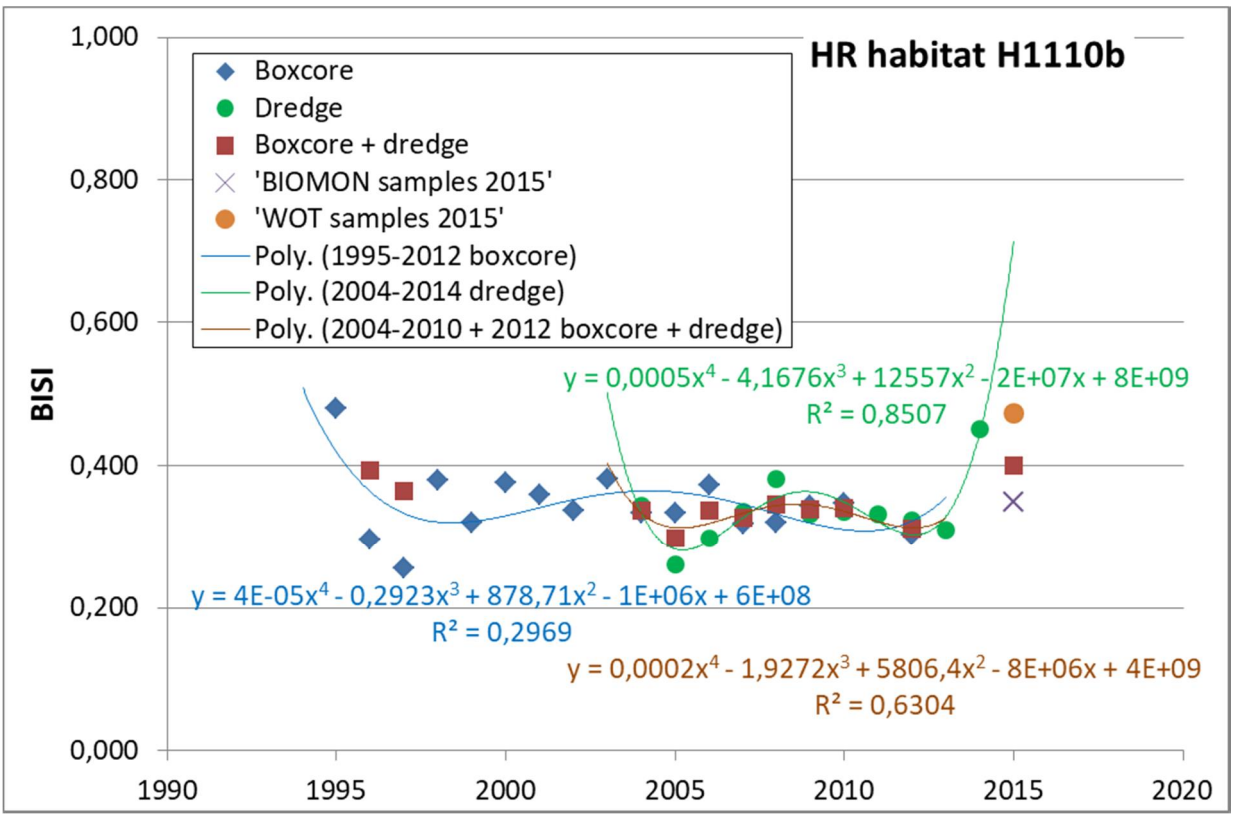
4.3 Kwaliteitstoestand HR habitattypen op NCP niveau

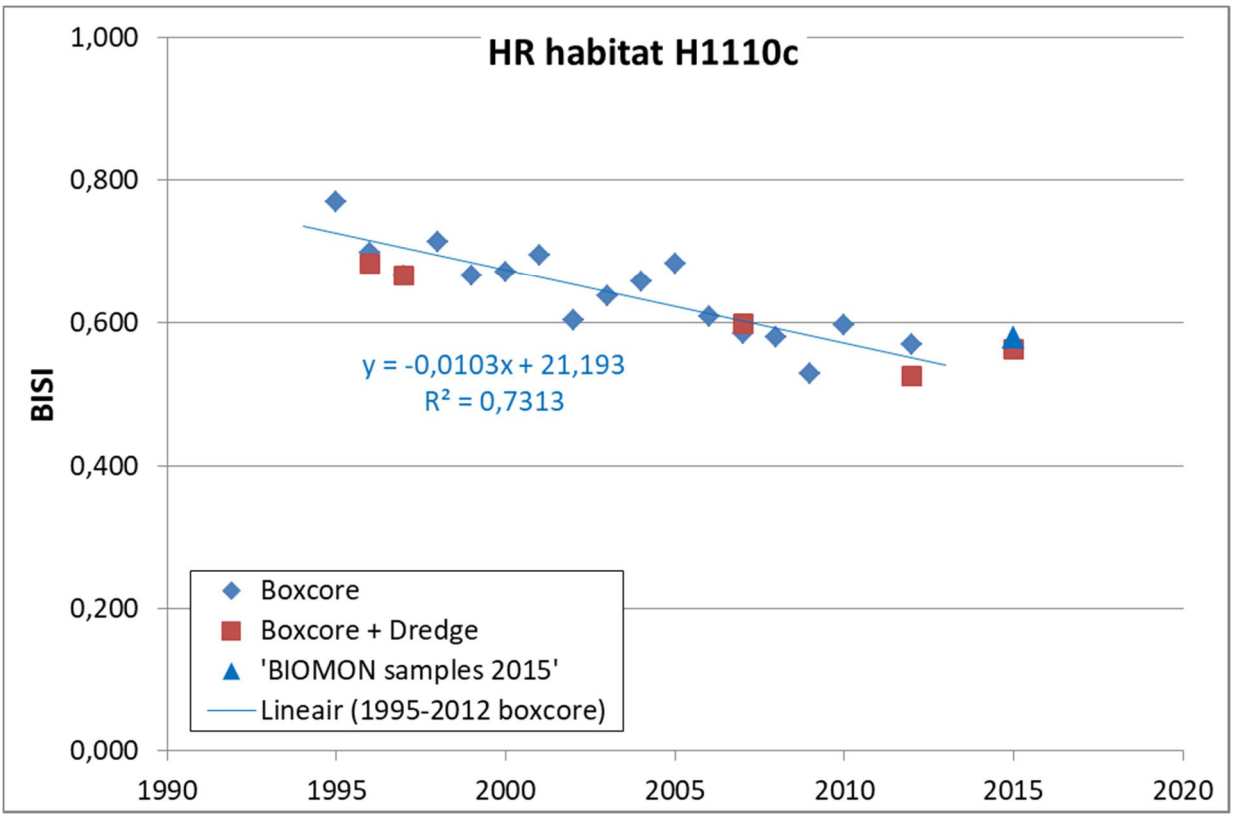
4.3.1. H1110 (Permanent overstroomde zandbanken)

Voor de evaluatie van het habitattype van de permanent overstroomde zandbanken wordt hier gebruik gemaakt van 22 indicatorsoorten met betrekking tot het subtype van de kustzone van de Noordzee (H1110b), en 34 indicatorsoorten met betrekking tot het subtype van de Doggersbank (H1110c). Hoewel een aantal indicatorsoorten, evenals typische soorten van de HR, bij vergelijking van de subtypen, dezelfde zijn (Min EZ, 2014a), zorgen de geografische ligging en bankeigen karakteristieken dat de inrichting van de BISIs van de twee subtypen verschillen.

Uit de beoordelingen blijkt dat er tussen de subtypen ook behoorlijk verschil bestaat in de mate van en het type druk dat een belangrijke rol speelt met betrekking tot de aangetroffen kwaliteitstoestand (Figuur 16; Figuur 1.3.1). Het is dan ook de vraag of combineren van resultaten wenselijk is, hoewel het in principe goed mogelijk is om BISI-scores met bijbehorende waargenomen variatie in de indicatorsoortengemeenschappen te combineren (even zwaar wegend, of gewogen naar oppervlak).

Hoewel bijna driekwart van het oppervlak aan habitat H1110b buiten de ASEVs gelegen is, is de recent historische kwaliteitsontwikkeling vergelijkbaar met die waargenomen in de afzonderlijke ASEVs. Na bijna twee decennia van permanent lage kwaliteit van het habitattype, volgend op een iets betere toestand halverwege de jaren 90, is er recentelijk sprake van enige verbetering. Verbeteringen zijn vooral waarneembaar op basis van de schaafmonitoring en schaafgerelateerde indicatorsoorten (Figuur 16a; Figuur 1.3.1a). De boxcore data laten zien dat de kwaliteit van de permanent overstroomde zandbanken door zowel ecologische verstoring als bodemverstorende activiteiten worden bepaald. Het effect van de ecologische verstoring op de kwaliteitstoestand is mogelijk iets groter, maar de verslechtering van de toestand begin jaren 90 is vooral aan bodemberoering toe te schrijven (Figuur 1.3.1c). Een probleem blijft klaarblijkelijk dat indicatorsoorten nauwelijks de kans krijgen om zich te vestigen en gezonde populaties op te bouwen, gezien het sterk achterblijven van de indicatorsoorten indicatief voor aanwezige rekrutering (Figuur 1.3.1e). Eén en ander heeft uiteraard zijn uitwerking op het ecologisch functioneren van het systeem behorende bij de permanent overstroomde zandbanken van de kustzone. Specifiek relevant met betrekking tot de beoordeling in het kader van de HR is dat de set aan typische soorten nog niet direct verbetering toont op basis van de boxcoremonitoring (Figuur 1.3.1g).





Figuur 16. Vergelijking huidige (T0 = 2015) kwaliteitstoestand met de recent historisch ontwikkelingen op basis van de BISI voor a) permanent overstroomde zandbanken van de kustzone van de Noordzee (H1110b) en b) permanent overstroomde zandbanken van de Doggersbank (H1110c).

Verder dient te worden opgemerkt dat de ontwikkeling van de populaties van een aantal typische soorten wellicht beter op basis van de schaaf kan worden beoordeeld. Het blijft echter een feit dat

halverwege de jaren negentig ook op basis van boxcore-gerelateerde soorten een uitgebreider voorkomen van typische soorten kon worden aangetoond.

Met betrekking tot de permanent overstroomde zandbanken van de Doggersbank (H1110c) kan, zoals al gepresenteerd voor het ASEV van de Doggersbank, worden geconcludeerd dat de kwaliteitstoestand ongeveer twee decennia gelegen niet optimaal was, maar ook niet slecht. De kwaliteitstoestand is echter gestaag achteruit gegaan sinds die tijd. Waar ecologische verstoring in het verleden het grootste probleem is geweest, is de waargenomen achteruitgang in kwaliteit het gevolg van een toename in bodemverstoring en is de relatieve impact van beide inmiddels vrijwel vergelijkbaar. Ook is met betrekking tot H1110c het grote probleem dat rekrutering van aangetaste gemeenschappen uitblijft en/of verslechtert (Figuur 1.3.1f). De typische soorten van de HR lijken hier in 2015 echter wel enige herstel te tonen (Figuur 1.3.1h).

4.3.2. H1170 (Riffen)

Voor de resultaten van de beoordeling van de huidige kwaliteitstoestand van HR habitattype H1170 wordt verwezen naar hoofdstuk 4.1.7. Daar wordt voor de Klaverbank geconcludeerd dat de gereduceerde kwaliteitstoestand, die mogelijk een lichte verbetering toont ten opzichte van eerdere inventarisaties in 2002 en 2011, mogelijk voornamelijk het gevolg is van de aanwezige visserijdruk. Voor 2018, en daarna, is de vraag of de delen met de voor H1170 kenmerkende structuren (aggregaties van stenen) in vergelijkbare mate worden aangetast door visserijactiviteiten. Enerzijds is de gevoeligheid voor bepaalde vormen van visserij (en niet uitsluitend bodemberoerende) van het specifieke habitat mogelijk groter, maar anderzijds is de visserijdruk vanwege mogelijke schade van stenen aan vistuig wellicht ook minder groot binnen de gebieden met aggregaties van stenen.

4.4 Kwaliteitstoestand ógeslotenôgebieden

4.4.1. T0 gesloten gebieden Doggersbank

De vergelijking van de kwaliteitstoestand van de ógeslotenôen de open gebieden op de Doggersbank laat zien dat wat betreft de situatie op de noordelijke helling de gebieden op T0 redelijk vergelijkbaar zijn, hoewel er wellicht al sprake is van een tendens naar iets lagere kwaliteit in het te sluiten gebied (Figuur 1.4.1a). Wat betreft de zuidelijke helling is er sprake van een significant verschil in de kwaliteitstoestand van de ógeslotenôen open gebieden, met een significant veel lagere algemene kwaliteit van het te sluiten gebied, wat ook tot uiting komt in een significant grotere impact van aanwezige verstoringen op het voorkomen van typische soorten in het gesloten gebied (Figuur 1.4.1b).

Men kan eigenlijk stellen dat de kwaliteitstoestand van de open referentiegebieden hier heel aardig te noemen is. De vraag is nu wat op de Doggersbank in het algmeen, en in de twee gesloten gebieden in het bijzonder, zorgt voor de gereduceerde kwaliteit. Uit eerdere analyses (zie 4.1.3) is duidelijk geworden dat zowel ecologische verstoring (verontreinigingen en nutriënten) als bodemberoering een rol spelen. Mocht dit in vergelijkbare mate het geval zijn in zowel de gesloten gebieden specifiek als op de Doggersbank in zijn geheel, dan zijn de te sluiten gebieden goed gekozen, en dan kan de algehele kwaliteit van de Doggersbank verbeteren, indien de uitsluiting van specifiek bodemberoerende visserij (= boomkorvisserij) effectief blijkt te zijn om verbetering van de kwaliteit van bodemgemeenschappen en het benthische habitat in het bijzonder te bewerkstelligen. Er is geen reden om aan te nemen dat de ecologische verstoring die eveneens in het gebied speelt substantieel groter zou zijn in de te sluiten gebieden dan in de geselecteerde open gebieden.

De resultaten van de T0 maken in ieder geval duidelijk dat het voor de evaluatie van de effectiviteit van de gesloten gebieden op de Doggersbank noodzakelijk is om te werken volgens een BACI design, waarbij de uitgangssituatie dient te worden meegewogen in de beoordeling. Een toekomstige vergelijkbare kwaliteitstoestand voor het gesloten en open gebied van de zuidelijke helling kan bijvoorbeeld al een aanzienlijke verbetering in het gesloten gebied betekenen en daarmee de effectiviteit van maatregelen aantonen.

4.4.2. T0 gesloten gebieden Noordzeekustzone

Er worden geen significante verschillen aangetroffen tussen de open en de ógeslotenô gebieden van de Noordzeekustzone (Figuur 1.4.2). Hoewel de kwaliteitstoestand van de zeebodemhabitats in 2015 niet al te goed genoemd kan worden, lijkt deze in de gesloten gebieden iets beter dan in de open gebieden. Gezien het beperkte aantal monsters dat in 2015 is genomen is echter de vraag of de waargenomen kwaliteitstoestand de (gemiddelde) toestand van alle gesloten gebieden reflecteert. Het is in ieder geval, gezien de resultaten op basis van enkele monsters, niet de verwachting dat de kwaliteitstoestand van de gesloten gebieden minder zal zijn. Bij het eventueel waarnemen van significante verschillen in de kwaliteitstoestand van open en gesloten gebieden in de toekomst is het aannemelijk dat de specifieke maatregelen in de gesloten gebieden een rol zullen hebben gespeeld.

4.4.3. T0 gesloten gebieden Vlakte van de Raan

Figuur 1.4.3 laat zien dat er geen significante verschillen worden gevonden in de kwaliteitstoestand tussen open en ógeslotenô gebieden van de Vlakte van de Raan. De kwaliteit in de open gebieden lijkt op basis van de T0 analyses iets beter te zijn, maar gezien het lage aantal van slechts 6 schaafmonsters genomen in gesloten gebieden is de vraag of dit een representatief beeld geeft van de situatie in de gesloten gebieden. Ervan uit gaande dat de indeling van de Vlakte van de Raan in te verwachten gemeenschappen, waarop de gestratificeerde random plaatsing van monitoringslocaties is gebaseerd (Troost et al., 2013a), een betrouwbaar beeld geeft en er niet direct grote verschillen in de mate van verstoring binnen geïdentificeerde gemeenschappen worden verwacht, kan de kwaliteitstoestand in het geheel aan open en gesloten locaties in 2015 als T0 dienen voor toekomstige evaluaties.

4.5 Indicatieve oorspronkelijke ónverstoordeô referentie

Zoals in de Introductie (Hoofdstuk 1) en de beschrijving van de methodiek in Wijnhoven & Bos (2017) aangegeven werkt de BISI met een zogenaamde realistische referentie. Dit om ook daadwerkelijk de indicatorsoorten met hun abundanties in de referentie op te nemen die kunnen worden verwacht na substantiële reductie van de aanwezige drukken op de huidige benthische gemeenschappen. Het opnemen van soorten die onder natuurlijke omstandigheden niet of vrijwel niet kunnen terugkeren is niet gewenst in een indicator die liefst zo direct mogelijk, maar in ieder geval op korte tot middellange termijn, dient te reageren op veranderingen in het systeem. Dit is noodzakelijk om nuttig te zijn ten behoeve van kwaliteitsbeoordelingen en/of evaluaties van omstandigheden of de effectiviteit van maatregelen. Het werken met een op basis van vrij recente data afgeleide referentie kent echter ook een nadeel en een risico.

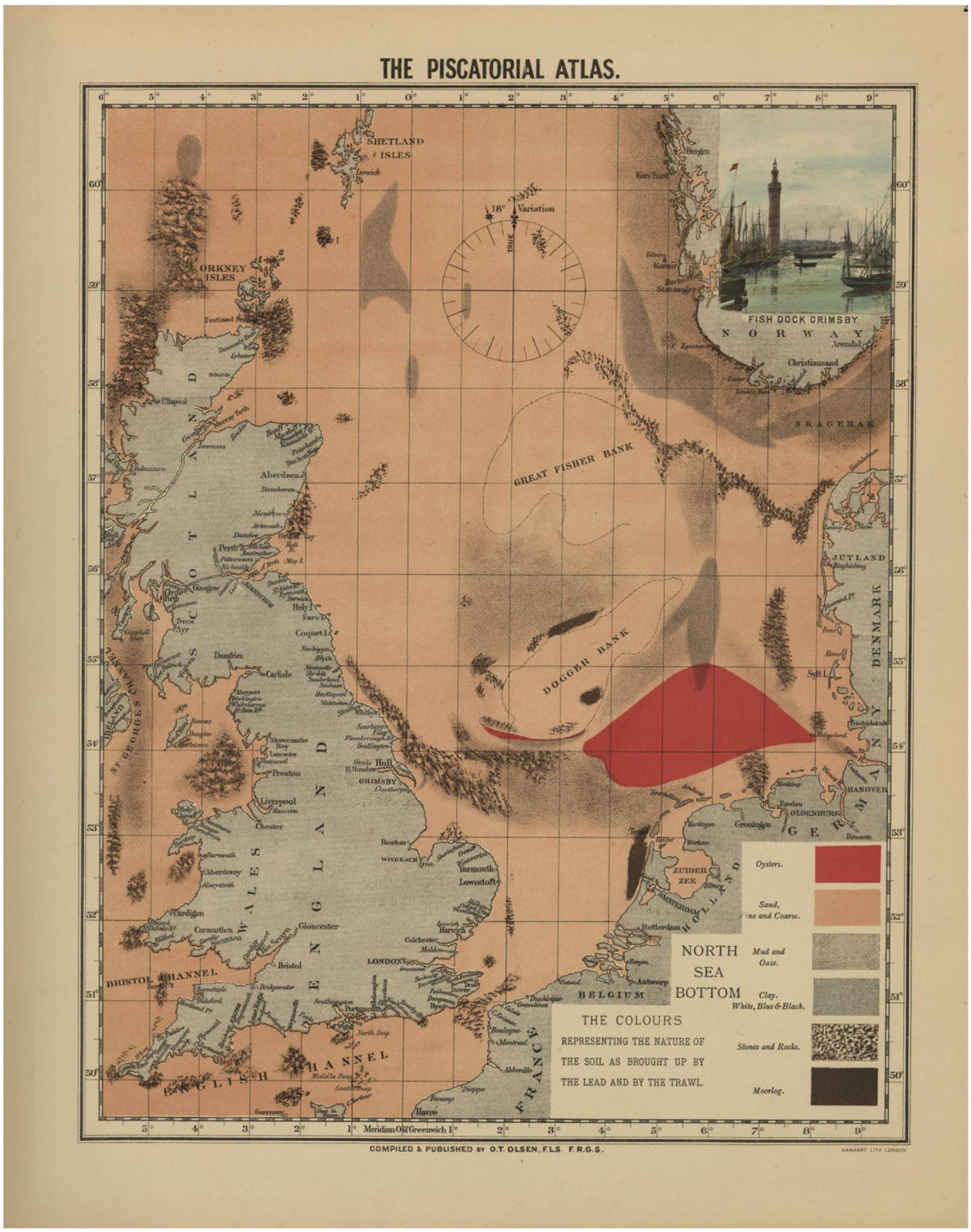
- Het nadeel is niet wetenschappelijk, maar zit in de perceptie van de resultaten. Men zou kunnen denken dat de impact van bepaalde verstoringen gering is (geweest) wanneer een BISI-score toeneemt of richting de 1 (realistische referentie) gaat. Inderdaad duidt dit op een verbeterende en/of goede kwaliteitstoestand. Echter enkel in die zin dat actuele en/of recente verstoringen (met effecten op de benthische habitats en gemeenschappen in het bijzonder) sterk verminderd zijn of nauwelijks nog een rol spelen. Dit neemt niet weg dat de impact van grootschalige verstoringen uit het verleden enorm en langdurig is. De oorspronkelijke ónverstoordeô habitats zijn grotendeels vernietigd en herstellen hoogstwaarschijnlijk niet op natuurlijke wijze; hooguit op de zeer lange termijn. Mogelijk ontbreken dientengevolge ook diverse soorten, die volledig zijn uitgeroeid of niet meer op natuurlijke wijze kunnen terugkeren vanwege het ontbreken van bronpopulaties in de wijde omtrek. Andere soorten, waaronder een toenemend aantal exoten, bezetten nu bepaalde niches of zijn in de gelegenheid om veel sneller bepaalde habitats te koloniseren dan oorspronkelijk aanwezige soorten. Hierdoor wordt het herstel van oorspronkelijke gemeenschappen belemmerd en is hoogstwaarschijnlijk ook niet realistisch meer.
- Het risico is dat in de huidige toestand waarin diverse drukfactoren en verstoringen gecombineerd aanwezig zijn en hun uitwerking op de ontwikkeling van gemeenschappen hebben, een selectie aan indicatorsoorten niet noodzakelijkerwijs de meest gevoelige betreft,

maar eerder de soorten die met diverse (achtergrond) verstoringen kunnen omgaan. Dit zou dan mogelijk kunnen betekenen dat het in stand houden van enige (achtergrond) verstoringen als optimaal wordt beoordeeld en dat situaties waar werkelijk sprake is van het uitsluiten van (een zekere mate van) onnatuurlijke verstoring, eventueel minder goed zouden worden beoordeeld.

In beide gevallen in het zodoende van belang om ofwel een beeld te verkrijgen van onverstoorde referentiegebieden met referentiegemeenschappen, ofwel een beeld te verkrijgen van de oorspronkelijke óonverstoordeôtoestand uit het verre verleden.

- De aanwezigheid van onverstoorde referentiegebieden en referentiegemeenschappen is in de Nederlandse situatie uit te sluiten. Daar is hooguit iets van terug te vinden in het buitenland. Daar kan dan direct de vraag bij worden gesteld, hoe onverstoord referentiegebieden werkelijk zijn en hoe representatief ze kunnen zijn voor de Nederlandse situatie, gezien de eventuele geografische verschillen en een afwijkend soortenspectrum. Het zoeken naar en testen van mogelijke referentiegebieden is een studie op zich, waar hier geen poging toe zal worden gedaan, maar die in het kader van onder andere OSPAR wel verder zal worden verkend en getest.
- Ook het verkrijgen van een beeld van de oorspronkelijke óonverstoordeôtoestand uit het verre verleden zou een studie op zich kunnen zijn, aangezien eventueel aanwezige bronnen veelal beschrijvend en vaak niet eenvoudig toegankelijk zijn. Er zijn wellicht wel bruikbare bronnen, maar die zijn dan niet direct als bronnen voor een historische referentie van de Noordzeebodem en de benthische gemeenschappen geïdentificeerd, maar dienen uit allerlei documenten te worden gefilterd. Gezien het belang en de waarde die een zeer summiere terugkijk en vergelijking van de hedendaagse situatie en het verleden al kunnen geven, worden hier enkele kenmerken van historische gemeenschappen en de oorspronkelijke óonverstoordeôtoestand gegeven.

De Noordzeebodem in het algemeen en de benthische gemeenschappen in het bijzonder worden al eeuwenlang door de mens beïnvloed. Vooral de kustzones staan al eeuwen onder druk van menselijke activiteiten. Inpolderingen en waterstaatkundige werken zijn al bekend van voor de jaartelling en hebben zo hun invloed gehad op turbiditeit, stromingspatronen en zoetwater- en nutriënteninput. Met de sterke toename van de bevolking en het ontstaan van steden nam de input van nutriënten via afvalwater snel toe. Door vroeg-industriële activiteiten kwamen daar de verontreinigingen bij. Daarnaast is de mens ook voedsel aan de zee gaan onttrekken. Dat is lange tijd kleinschalig en geconcentreerd op de kustgebieden geweest, hoewel de visserij, inclusief het gebruik van netten, al honderden jaren op volle zee wordt beoefend. De Vooys et al. (2004) tonen een kaartje naar Lenz (1992), waarin wordt aangegeven dat in 1833 het zuidelijke deel van de Nederlandse Noordzee al door zeilschepen met sleepnetten werd bevist. Het gebied werd geleidelijk noordwaarts uitgebreid, zodat in 1900 de gehele Nederlandse Noordzee met sleepnetten werd bevist. Een grote impact had vooral ook het gebruik van met stoom aangedreven schepen, wat tussen 1880 en 1900 sterk toenam. Het resultaat was dat de situatie met betrekking tot de aanwezige habitats op de Noordzeebodem, zoals die waarschijnlijk millennia lang (geleidelijk na de laatste ijstijd ontstaan) had bestaan, drastisch veranderde. Frequent aangehaald (o.a. De Vooys et al., 2004; Lindeboom et al., 2008b; Van Moorsel & Van Leeuwen, 2013) wordt de kaart van de Noordzeebodem zoals weergegeven in de Visserij Atlas van Olsen (1883), hier weergegeven als Figuur 17. Illustratief is het enorme oppervlak aan oesterbanken (naar verluid meer dan 25500 km^2; De Vooys et al., 2004) dat aan het einde van de 19de eeuw nog aanwezig is geweest, maar dat daarna in rap tempo is verdwenen. Het gehele in rood weergegeven gebied (Figuur 17) bestond uit platte oester (*Ostrea edulis*) banken en daarmee grotendeels uit hard substraat. Daarnaast zijn ook nog aanzienlijke delen gekarakteriseerd als veen. Die veenlagen zijn grotendeels nog wel aanwezig, maar door veranderde stromingspatronen, zeespiegelstijging en sedimentconcentraties in de waterlaag bedekt geraakt met zandig en/of slibrijk substraat. Ook veenbodems kennen een geheel eigen karakteristieke gemeenschap bestaande uit organismen die op het óhard-zachteôsubstraat leven en/of daar in boren.



Figuur 17. Kaart van de Noordzeebodem met identificatie van de dominante habitattypes zoals weergegeven in de Visserij Atlas van Olsen (1883).

Grote verschillen tussen de oorspronkelijke en de huidige situatie zijn dus zichtbaar gelegen in de grote verschillen in habitatsamenstelling met betrekking tot de aanwezigheid van hard substraat met bijbehorende gemeenschappen. Dit is iets dat niet op natuurlijke wijze op grote schaal herstelt, en er is waarschijnlijk meer voor nodig dan enkel het substantieel reduceren dan wel uitsluiten van bodemberoerende activiteiten.

Sprekende over kwaliteitsverbetering van de zeebodemhabitats is het niet realistisch om de hardsubstraatgemeenschappen van weleer als uitgangspunt te nemen. Hoewel diverse soorten zeker indicatief zouden kunnen zijn voor een goede kwaliteit, is het benodigde habitat verdwenen en is het aannemelijk wanneer kwaliteitsverbetering kan worden gerealiseerd, dit een verbetering van de toestand van het zachte substraat (nu aanwezig) zal zijn. Daar komt bij dat de in goede kwaliteitstoestand te verwachten soorten van het zachte substraat in een groter aantal gevallen nog aanwezig zullen zijn in de wijde omtrek dan de originele hardsubstraatsoorten. Die soorten zouden dus in potentie ook daadwerkelijk kunnen toenemen en/of terugkeren in geval van kwaliteitsverbetering.

De waarnemingen van het einde van de 19de, begin 20ste eeuw zouden dus een indicatie kunnen geven van een goede kwaliteitstoestand die potentieel weer zou kunnen worden bereikt wanneer de typische aan hard substraat gerelateerde soorten (en soorten die in het geheel niet meer in de omgeving worden aangetroffen) buiten beschouwing worden gelaten. Een toets zou kunnen zijn om de huidige indicatorsoortenlijsten voor specifieke gebieden of ecotopen naast de historische oorspronkelijke waarnemingen te leggen en te toetsen of de oorspronkelijke situatie inderdaad een hoge BISI score zou opleveren. Dit kan op basis van de resultaten van enkele vergelijkende studies, te weten: De Vooys et al. (2004) en Rumohr & Kujawski (2000). De resultaten van laatstgenoemde studie worden overigens ook gedeeltelijk meegewogen in de eerstgenoemde. Gezien de verschillen in bemonsteringsmethodieken en de beoordeling van het ruimtelijk voorkomen (aan-/afwezigheid van soorten) in de studies, is het niet mogelijk de BISI direct door te rekenen. Dat zou vragen om omrekening van referentiewaardes met onzekerheden (mede omdat we niet over de ruwe data beschikken) dientengevolge. In beide studies heeft echter al een afweging plaatsgevonden met betrekking tot de vergelijkbaarheid van de data (en die is goed bevonden), zodat de rol van indicatorsoorten direct kan worden geëvalueerd. De BISI wordt hier getoetst met betrekking tot de tegenwoordig dominante ecotopen (diep zandig, diep slibrijk, ondiep tot matig diep zandig en ondiep tot matig diep grof sediment).

Door van de huidige BISI (en indicatorsoortenlijsten per ecotoop) uit te gaan, toetsen we specifiek voor de kwaliteit op basis van zachtsubstraat-elementen. We weten dat in grote gebieden ook hard substraat een grote rol speelde, wat mogelijk de potentie voor zachtsubstraatsoorten onder goede kwaliteitsomstandigheden nog kan onderschatten. De evaluatie is nu op basis van ruimtelijk voorkomen. Dit kan in potentie afwijken van de evaluatie op basis van dichtheden. Er is echter weinig reden om aan te nemen dat gevonden kwaliteitsverschillen tussen oorspronkelijke referentie en recent historische waarnemingen hierdoor heel anders zouden kunnen liggen (er wordt een relatie tussen ruimtelijk voorkomen en gemiddelde dichtheden verondersteld). Wederom kan hier zelfs sprake zijn van enige onderschatting van de onverstoorde situatie daar het beschikbare oppervlak aan zacht substraat beperkter was door de aanwezigheid van hard substraat. Wel is het mogelijk dat op basis van de oorspronkelijke referentiedata, de BISI voor de ondiepe ecotopen iets minder goed te testen is dan voor de diepe ecotopen, gezien het grotendeels buiten beschouwing laten van de kustgebieden bij de inventarisaties (De Vooys et al., 2004).

Van de indicatorsoorten die deel uitmaken van de BISI beoordelingen zal een groot deel inderdaad zorgen voor een hogere BISI score, wanneer de onverstoorde referentietoestand wordt beoordeeld (Tabel 3). Dit is vooral het geval voor het diepe zandige ecotoop en het ondiepe tot matig diepe grof sediment. Voor die ecotopen gaat het om 67 tot 80 % of 64 tot 73 % van de te beoordelen indicatorsoorten, afhankelijk van of de studies het eens zijn over de waargenomen ontwikkeling van de soorten, of dat soorten waar niet direct overeenstemming over is toch indicatief kunnen zijn. Dit ondanks het feit dat zacht substraat (het habitat waar zachtsubstraat-indicatorsoorten kunnen worden verwacht) in de oorspronkelijke situatie veel beperkter aanwezig was. Ook de andere twee getoetste ectopen scoren heel behoorlijk, er rekening mee houdende dat de oorspronkelijke aanwezigheid van oesterbanken (hard substraat) vooral speelt in het diepe slibrijke ecotoop (destijds overigens ook slibrijk tussen de oesteraggregaties) en het ondiepe tot matig diepe zandige ecotoop ook de kustgebieden kenmerkt die grotendeels buiten de historische bemonsteringen gebleven zijn. Enkele ónieuweô soorten (niet aanwezig in de oorspronkelijke bemonstering, maar wel in de recent historische

dataset, zijn zeer bewust aan de soorten met een naar verwachting gewenste indicatie toegevoegd. Het zijn namelijk stuk voor stuk soorten die zichtbaar de plaats hebben ingenomen van andere soorten (vaak uit hetzelfde genus) die wel een sterke achteruitgang hebben laten zien (zie Appendix 2) en die door hun huidige schaarsheid en de verwachting dat de nieuwe soorten de plaats overnemen bij kwaliteitsverbetering niet als indicatoren zijn geselecteerd. Diverse soorten zullen niet of nauwelijks een ontwikkeling in welke richting dan ook laten zien. Daarbij dienen we aan te tekenen dat in de huidige BISI niet enkel soorten indicatief voor de genoemde dominante verstoringen zijn opgenomen, maar ook bv enkele typische soorten |(niet direct indicatief voor het habitat van welleer). De resultaten weergegeven in de kolommen A+B laten zien dat in enkele gevallen inderdaad nog winst te halen is door de soortselectie van de algemene kwaliteitsbeoordeling aan te scherpen en typische soorten met minder indicatiewaarde te beperken tot de speciale beoordelingen (zie Hoofdstuk 5.3). Daarnaast is een specifieke groep aan soorten, de boxcore-gerelateerde soorten, grotendeels buiten beschouwing gebleven in deze test omdat informatie grotendeels ontbreekt, terwijl ze zeer indicatief kunnen zijn.

Tabel 3. Resultaten test BISI met te verwachten gevoeligheid percentage indicatorsoorten per ecotoop op basis van de historische oorspronkelijke toestand zoals waargenomen tussen 1870 en 1914 op basis van Rumohr & Kujawski (2000) en De Vooys et al. (2004). Het overzicht geeft het percentage indicatorsoorten waarvan de genoemde studies aangeven dat ze duidelijk zijn afgenomen in ruimtelijk voorkomen tussen de genoemde referentieperiode en respectievelijk 1986 en de jaren 70 (voor een enkele soort de jaren 90 wanneer geen patroon voor jaren 70 weergegeven), of die juist nieuw zijn. De indicatorsoorten die als mogelijk indicatief zijn geteld, geven een verschillend beeld in de genoemde studies. A+B zijn specifiek de indicatorsoorten gevoelig voor respectievelijk verstoring van de zeebodem en ecologische verstoring (de dominante verstoringen die de verschillen in soortensamenstelling naar verwachting kunnen verklaren) zoals aangeduid voor speciale beoordelingen op basis van de BISI (Wijnhoven & Bos, 2017). (Voor specifieke soorten en scores zie Appendix 2).

	Diep zandig		**Diep slibrijk**		**Ondiep tot matig diep zandig**		**Ondiep tot matig diep grof sediment**	
	BISI	A+B	BISI	A+B	BISI	A+B	BISI	A+B
Totaal aantal indicatorsoorten in BISI	25	21	29	23	24	19	14	12
Aantal soorten met historische informatie	15	15	17	13	12	10	11	9
Indicatief volgens historisch beeld	67%	60%	53%	62%	50%	50%	64%	67%
+ mogelijk indicatief	80%	73%	65%	69%	67%	70%	73%	78%

Dat geen 100% score wordt behaald is geen reden om indicatorsoorten uit de huidige BISI te schrappen. Zoals aangegeven is een oorspronkelijke onverstoorde referentietoestand getoetst, die uiteraard als van een goede kwaliteit zijnde dient te worden beoordeeld. De BISI dient echter ook indicatief te zijn in andersoortige omstandigheden. Want zoals gezegd is het weinig realistisch dat de gemeenschappen van weleer terugkeren. Mochten er te zijner tijd al substantiële arealen aan habitats met hard substraat ontstaan, dan is het zeer wel mogelijk dat de beoordeling op basis van de BISI voor het desbetreffende gebied of oorspronkelijke ecotoop niet direct de verwachte (grote) kwaliteitsverbetering laat zien, maar dient uit de speciale beoordelingen wel te rollen dat er tevens sprake is van een overgang naar een ander ecotooptype. Er dient dan te worden overwogen om op termijn de BISI van dat andere ecotooptype in te zetten. Naast andersoortige omstandigheden dient

de BISI ook indicatief te zijn voor verstoringen die mogelijk in deze tijd (nog meer) spelen dan bij de huidige test case: zoals effecten van opwarming, veranderende stroomsnelheden of vertroebeling van de waterkolom, of de impact van exoten.

Het toetsen van de BISI op basis van een oorspronkelijke onverstoorde referentie is informatief. Nu wordt er echter uitgekeken naar de resultaten van testen rond gebieden met maatregelen, hedendaagse referentiegebieden buiten de landsgrenzen en/of test cases in relatie tot bekende recente verstoringen. In combinatie met een afgestemd monitoring design zijn dat de situaties waarin de BISI ook kwaliteitsveranderingen op de korte termijn dient te kunnen aantonen, en waar de BISI specifiek voor is ontwikkeld.

5. Algemene discussie

5.1 Verhouding tussen druk en effect

Traditioneel is er veel aandacht voor evaluaties van de kwaliteitstoestand, waarbij wordt gekeken naar indicatoren als soortenrijkdom, -diversiteit, abundantie en/of afgeleide en samengestelde indicatoren hiervan (Van Loon et al., 2015). Ruimtelijke en temporele patronen kunnen indicatief zijn, vooral wanneer de monitoringsopzet niet wordt gewijzigd. Daarnaast is er aandacht voor evaluaties van de mate waarin druk op een systeem aanwezig is. Hierbij kan worden gedacht aan het in kaart brengen van ruimtelijke en temporele patronen in concentraties aan verontreinigingen of potentieel verstorende visserijactiviteiten, etc. Het combineren van de twee -druk en effect-indicatoren- kan leiden tot het vinden van verbanden, naar aanleiding waarvan eventuele maatregelen kunnen worden genomen (Elliott et al., 2018). Het probleem is echter dat er geregeld een minder goed ruimtelijk dan wel temporeel beeld is van de aanwezige potentiële drukken op een systeem (Gislason et al., 2017). De aandacht gaat veelal ook naar één drukfactor (Borja et al., 2015; González-Irusta et al., 2018), terwijl meerdere drukken tegelijkertijd een rol kunnen spelen. Daarnaast betekent de aanwezigheid van een bepaalde druk niet direct dat dit ook effect zal hebben op gemeenschappen; de gevoeligheid van gemeenschappen, vaak gerelateerd aan specifieke habitats speelt hierin een rol (Van Denderen et al., 2015). Ook dient er rekening mee te worden gehouden dat er natuurlijke niveauverschillen bestaan in te verwachten waarden van traditionele effectindicatoren die veelal aan habitat en/of aan geografische ligging gerelateerd zijn. Dit is complicerend aangezien de traditionele indicatoren zoals genoemd vaak wel (in overigens verschillende) mate reageren op de aanwezigheid van de ene of de andere druk, maar dat omgekeerd het niveau van de indicator niets zegt over het type druk dat mogelijk aanwezig is en/of dat wellicht zelfs ónatuurlijkeô processen een rol spelen. Samenvattend kan worden gesteld dat effectindicatoren een indicatie geven van de mate dat gemeenschappen verstoord zijn en dat druk-indicatoren een indicatie kunnen geven van wat invloed kan hebben op de aanwezige gemeenschappen. Het voorspellen van de één uit de ander blijft echter een lastige zaak.

Indicatoren zoals de BISI, maar ook anderen, geven juist een beeld van de specifieke impact. Dat gebeurt door juist de aanwezige gemeenschap te analyseren en die te vergelijken met wat onder natuurlijk onverstoorde omstandigheden verwacht kan worden. Zo kan een beeld worden verkregen van in welke mate de gemeenschap verstoord is, maar ook welke potentiële oorzaken hier aan ten grondslag liggen. Idealiter beschikt men over een indicator die alle mogelijke oorzaken in ogenschouw neemt en voor iedere mogelijke oorzaak specifieke indicatoren in zich heeft, waarbij die ook nog eens gebaseerd zijn op verschillende meetwaarden (bv. afzonderlijke indicatorsoorten) zodat de invloed van toevalligheden kan worden geminimaliseerd. Uiteraard zijn er grenzen aan het aantal drukfactoren en specifieke indicatoren dat in één indicator kan worden verenigd en in de praktijk is de impact van een aantal mogelijke drukfactoren niet altijd even onderscheidend. Dit neemt niet weg dat men zou moeten streven naar een kwaliteitsoordeel met zoveel mogelijk inzicht in de oorzaken en de eventuele gevolgen. Eén van de sterke punten van een indicator, zoals de BISI, die vanuit waargenomen impact de meest waarschijnlijke oorzaken identificeert, is dat kan worden omgegaan met verschillen in gevoeligheid van specifieke gemeenschappen, veelal behorende bij specifieke habitats. Zo is het aannemelijk dat gemeenschappen van (van nature) dynamische milieus, minder gevoelig zullen zijn voor bepaalde bodemverstorende activiteiten dan gemeenschappen van laagdynamische habitats (Van Denderen et al., 2015). Dergelijke gemeenschappen kunnen echter weer wel gevoeliger zijn voor andere verstoringen zoals vertroebeling van de waterkolom. Waar een indicator als de BISI ook inzicht in kan geven is in veranderingen in gemeenschappen ten gevolge van veranderingen in omgevingsvariabelen, en eventueel de overgang van het ene habitattype in het andere (wanneer ecotoop-specifieke karakteristieke soorten als indicatorsoorten in de index worden opgenomen). Het is dan uiteraard aan de onderzoeker om te beoordelen of een dergelijke overgang een natuurlijk fenomeen is of het gevolg van antropogene activiteiten.

Er dient te worden vermeld dat idealiter de combinatie van drukindicatoren, traditionele effectindicatoren en impact-identificerende indicatoren (zoals de BISI) wordt ingezet. Hierbij kunnen

traditionele effectindicatoren worden gebruikt voor de snelle screening of er iets aan het veranderen is op grote schaal. Drukindicatoren zijn vooral nuttig voor de selectie van geschikte gebieden (referentie en hoge druk). Daar kunnen dan vervolgens de impact-identificerende indicator worden gevalideerd. Impact-identificerende indicatoren zijn vervolgens juist geschikt voor het verkrijgen van gedetailleerdere inzichten, onder andere met het oog op eventuele maatregelen.

5.2 Aandachtspunten BISI

Een van de aspecten die ook de aandacht heeft bij de verdere ontwikkeling van de BISI (zie hoofdstuk 5.3) is het gebruik en de afleiding van de realistische referentie waartegen wordt getoetst. Gezien de indicatieve reconstructie van de oorspronkelijke ónverstoordeô referentie in deze rapportage (zie hoofdstuk 4.5) is het toetsen ten opzichte van een oorspronkelijke ónverstoordeô referentie niet realistisch. Dit omdat behalve dat de gemeenschappen de laatste eeuwen drastisch zijn veranderd en de terugkeer van specifieke soorten fysiek wordt belemmerd of vrijwel onmogelijk is geworden, ook de zeebodemhabitatsamenstelling drastisch is veranderd. Deze zal zeer waarschijnlijk zonder actieve tussenkomst van de mens, en vooral op de grote schaal waarin dat dan nodig is, niet herstellen op een tijdschaal waarop nog enige planning van beheer en evaluaties mogelijk is. Wel is het gebruik van een interne referentie bij een indicator als BISI waardevol om veranderingen in perspectief te plaatsen. Daarnaast kan de interne referentie ook behulpzaam zijn bij het stellen van kwaliteitsdoelen, zoals de komende jaren dient plaats te vinden met betrekking tot de Kaderrichtlijn Mariene Strategie, en waarover volop wordt nagedacht binnen onder andere OSPAR en ICES.

Wel is het goed om de huidige afleiding van de interne realistische referentie, de gevoeligheid van de indicatorsoortenselectie en de houdbaarheid van de referentie te toetsen. De beste mogelijkheden hiervoor zijn in eerste instantie gelegen in de toepassing an BISI in een variëteit van omstandigheden, maar vooral de toepassing in geïdentificeerde referentiegebieden. In de Nederlandse situatie zijn referentiesituaties zonder enige substantiële druk, indien al aanwezig, zeer schaars. Wellicht liggen er mogelijkheden in het buitenland. Interessant is dan of de huidige selecties aan indicatorsoorten (die nog wel op het NCP worden aangetroffen) even krachtig zijn als eventuele mogelijke indicatorsoorten die op het NCP ontbreken, maar in buitenlandse referentiegebieden wel aanwezig zijn. Idealiter dient toetsing in referentiegebieden samen te gaan met toetsing in verstoorde gebieden in de nabijheid van de referentiegebieden waar na significante reductie van de aanwezige verstoringen de potentiële indicatorsoorten wel kunnen terugkeren. Hoewel, gezien de specifieke gevoeligheid van soorten zoals geëxtraheerd uit de wetenschappelijke literatuur en enkele databases, en het consequent gebruik van meerdere (>5) indicatorsoorten per specifieke beoordeling, het risico als laag wordt geschat, dient te worden uitgesloten dat de impact wordt onderschat omdat er door decennia tot eeuwenlange beïnvloeding van de systemen wordt getoetst op basis van minder gevoelige soorten (de enige soorten die nog in redelijke aantallen aanwezig zijn).

Vooral de evaluatiemethodiek met betrekking tot habitattype H1170 dient nog eens te worden bekeken wanneer meer data beschikbaar zijn. De huidige BISI met betrekking tot de evaluatie van H1170 bevat (nog) enkele indicatorsoorten specifiek voor het diepe zandige ecotoop. Dit was voor de hand liggend bij een evaluatie van de Klaverbank op basis van 10 x 10 gridcellen waarin het genoemde ecotoop algemeen voor komt, en veelvuldig wordt bemonsterd. Door de focus op specifiek de aggregaties van stenen kan een toename van de indicatorsoorten voor de kwaliteitstoestand van diep zandig ecotoop ook een indicatie zijn van een achteruitgang van de habitatkwaliteit waar het specifiek het habitattype H1170 betreft. Soorten waarvoor een toename zowel positief als negatief kan worden uitgelegd zijn minder geschikt (en misschien wel ongeschikt) als indicatorsoorten voor de algemene kwaliteitstoestand. Soorten indicatief voor het verzanden van het riffensysteem kunnen echter wel weer nuttig zijn voor een specifieke evaluatie ter identificatie van de oorzaak van waargenomen kwaliteitsveranderingen.

5.3 Verdere ontwikkeling van de BISI

De hier toegepaste evaluatiemethodiek BISI is initieel specifiek opgesteld ter evaluatie van de gebieden, ecotopen en habitats van het NCP en dus volledig afgestemd op de Nederlandse situatie. Inmiddels wordt in het kader van OSPAR en met betrekking tot toepassing in Nederlandse gebieden buiten de Noordzee (vooral de habitats geassocieerd met de overgangswateren van de Kaderrichtlijn Water) gekeken of de methodiek verder kan worden ontwikkeld voor generieke toepassing in ieder ander gebied. Daarvoor vraagt vooral de selectie van indicatorsoorten en het afleiden van referentiewaarden om aandacht en verdere standaardisatie. De huidige en hier toegepaste BISI, hoewel ook uitgewerkt voor ecotopen (EUNIS 3 habitats), is initieel uitgewerkt voor de ÓGebieden met bijzondere ecologische waarden (ASEVs)ô Dit was ook voor de hand liggend omdat de focus van de monitoring op de ASEVs ligt, die tesamen ook nog eens representatief worden geacht (ten minste in de situatie van de T0) voor de overige delen van het NCP, in die zin dat ze de diversiteit aan relevante habitats van de Noordzee omvatten. Vanuit de methodiek voor de ASEVs zijn de indicatorsoortenlijsten en referentiewaarden voor ecotopen (en HR-habitats) afgeleid. Voor generieke toepassing is het wellicht meer voor de hand liggend om andersom te werken en voor het opstellen van indicatorsoortenlijsten en referentiewaarden uit te gaan van ecotopen (die immers internationaal zijn gekarteerd: EMODnet, 2016) en voor te evalueren gebieden de BISI af te leiden van de ecotoopsamenstelling van het gebied (bijvoorbeeld op basis van oppervlakteverdeling).

Daarnaast vraagt ook de selectie van indicatorsoorten om enige extra standaardisatie. Vooral de selectie van indicatorsoorten voor beoordeling van de algemene kwaliteitstoestand dient enkel op basis van vastgestelde indicatorwaarden en detecteerbaarheid (specifiek de selectie van slimme soorten) te geschieden. Zo kunnen bijvoorbeeld typische soorten van de Habitatrichtlijn prima functioneren in speciale evaluaties voor de HR, maar is het wellicht niet gewenst dat soorten die niet noodzakelijkerwijs ÓslimôZijn, onderdeel uitmaken van de algemene gestandaardiseerde kwaliteitsbeoordeling.

In de praktijk kan dit betekenen dat wanneer de algemeen toepasbare methodiek is uitgewerkt, en deze met terugwerkende kracht weer nader wordt ingevuld voor de specifieke gebieden van het NCP, de indicatorsoortenlijsten en referentiewaarden in details kunnen verschillen van de huidige uitgewerkte BISIs. Het is niet de verwachting dat dit grote consequenties gaat hebben voor kwaliteitsbeoordelingen, gezien de in deze rapportage aangetoonde grote robuustheid van de methodiek, waar beoordelingen op basis van uitsluitend boxcore-gerelateerde en uitsluitend schaaf-gerelateerde indicatorsoorten al heel vergelijkbare resultaten geven (terwijl monitoringstechnieken toch wezenlijk anders zijn). Hoewel te zijner tijd ook prima kan worden volstaan met de huidige methodiek, is het voor de hand liggend om te toetsen of met de algemeen toepasbare methodiek dezelfde resultaten worden verkregen en waar eventuele kleine verschillen zitten, waarna een keuze kan worden gemaakt hoe verder te gaan in de toekomst.

5.4 KRM Benthische habitats kwaliteitsbeoordeling (D6C3)

De huidige rapportage is in feite toeleverend aan de kwaliteitsbeoordeling voor benthische habitats ten behoeve van de Kaderrichtlijn Mariene Strategie; onderdeel van de Mariene Strategie (Min IenW & Min LNV, 2018a) en daarin opgenomen en gepubliceerd als factsheet D6C3 (Factsheet hier integraal opgenomen als Annex 1). De in de huidige rapportage uitgewerkte resultaten worden evenals de methodiek in de (volgens vastgesteld format opgestelde) factsheet samengevat met de nadruk op de specifiek voor de Mariene Strategie belangrijke onderdelen, inclusief enkele prognoses met betrekking tot toekomstige evaluaties.

In de praktijk is de Mariene Strategie, en de D6C3 factsheet in het bijzonder, eerder opgeleverd dan de huidige rapportage om aan de gestelde rapportage deadlines te voldoen. Een groot deel van de resultaten en beoordelingen waren ten tijde van het opstellen van de factsheet uiteraard wel beschikbaar. Historische analyses van ecotopen (EUNIS 3) en HR habitats dienden echter nog plaats

te vinden. Hierdoor hebben die resultaten in de Mariene Strategie minder aandacht gekregen en zijn enkel prognoses op basis van de eerste (T0) bevindingen voor ASEVs weergegeven.

** De factsheet vermeld abusievelijk dat gebieden in de Noordzeekustzone en de Vlakte van de Raan in 2009 en 2012 effectief gesloten zijn. Dit was wellicht initieel het plan, maar in de praktijk is dit in beide gevallen niet voor 2013 het geval geweest.*

6. Literatuur

- Bergman, M.J.N. & Van Santbrink, J.W. (1998). Distribution of larger sized invertebrate species (megafauna) in the Dutch sector of the North Sea. In: Bergman, M.J.N., Van Santbrink, J.W., Buijs, J., Craeymeersch, J.A., Piet, G.J., Rijnsdorp, A.D., Laban, C., Zevenboom, W. (eds.) The distribution of benthic macrofauna in the Dutch sector of the North Sea in relation to the micro distribution of beam trawling. BEON Rapport nr. 98-2, NIOZ, NIOO-CEMO, RIVO-DLO, NITG-TNO, RWS-DNZ, p. 55-89.

- Borja, Á., Marín, S.L., Muxika, I., Pino, L., Rodríguez, J.G. (2015). Is there a possibility of ranking benthic quality assessment indices to select the most responsive to different human pressures? *Marine Pollution Bulletin* 97, 85ï 94.

- Craeymeersch, J.A., Heip, C.H.R., Buijs, J. (1997). Atlas of North Sea benthic infauna. (Based on the 1986 North Sea Benthos Survey). ICES Cooperative Research Report, No. 218. pp. 86.

- De Jong, M.F. (2016). The ecological effects of deep sandextraction on the Dutch continental shelf. Implications for future sand extraction. PhD Thesis, Wageningen University, Wageningen, 149 pp.

- Depreiter, D., Cleveringa, J., Van der Laan, T., Maris, T., Ysebaert, T., Wijnhoven, S. (2013). T2009 rapportage Schelde estuarium. Rapportage IMDC, ARCADIS, Universiteit van Antwerpen, IMARES, NIOZ.

- De Vooys, C.G.N., Dapper, R., Van der Meer, J., Lavaleye, M.S.S, Lindeboom, H.J. (2004). Het macrobenthos op het Nederlands Continentale Plat in de Noordzee in de periode 1870-1914 en een poging tot vergelijking met de situatie in de periode 1970-2000. Koninklijk Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, NIOZ ï Rapport 2004 ï 2.

- DG Environment (2017). Reporting under Article 17 of the Habitats Directive: Explanatory notes and guidelines for the period 2013-2018. Final version ï May 2017, Brussels, 188 pp.

- Duineveld, G.C.A., Künitzer, A., Niermann, U., De Wilde, P.A.W.J., Gray, J.S. (1991). The macrobenthos of the North Sea. *Netherlands Journal of Sea Research* 28, 53ï 65.

- Elliott, S.A.M., Guérin, L., Pesch, R., Schmitt, P., Meakins, B., Vina-Herbon, C., González-Irusta, J.M., De la Torriente, A., Serrano, A. (2018). Integrating benthic habitat indicators: Working towards an ecosystem approach. *Marine Policy* 90, 88ï 94.

- EMODnet (2016). EMODnet broad-scale seabed habitat map for Europe (2016), licensed under CC-BY 4.0 from the European Marine Observation and Data Network (EMODnet) Seabed Habitats initiative (www.emodnet-seabedhabitats.eu), funded by the European Commission.

- Gislason, H., Bastardie, F., Dinesen, G.E., Egekvist, J., Eigaard, O.R. (2017). Lost in translation? Multi-metric macrobenthos indicators and bottom trawling. *Ecological Indicators* 82, 260ï 270.

- González-Irusta, J.M., De la Torriente, A., Punzón, A., Blanco, M., Serrano, A. (2018). Determining and mapping species sensitivity to trawling impacts: the BEnthos Sensitivity Index to Trawling Operations (BESITO). *ICES Journal of Marine Science* 2018, doi:10.1093/icesjms/fsy030.

- Goudswaard, K., Bakker, A., Van Asch, M., Smith, S., Van der Weide, B., Brummelhuis, E., Cuperus, J. (2015). VIBEG Monitoring T1 in 2015. Data Deelrapportage. IMARES Wageningen UR, IJmuiden, IMARES rapport C172/15.

- Herman, P., Beauchard, O., Van Duren, L. (2014). De staat van de Noordzee. Uitgave in het kader van de Noordzeedagen 2015, NIOZ, Deltares, IMARES, Rijkswaterstaat: Texel, 52 pp.

- Holtmann, S.E., Groenewold, A., Schrader, K.M.H., Asjes, J., Craeymeersch, J.A., Duinenveld, G.C.A., Van Bostelen, A.J., Van der Meer, J. (1996). Atlas of the zoobenthos of the Dutch Continental Shelf. Ministry of Transport, Public Works and Water Management, North Sea Directorate: Rijswijk: 244 pp.

- IHM (2017). Monitoring data voor het NCP, afkomstig uit BIOMON en MWTL benthos monitoringprogrammaôs en de WOT schelpdiersurvey, beschikbaar gesteld door het Informatiehuis Marien. Beschikbaar via: http://www.informatiehuismarien.nl/open-data/.

- Jager, Z., Witbaard, R., Kroes, M. (2018). Impact of demersal & seine fisheries in the Natura 2000-area Cleaver Bank. A review of literature and available data. Final report 21 February 2018, NIOZ Report 2018-3.

- Kleijberg, R., Rozemeijer, M.J.C., Van der Wal, J.T. (2017). Zandwinning Noordzee 2018-2027. Nadere verdieping effecten Natura 2000. Rapportage Arcadis & Wageningen Marine Research. Arcadis projectnummer C05062.000244, 152 pp.

- Kröncke, I., Knust, R. (1995). The Dogger Bank: a special ecological region in the central North Sea. *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 49, 335-353.

- Kuhlman, J.W., Van Oostenbrugge, J.A.E. (2014). Bodemberoerende visserij op de Noordzee Huidige situatie, recente ontwikkelingen en toekomstscenarioôs. Wageningen, LEI Wageningen UR (University & Research centre), LEI Report 2014 - 024.

- Lenz, W. (1992). Die Überfischung der Nordsee ï ein historischer Überblick des Konfliktes zwischen Politik und

Wissenschaft. Historisch-Meereskundliches Jahrbuch, Band I, 87-108. Dietrich Reimer Verlag, Berlin-Hamburg.

- Lindeboom, H.J., Geurts van Kessel, J., Berkenbosch L. (2005). Gebieden met bijzondere ecologische waarden op het Nederlands Continentaal Plat. Rapport RIKZ/2005.008. Alterra Report nr. 1109.

- Lindeboom, H.J., Dijkman, E.M., Bos, O.G., Meesters, E.H., Cremer, J.S.M., De Raad, I., Van Hal, R., Bosma, A. (2008a). Ecologische Atlas Noordzee ten behoeve van gebiedsbescherming, Wageningen IMARES.

- Lindeboom, H.J., Witbaard, R., Bos, O.G., Meesters, H.W.G. (2008b). Gebiedsbescherming Noordzee. Habitattypen, instandhoudingsdoelen en beheersmaatregelen. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOt-werkdocument 114, 33 p.

- Min EZ (2013). Report on Implementation Measures (Article 17, Habitats Directive). (Beschikbaar via de Eionet Central Data Repository).

- Min EZ (2014a). Profiel habitattype H1110 Permanent overstroomde zandbanken (versie 2014), (https://www.synbiosys.alterra.nl/natura2000/documenten/profielen/habitattypen/Profiel_habitattype_1110_2014.pdf).

- Min EZ (2014b). Profiel habitattype H1170 Riffen (versie 2014), (https://www.synbiosys.alterra.nl/natura2000/documenten/profielen/habitattypen/Profiel_habitattype_1170_2014.pdf).

- Min IenM (2016). Natura 2000-beheerplan Noordzeekustzone. Periode 2016-2022. Publicatie van het Ministerie van Infrastructuur en Milieu, Rijkswaterstaat Zee en Delta, Den Haag, 246 pp.

- Min IenM, RWS-ZD, RH-DHV (2016). Beheerplan, februari 2016, Natura 2000 Voordelta, 2015-2021. Publicatie van het Ministerie van Infrastructuur en Milieu, Rijkswaterstaat Zee en Delta, en Royal Haskoning DHV in samenwerking met Provincie Zuid-Holland, Provincie Zeeland en Ministerie van Economische Zaken. Den Haag, 156 pp.

- Min IenW, Min LNV (2018a). Mariene Strategie (deel 1). Huidige milieutoestand, goede milieutoestand, milieudoelen en indicatoren 2018-2024, Hoofddocument. Een uitgave van Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat en Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, februari 2018, wvl0118tp312.

- Min IenW, Min LNV (2018b). KRM-factsheet. Spreiding en ruimtelijke omvang fysieke verstoring (D6C2 en D6C3). Bijlage van: Min IenW & Min LNV, 2018. Mariene Strategie (deel 1). Huidige milieutoestand, goede milieutoestand, milieudoelen en indicatoren 2018-2024, Hoofddocument. Een uitgave van Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat en Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, februari 2018.

- Olsen, O.T. (1883). The piscatorial atlas of the North Sea, English and St. Georgeôs Channels. Taylor and Francis Publ., London.

- OSPAR Commission (2017a). Intermediate Assessment 2017. Condition of Benthic Habitat Communities: Subtidal Habitats of the Southern North Sea. Available from: https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/biodiversity-status/habitats/condition-of-benthic-habitat-defining-communities/subtidal-habitats-southern-north-sea/.

- OSPAR Commission (2017b). Eutrophication Status of the OSPAR Maritime Area. Third Integrated Report on the Eutrophication Status of the OSPAR Maritime Area. Available from: https://www.ospar.org/documents?v=37502.

- Prins, T.C., Van der Kolff, G.H., Boon, A.R., Reinders, J., Kuijper, C., Hendriksen, G., Holzhauer, H., Langenberg, V.T., Craeymeersch, J.A.M., Tulp, I.Y.M., Poot, M.J.M., Seegers, H.C.M., Adema, J. (2014). PMR Monitoring natuurcompensatie Voordelta. Eindrapport 1e fase 2009-2013. Deltares rapport 1200672-000-ZKS-0042.

- Richardson, K., Visser, A.W., Bo Pedersen, F. (2000). Sub-surface phytoplankton blooms fuel pelagic production in North Sea. *Journal of Plankton Research* 22, 1663-1671.

- Rumohr, H., Kujawski, T. (2000). The impact of trawl fishery on the epifauna of the southern North Sea. *ICES Journal of Marine Science* 57, 1389-1394.

- RWS (2016). Beheerplan, maart 2016, Natura 2000 Vlakte van de Raan, 2015-2021. Publicatie van Rijkswaterstaat Zee en Delta, het Ministerie van Economische Zaken, Tauw en IMARES. Den Haag, 96 pp.

- Sciberras, M., Parker, R., Powell, C., Robertson, C., Kröger, S., Bolam, S., Hiddink, J.G. (2016). Impacts of bottom fishing on the sediment infaunal community and biogeochemistry of cohesive and non-cohesive sediments. *Limnology and Oceanography* 61, 2076-2089.

- Seip, P.A., Brand, R. (1987). Inventarisatie van macrozoobenthos in de Voordelta. Rapportage BOVO-project, NIOZ rapport 1987-1, 147 pp.

- Slijkerman, D., Jongbloed, R., Tamis, J., Van der Wal, J.T. (2014). Factsheets Kader Richtlijn Mariene Strategie - Antwoorden op veel gestelde vragen in het gebiedsproces. Rapport IMARES Wageningen UR C140/14.

- Stichting De Noordzee (2018). Verloren geachte riffen herontdekt. Persbericht 8 juni 2018. Online beschikbaar via: https://www.noordzee.nl/verloren-geachte-riffen-herontdekt/.

- Troost, K, van Asch, M., Craeymeersch, J., Duineveld, G., Escaravage, V., Goudswaard, K., Lavaleye, M., Wijnhoven, S. (2013a). Monitoringsplan t0 VHR gebieden Noordzee. Rapport IMARES Wageningen UR C049/13.

- Troost, K., van Asch, M., van Kooten, M., Wijnhoven, S. (2013b). Advies Rapportage, benodigd aantal meetlocaties open en gesloten gebieden Doggersbank & Klaverbank. Briefrapportage Imares 13.IMA0349-KT-lcs.

- Troost, K., Perdon, K.J., Van Zwol, J., Jol, J., Van Asch, M. (2017). Schelpdierbestanden in de Nederlandse kustzone in 2017. Rapportage Stichting Wageningen Research, Centrum voor Visserijonderzoek (CVO). CVO rapport: 17.014.

- Van Asch, M., Troost, K. (2014). Beantwoording helpdeskvraag ñLigging meetlocaties benthos op de Noordzeeò Rapport IMARES Wageningen UR C053.14.

- Van Denderen, P.D., Bolam, S.G., Hiddink, J.G., Jennings, S., Kenny, A., Rijnsdorp, A.D., Van Kooten, T. (2015). Similar effects of bottom trawling and natural disturbance on composition and function of benthic communities across habitats. *Marine Ecology Progress Series* 541, 31ï 43.

- Van Loon, W.M.G.M., Boon, A.R., Gittenberger, A., Walvoort, D.J.J., Lavaleye, M., Duinevelde, G.C.A., Verschoor, A.J. (2015). Application of the Benthic Ecosystem Quality Index 2 to benthos in Dutch transitional and coastal waters. *Journal of Sea Research* 103, 1-13.

- Van Moorsel, G.W.N.M. (2003). Ecologie van de Klaverbank. BiotaSurvey 2002. Ecosub, Doorn, 154 pp.

- Van Moorsel, G., Van Leeuwen, S. (2013). Effecten van menselijk gebruik op mariene weekdieren in Nederland. Achtergrondrapport bij: Schelpdieren van het Nederlandse Noordzeegebied. Ecologische atlas van de mariene weekdieren (Mollusca). Ecosub & Stichting Anemoon, 41 p.

- Vrooman, J., Van Sluis, C., Van Hest, F. (2018). Gebiedsbescherming op de Nederlandse Noordzee. De stand van zaken in relatie tot visserij. Stichting De Noordzee, Utrecht, 19 pp.

- Whalley, C., Rowlatt, S., Jones, L., Bennett, M., Campbell, S. (1997). Metals in sediments and benthos from the Dogger Bank, North Sea. CEFAS report for DETR C934H005.

- Wijnhoven, S., Sistermans, W., Escaravage, V. (2006). Historische waarnemingen van infauna uit het Voordelta gebied. NIOO-CEME rapport 2006-04. Monitor Taakgroep, KNAW-NIOO, Yerseke, 72 pp.

- Wijnhoven, S., Escaravage, V., Herman, P.M.J., Smaal, A.C., Hummel, H. (2011). Short and mid-long term effects of cockle-dredging on non-target macrobenthic species: a before-after-control-impact experiment on a tidal mudflat in the Oosterschelde (The Netherlands). *Marine Ecology* 32(s1), 117-129.

- Wijnhoven, S., Hummel, H. (2011). Patterns in macrozoobenthic assemblages indicate the state of the environment: insights from the Rhine-Meuse estuary. *Marine Ecology Progress Series* 436, 29-50.

- Wijnhoven, S., Duineveld, G., Lavaleye, M., Craeymeersch, J., Troost, K., van Asch, M. (2013). Kaderrichtlijn Marien indicatoren Noordzee. Naar een uitgebalanceerde selectie van indicatorsoorten ter evaluatie van habitats en gebieden en scenarioôs hoe die te monitoren. Monitor Taskforce Publication Series 2013-02. NIOZ, Den Hoorn & Yerseke, 105 pp.

- Wijnhoven, S., Bos, O. (2017). Benthische Indicator Soorten Index (BISI). Ontwikkelingsproces en beschrijving van de Nationale Benthos Indicator Noordzee inclusief protocol voor toepassing. Rapport Ecoauthor & Wageningen Marine Research. Ecoauthor Report Series 2017 - 02, Heinkenszand, the Netherlands.

- Wijnhoven, S. (2017a). Protocol Benthic Indicator Species Index (BISI). Annex 1 van Wijnhoven & Bos (2017).

- Wijnhoven, S. (2017b). Assessment tool 'Benthic Indicator Species Index (BISI)' v260917. Excel-bestand met uitwerking voor de te evalueren gebieden van het NCP en toepassing voor de situatie in 2015 (T0); tevens Appendix 2 van Wijnhoven & Bos (2017).

- Wijnhoven, S. (2017c). Actualisatie meetplan KRM-benthosmonitoring. Monsterlocaties ter evaluatie gesloten gebieden Friese Front en Centrale Oestergronden en aanpassingen Klaverbank en Doggersbank. Rapport Ecoauthor & Wageningen Marine Research. Ecoauthor Report Series 2017 - 03, Heinkenszand, the Netherlands.

- Wijsman, J.W.M., Goudswaard, P.C., Escaravage, V., Wijnhoven, S. 2013. De macrobenthosmeenschap van de Zeeuwse Banken na zandwinning. Een overzicht van drie T0 jaren en een eerste jaaar van rekolonisatie. IMARES Rapport C164/13; NIOZ, Monitor Taskforce Publication Series 2013 ï 17.

- Witbaard R., Lavaleye, M.S.S., Duineveld, G.C.A., Bergman, M.J.N. (2013). Atlas of the megabenthos (incl. Small fish) on the Dutch Continental Shelf oft he North Sea. NIOZ report 2013-04, pp. 221.

- Wolff, W.J. (1973). The estuary as a habitat. An analysis of data on the soft-bottom macrofauna of the estuarine area of the rivers Rhine, Meuse, and Scheldt. *Zoologische Verhandelingen* 126, 1-242.

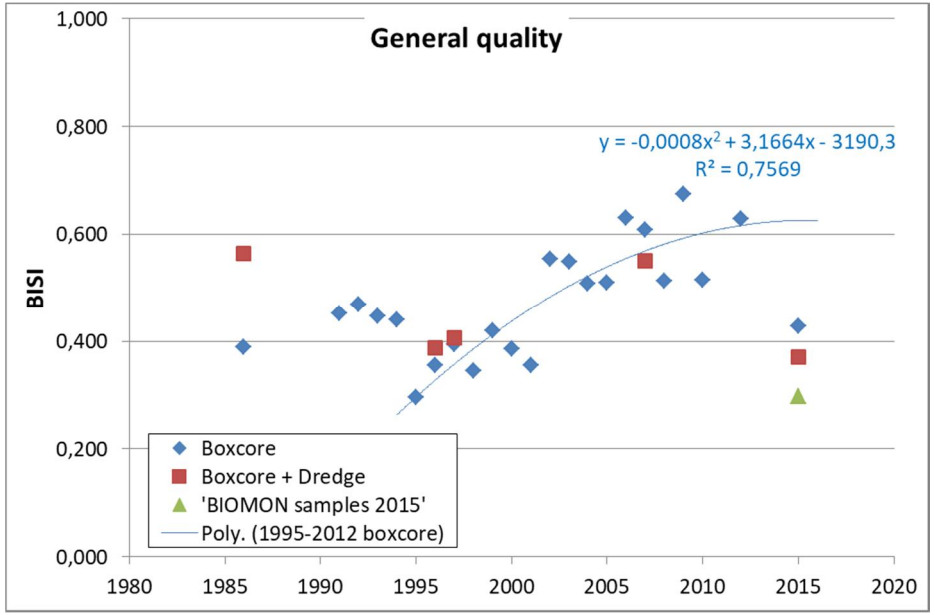
Annex 1. KRM factsheet D6C3 Benthische habitats kwaliteit (BISI)

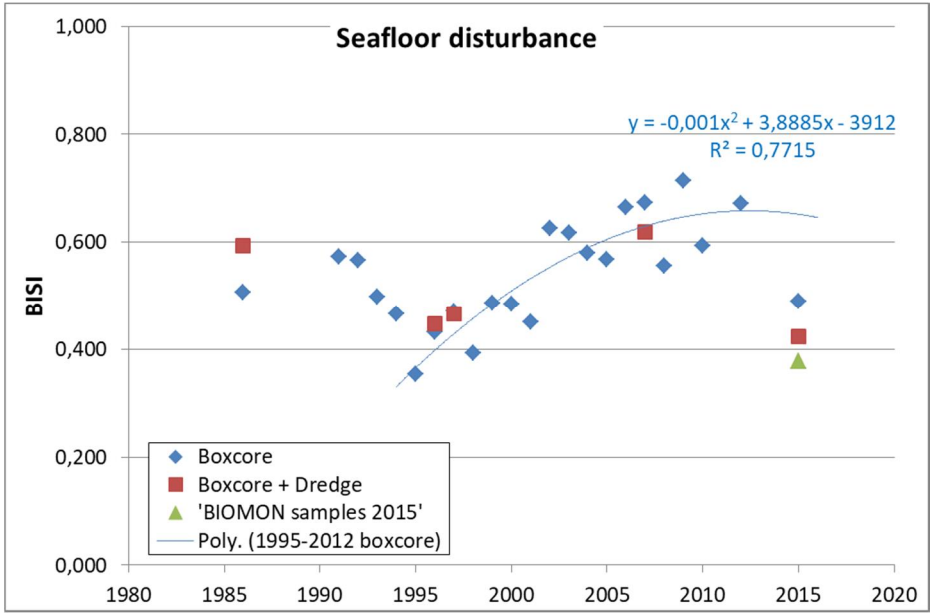
Deze factsheet is uitgewerkt voor de Mariene Strategie (Min IenW & Min LNV, 2018a) en bevat een specifiek voor de Mariene Strategie volgens vastgesteld format uitgewerkte samenvatting van een deel van de resultaten die in de huidige T0 rapportage worden gepresenteerd.

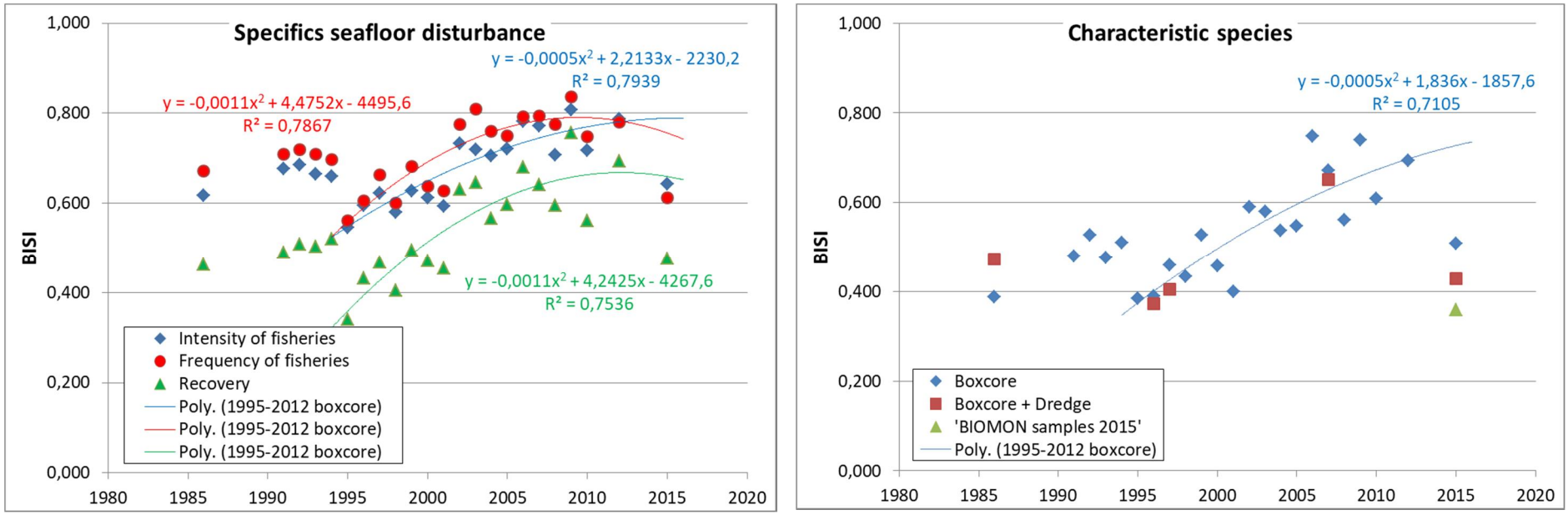
Appendix 1. Resultaten evaluaties op basis van de BISI (algemene kwaliteit en specifieke evaluaties) voor alle jaren met data beschikbaar.

1.1 Kwaliteitstoestand óGebieden met bijzondere ecologische waardenô

1.1.1. Centrale Oestergronden (COE)







Figuur 1.1.1. Recent historische ontwikkelingen in de algemene kwaliteitstoestand en specifieke evaluaties van de kwaliteitstoestand voor de Centrale Oestergronden (COE) op basis van de BISI. A) Algemene kwaliteitsbeoordeling op basis van alle voor de COE geselecteerde bij de bemonsteringsmethodiek passende indicatorsoorten. B) Ontwikkeling indicatorsoortengemeenschap indicatief voor bodemverstorende activiteiten. C) Ontwikkeling indicatorsoortengemeenschap indicatief voor intensiteit bodemverstorende visserij (grote soorten), indicatief voor frequentie bodemverstorende visserij (langlevende soorten), of indicatief voor eerste fase herstel (soorten met frequente rekrutering). D) Ontwikkeling impact op landelijk niveau door verstoring karakteristieke soortengemeenschap van de COE. Enkel trends op basis van vergelijkbare representatieve monitoring zijn weergegeven.

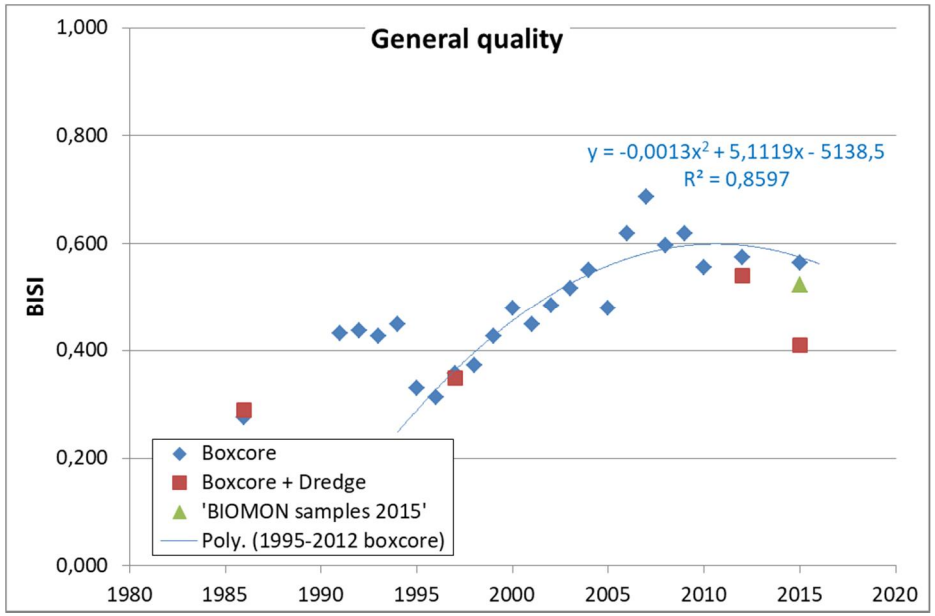
Tabel 1.1.1. Resultaten algemene en specifieke kwaliteitsevaluaties van de Centrale Oestergronden (COE) in 2015 (T0) op basis van de BISI. BISI-scores ± standaard deviatie met aanduiding van het aantal indicatorsoorten (S) in de evaluatie en de significatie van de resultaten (verschil ten opzichte van de interne referentie met BISI = 1). Aanname dat voor een betrouwbare evaluatie, S ten minste 5 dient te zijn; * p≤0,05; ** p≤0,01; *** p≤0,001; ns = niet significant; na = niet voldoende betrouwbaar.

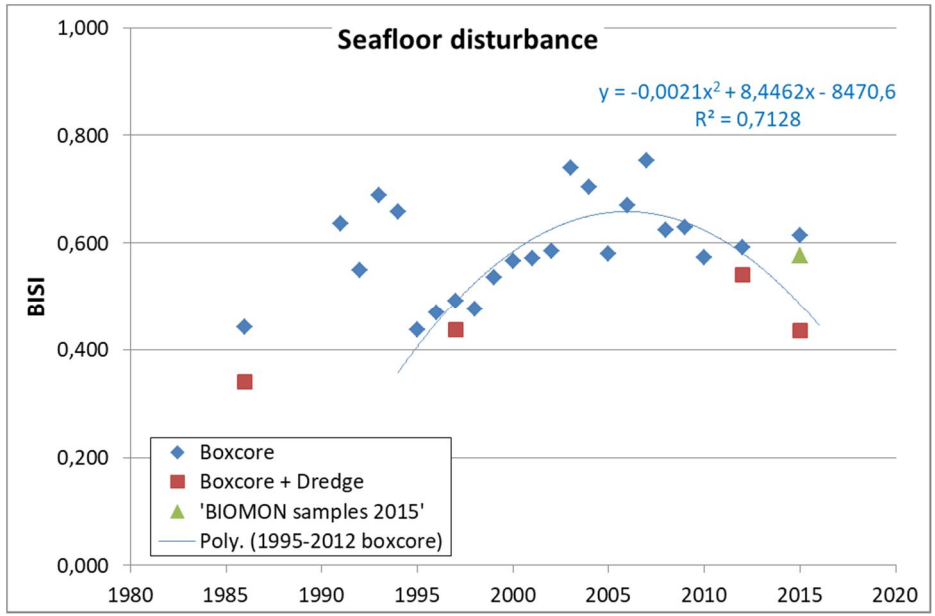
Evaluatie	**BISI**	**± Stdev**	**S**	**Sign**
Algemene kwaliteit	0,370	0,433	20	***
Verstoring zeebodem	0,423	0,959	17	ns
Ecologische verstoring	0,325	0,310	7	**
Intensiteit bodemverstorende visserij	0,517	0,438	20	**
Frequentie bodemverstorende visserij	0,479	0,392	20	***
Herstel	0,476	0,399	20	***
Karakteristieke soorten	0,429	0,450	16	**
Structuur voedselweb	0,451	0,498	6	ns
Habitat diversiteit	0,554	0,614	6	ns
Biologische activiteit toplaag zeebodem	0,389	0,452	7	*

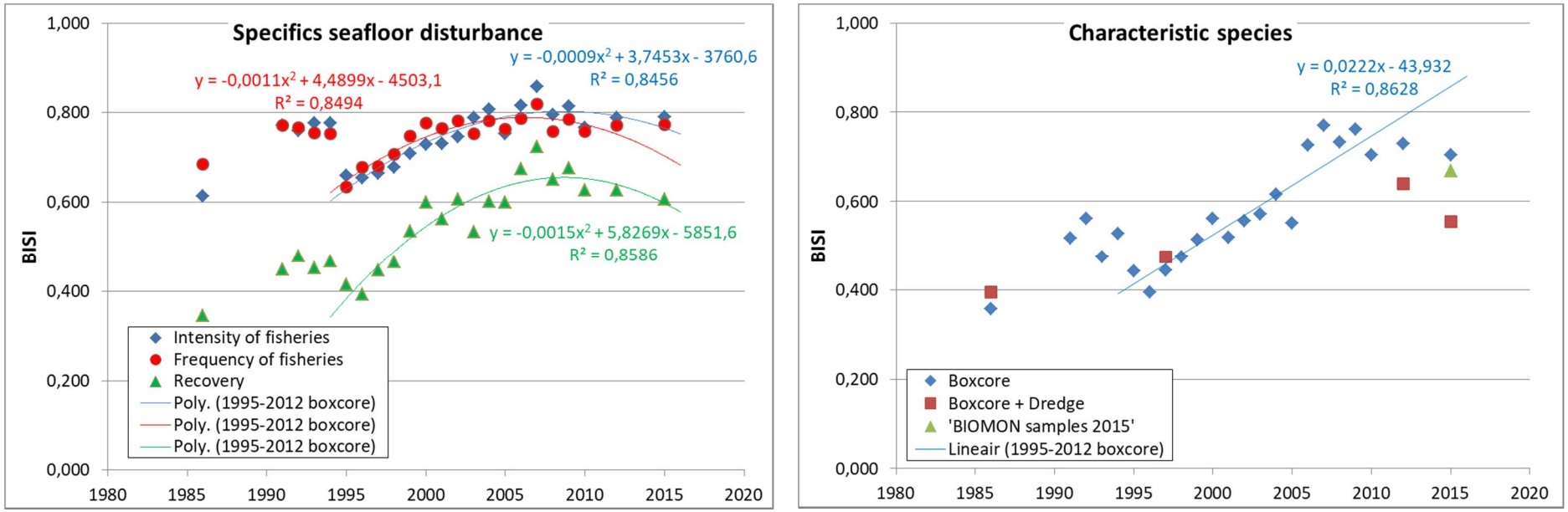
1.1.2. Friese Front (FF)

Tabel 1.1.2. Resultaten algemene en specifieke kwaliteitsevaluaties van het Friese Front (FF) in 2015 (T0) op basis van de BISI. BISI-scores ± standaard deviatie met aanduiding van het aantal indicatorsoorten (S) in de evaluatie en de significatie van de resultaten (verschil ten opzichte van de interne referentie met BISI = 1). Aanname dat voor een betrouwbare evaluatie, S ten minste 5 dient te zijn; * p≤0,05; ** p≤0,01; *** p≤0,001; ns = niet significant; na = niet voldoende betrouwbaar.

Evaluatie	BISI	± Stdev	S	Sign
Algemene kwaliteit	0,410	0,479	16	**
Verstoring zeebodem	0,435	0,447	12	**
Ecologische verstoring	0,417	0,438	7	*
Intensiteit bodemverstorende visserij	0,560	0,438	16	**
Frequentie bodemverstorende visserij	0,572	0,412	16	**
Herstel	0,502	0,493	16	**
Karakteristieke soorten	0,554	0,499	14	*
Structuur voedselweb	0,447	0,456	8	*
Habitat diversiteit	0,376	0,408	5	*
Biologische activiteit toplaag zeebodem	0,402	0,431	9	**

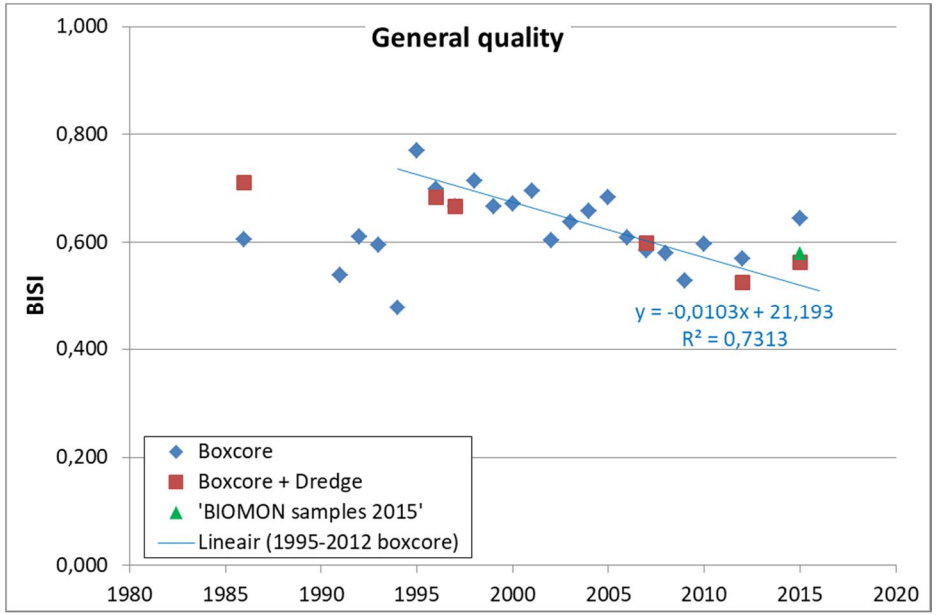

General quality
y = -0,0013x² + 5,1119x - 5138,5
R² = 0,8597
BISI
1,000
0,800
0,600
0,400
0,200
0,000
1980
1985
1990
1995
2000
2005
2010
2015
2020
Boxcore
Boxcore + Dredge
'BIOMON samples 2015'
Poly. (1995-2012 boxcore)

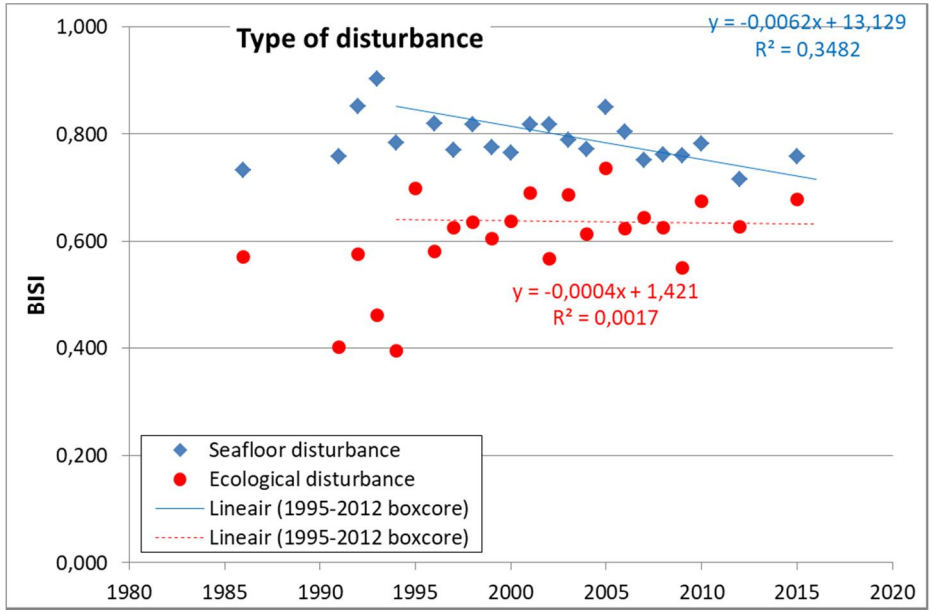

Seafloor disturbance
y = -0,0021x² + 8,4462x - 8470,6
R² = 0,7128
BISI
1,000
0,800
0,600
0,400
0,200
0,000
1980
1985
1990
1995
2000
2005
2010
2015
2020
Boxcore
Boxcore + Dredge
'BIOMON samples 2015'
Poly. (1995-2012 boxcore)

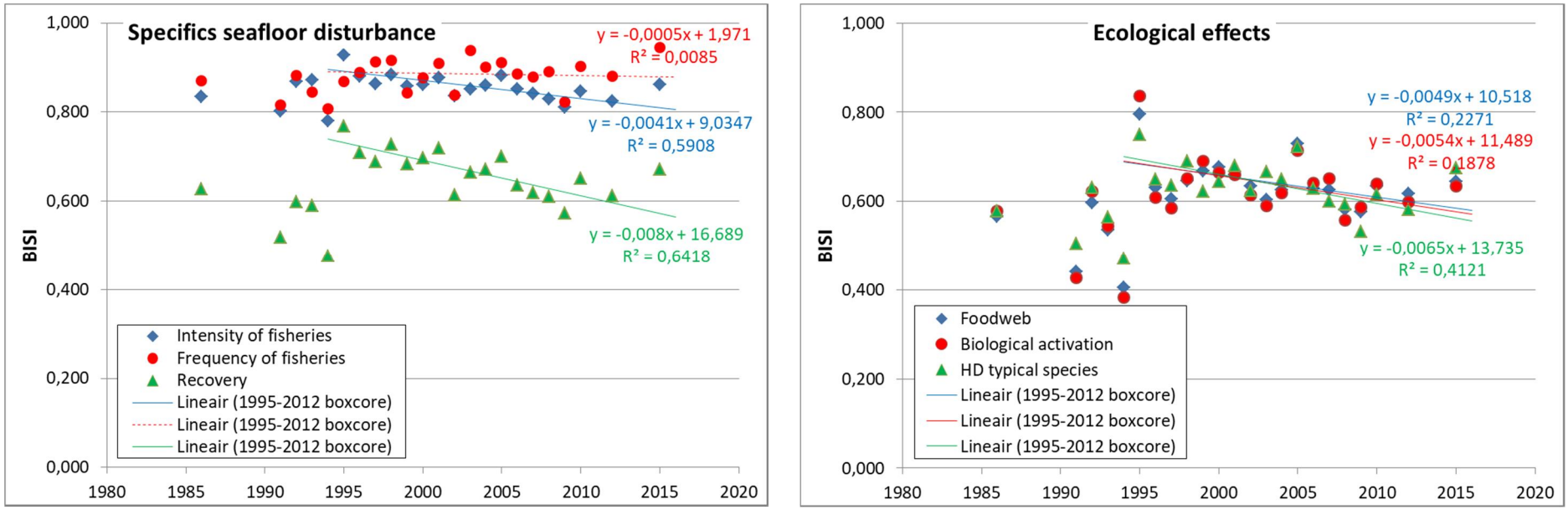


Figuur 1.1.2. Recent historische ontwikkelingen in de algemene kwaliteitstoestand en specifieke evaluaties van de kwaliteitstoestand voor het Friese Front (FF) op basis van de BISI. A) Algemene kwaliteitsbeoordeling op basis van alle voor het FF geselecteerde bij de bemonsteringsmethodiek passende indicatorsoorten. B) Ontwikkeling indicatorsoortengemeenschap indicatief voor bodemverstorende activiteiten. C) Ontwikkeling indicatorsoortengemeenschap indicatief voor intensiteit bodemverstorende visserij (grote soorten), indicatief voor frequentie bodemverstorende visserij (langlevende soorten), of indicatief voor eerste fase herstel (soorten met frequente rekrutering). D) Ontwikkeling impact op landelijk niveau door verstoring karakteristieke soortengemeenschap van het FF. Enkel trends op basis van vergelijkbare representatieve monitoring zijn weergegeven.

1.1.3. Doggersbank (DB)







Figuur 1.1.3. Recent historische ontwikkelingen in de algemene kwaliteitstoestand en specifieke evaluaties van de kwaliteitstoestand voor de Doggersbank (DB) op basis van de BISI. A) Algemene kwaliteitsbeoordeling op basis van alle voor DB geselecteerde bij de bemonsteringsmethodiek passende indicatorsoorten. B) Indicatie van het belang van bodemverstorende activiteiten en ecologische verstoring. C) Ontwikkeling indicatorsoortengemeenschap indicatief voor intensiteit bodemverstorende visserij (grote soorten), indicatief voor frequentie bodemverstorende visserij (langlevende soorten), of indicatief voor eerste fase herstel (soorten met frequente rekrutering). D) Ontwikkeling van de eventuele ecologische impact op basis van belangrijke soorten voor hogere trofische niveaus, soorten van belang voor biologische activatie van de toplaag van de zeebodem en specifiek de typische soorten van de Habitatrichtlijn voor H1110c. Enkel trends op basis van vergelijkbare representatieve monitoring zijn weergegeven. Trends met een beperkt verklarend vermogen zijn weergegeven met een stippellijn.

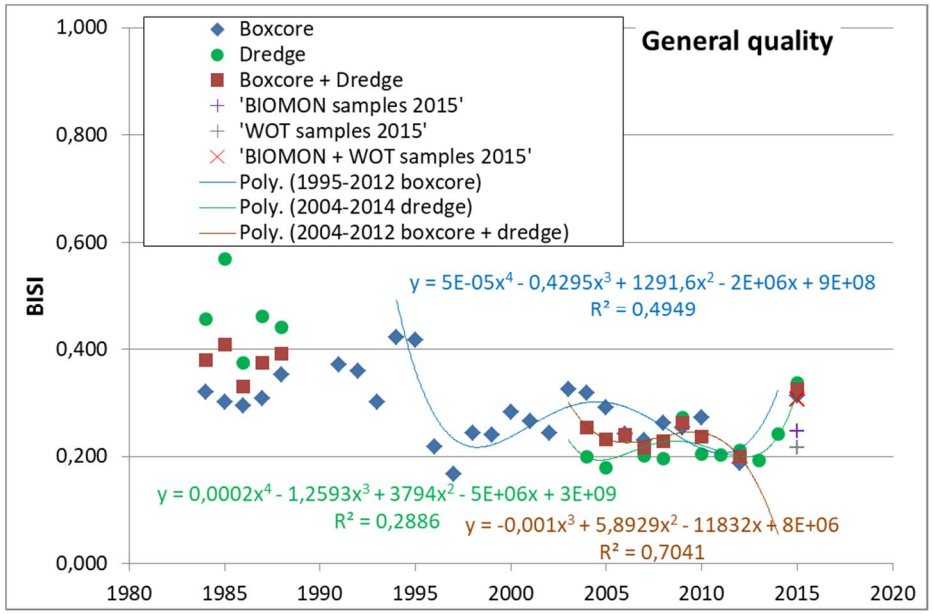
Tabel 1.1.3. Resultaten algemene en specifieke kwaliteitsevaluaties van de Doggersbank (DB) in 2015 (T0) op basis van de BISI. BISI-scores ± standaard deviatie met aanduiding van het aantal indicatorsoorten (S) in de evaluatie en de significatie van de resultaten (verschil ten opzichte van de interne referentie met BISI = 1). Aanname dat voor een betrouwbare evaluatie, S ten minste 5 dient te zijn; * p≤0,05; ** p≤0,01; *** p≤0,001; ns = niet significant; na = niet voldoende betrouwbaar.

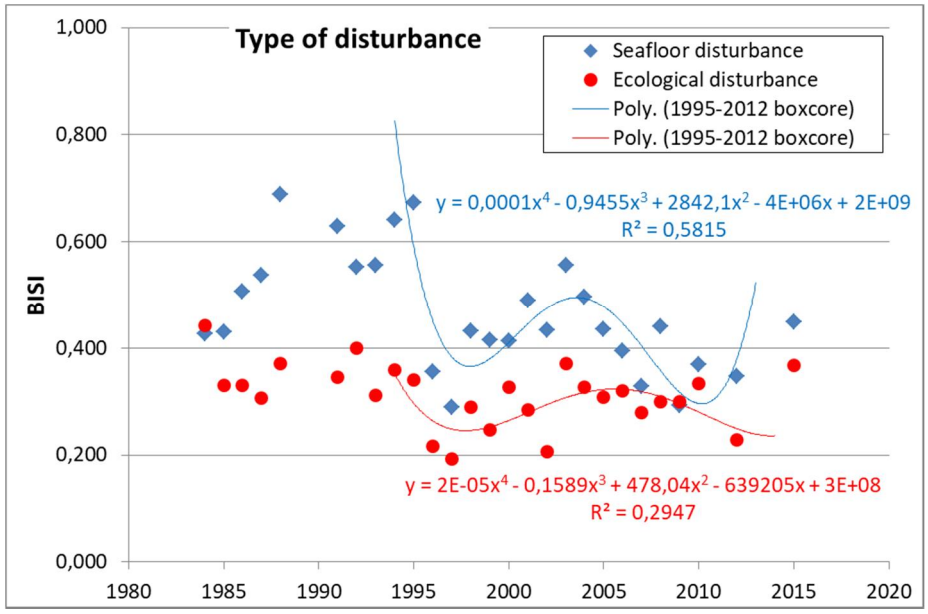
Evaluatie	**BISI**	**± Stdev**	**S**	**Sign**
Algemene kwaliteit	0,564	0,460	34	***
Verstoring zeebodem	0,562	0,377	19	**
Ecologische verstoring	0,577	0,429	14	*
Intensiteit bodemverstorende visserij	0,632	0,388	29	***
Frequentie bodemverstorende visserij	0,665	0,432	30	**
Herstel	0,712	0,561	29	ns
Karakteristieke soorten	0,609	0,534	14	ns
Structuur voedselweb	0,563	0,478	14	*
Habitat diversiteit	0,368	0,180	2	na
Biologische activiteit toplaag zeebodem	0,617	0,535	8	ns
HD typische soorten	0,568	0,499	29	**

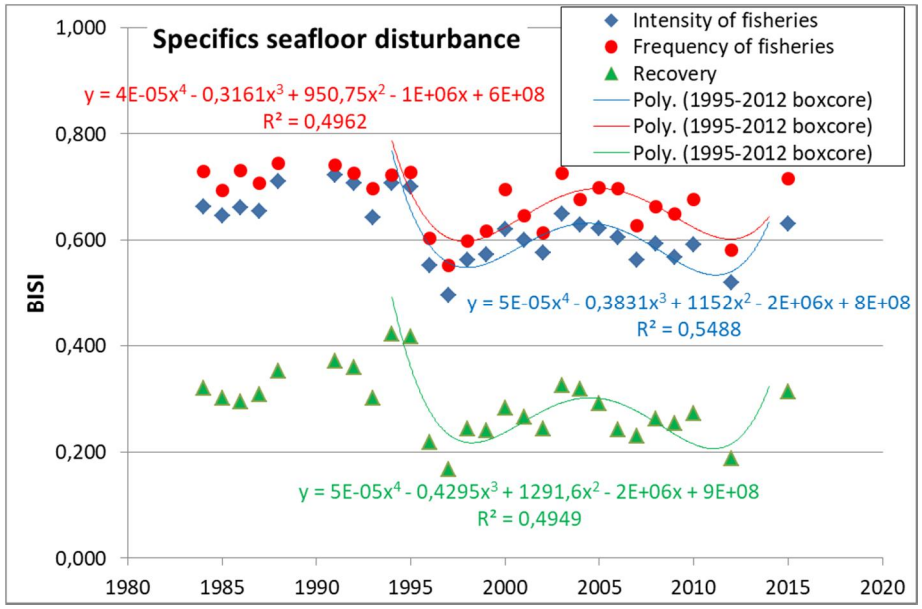
1.1.4. Voordelta (VD)

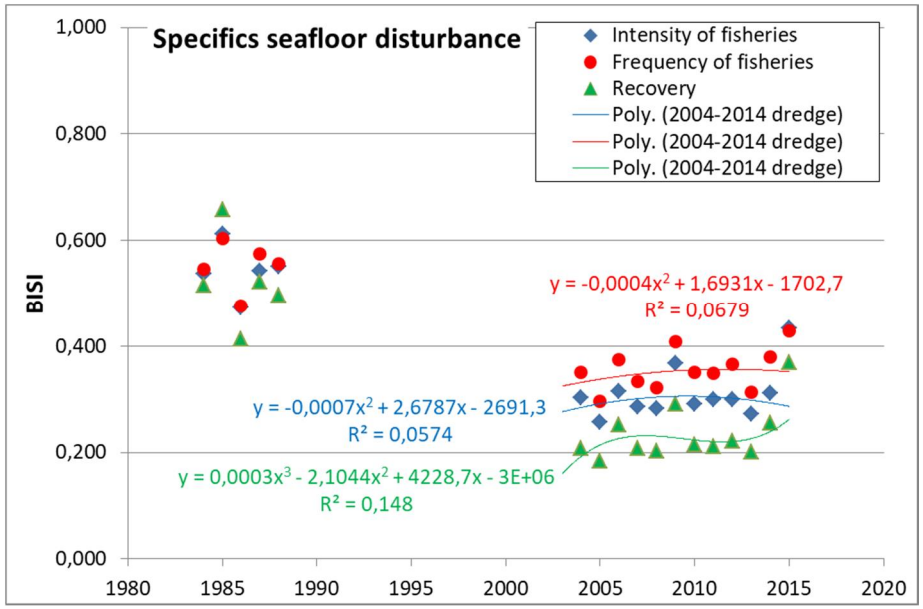
Tabel 1.1.4. Resultaten algemene en specifieke kwaliteitsevaluaties van de Voordelta (VD) in 2015 (T0) op basis van de BISI. BISI-scores ± standaard deviatie met aanduiding van het aantal indicatorsoorten (S) in de evaluatie en de significatie van de resultaten (verschil ten opzichte van de interne referentie met BISI = 1). Aanname dat voor een betrouwbare evaluatie, S ten minste 5 dient te zijn; * p≤0,05; ** p≤0,01; *** p≤0,001; ns = niet significant; na = niet voldoende betrouwbaar.

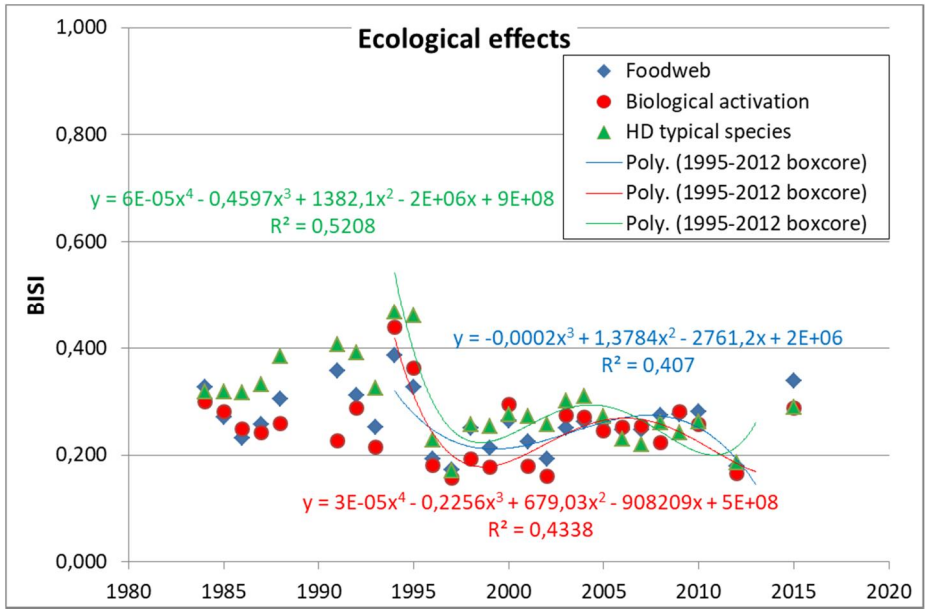
Evaluatie	BISI	± Stdev	S	Sign
Algemene kwaliteit	0,324	0,494	23	***
Verstoring zeebodem	0,430	0,497	14	**
Ecologische verstoring	0,351	0,496	9	*
Intensiteit bodemverstorende visserij	0,528	0,510	23	**
Frequentie bodemverstorende visserij	0,560	0,498	23	**
Herstel	0,338	0,524	22	***
Karakteristieke soorten	0,491	0,687	6	ns
Structuur voedselweb	0,357	0,554	14	**
Habitat diversiteit	0,312	0,496	2	na
Biologische activiteit toplaag zeebodem	0,345	0,556	8	*
HD typische soorten	0,288	0,424	20	***


General quality
Boxcore
Dredge
Boxcore + Dredge
'BIOMON samples 2015'
'WOT samples 2015'
'BIOMON + WOT samples 2015'
Poly. (1995-2012 boxcore)
Poly. (2004-2014 dredge)
Poly. (2004-2012 boxcore + dredge)
BISI
1,000
0,800
0,600
0,400
0,200
0,000
1980
1985
1990
1995
2000
2005
2010
2015
2020
y = 5E-05x⁴ - 0,4295x³ + 1291,6x² - 2E+06x + 9E+08
R² = 0,4949
y = 0,0002x⁴ - 1,2593x³ + 3794x² - 5E+06x + 3E+09
R² = 0,2886
y = -0,001x³ + 5,8929x² - 11832x + 8E+06
R² = 0,7041


Type of disturbance
Seafloor disturbance
Ecological disturbance
Poly. (1995-2012 boxcore)
Poly. (1995-2012 boxcore)
BISI
1,000
0,800
0,600
0,400
0,200
0,000
1980
1985
1990
1995
2000
2005
2010
2015
2020
y = 0,0001x⁴ - 0,9455x³ + 2842,1x² - 4E+06x + 2E+09
R² = 0,5815
y = 2E-05x⁴ - 0,1589x³ + 478,04x² - 639205x + 3E+08
R² = 0,2947

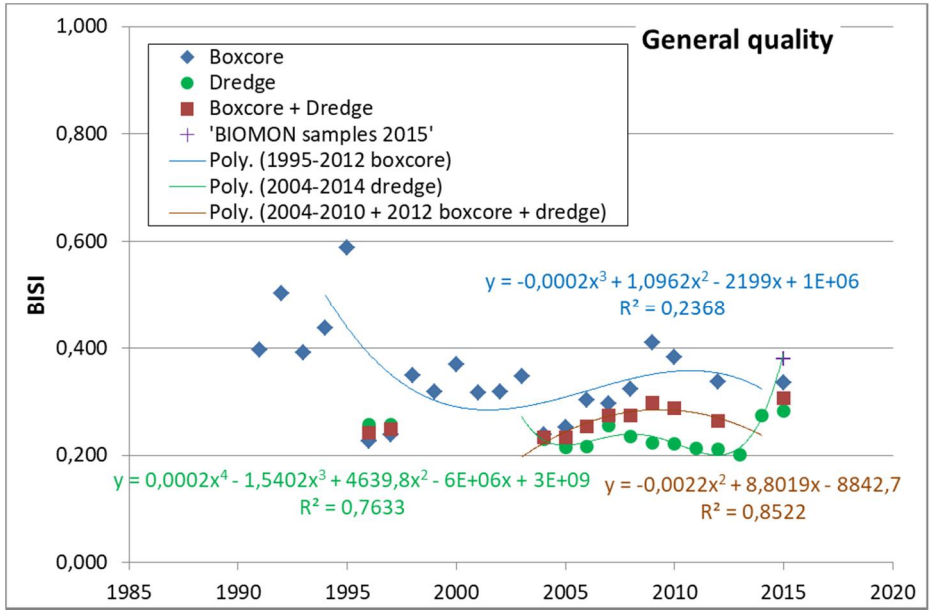

Specifics seafloor disturbance
Intensity of fisheries
Frequency of fisheries
Recovery
Poly. (1995-2012 boxcore)
Poly. (1995-2012 boxcore)
Poly. (1995-2012 boxcore)
y = 4E-05x4 - 0,3161x3 + 950,75x2 - 1E+06x + 6E+08
R² = 0,4962
y = 5E-05x4 - 0,3831x3 + 1152x2 - 2E+06x + 8E+08
R² = 0,5488
y = 5E-05x4 - 0,4295x3 + 1291,6x2 - 2E+06x + 9E+08
R² = 0,4949
BISI
1,000
0,800
0,600
0,400
0,200
0,000
1980
1985
1990
1995
2000
2005
2010
2015
2020

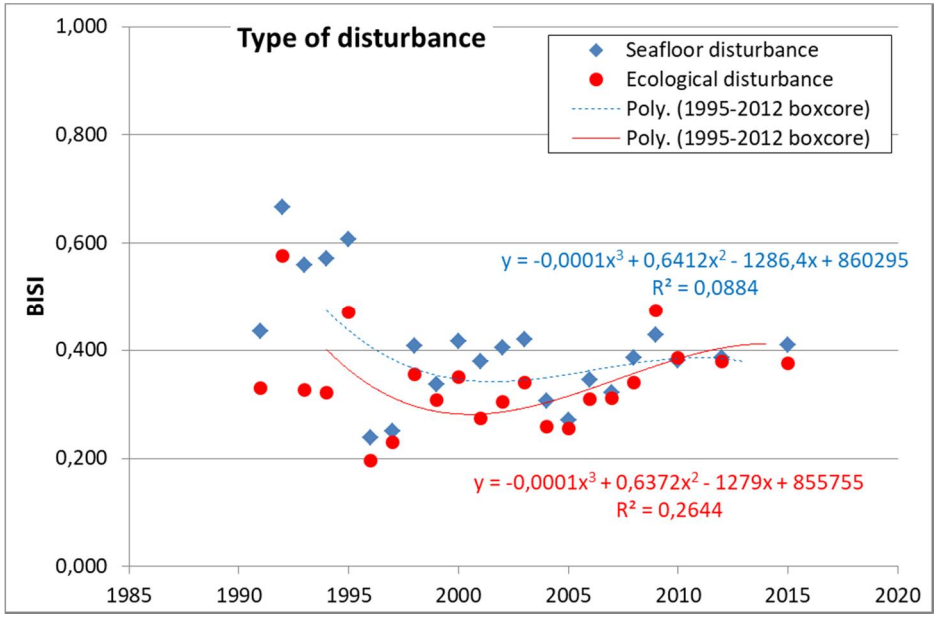

Specifics seafloor disturbance
Intensity of fisheries
Frequency of fisheries
Recovery
Poly. (2004-2014 dredge)
Poly. (2004-2014 dredge)
Poly. (2004-2014 dredge)
y = -0,0004x2 + 1,6931x - 1702,7
R² = 0,0679
y = -0,0007x2 + 2,6787x - 2691,3
R² = 0,0574
y = 0,0003x3 - 2,1044x2 + 4228,7x - 3E+06
R² = 0,148
BISI
1,000
0,800
0,600
0,400
0,200
0,000
1980
1985
1990
1995
2000
2005
2010
2015
2020

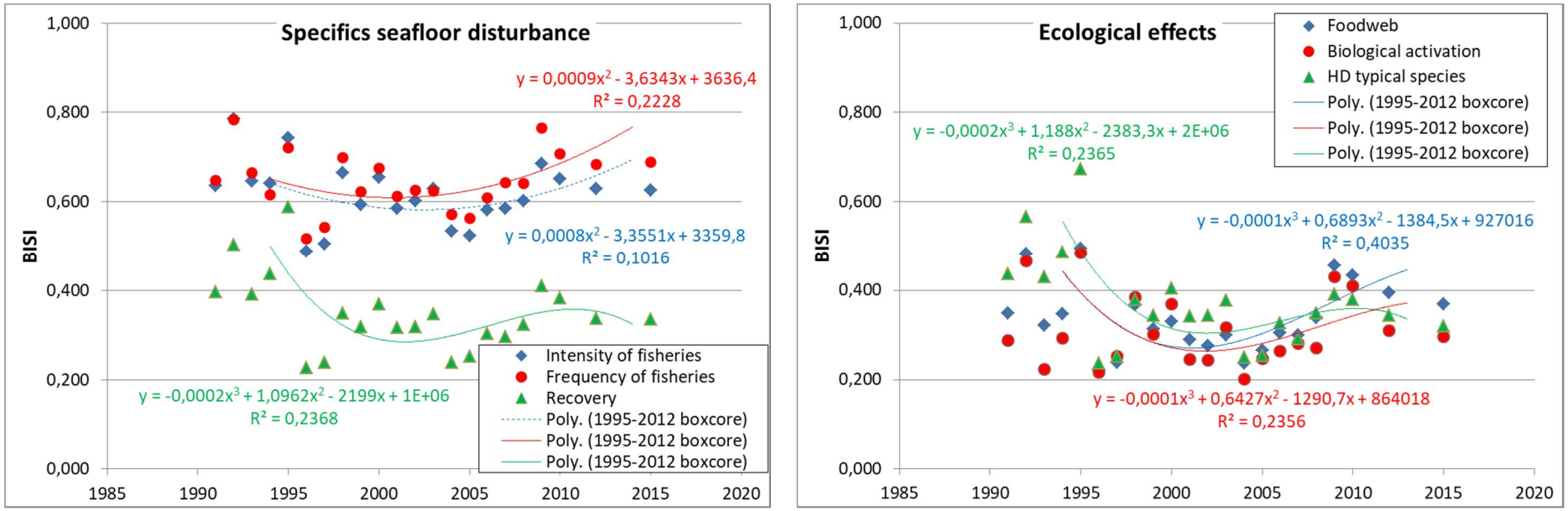


Figuur 1.1.4. Recent historische ontwikkelingen in de algemene kwaliteitstoestand en specifieke evaluaties van de kwaliteitstoestand voor de Voordelta (VD) op basis van de BISI. A) Algemene kwaliteitsbeoordeling op basis van alle voor VD geselecteerde bij de bemonsteringsmethodiek passende indicatorsoorten. B) Indicatie van het belang van bodemverstorende activiteiten en ecologische verstoring. C) Ontwikkeling indicatorsoortengemeenschap indicatief voor intensiteit bodemverstorende visserij (grote soorten), indicatief voor frequentie bodemverstorende visserij (langlevende soorten), of indicatief voor eerste fase herstel (soorten met frequente rekrutering) op basis van boxcore monsters en bijbehorende indicatorsoorten selectie, en D) op basis van schaaf monsters en bijbehorende indicatorsoorten selectie. E) Ontwikkeling van de eventuele ecologische impact op basis van belangrijke soorten voor hogere trofische niveaus, soorten van belang voor biologische activatie van de toplaag van de zeebodem en specifiek de typische soorten van de Habitatrichtlijn voor H1110b. Enkel trends op basis van vergelijkbare representatieve monitoring zijn weergegeven.

1.1.5. Noordzeekustzone (NZKZ)







Figuur 1.1.5. Recent historische ontwikkelingen in de algemene kwaliteitstoestand en specifieke evaluaties van de kwaliteitstoestand voor de Noordzeekustzone (NZKZ) op basis van de BISI. A) Algemene kwaliteitsbeoordeling op basis van alle voor NZKZ geselecteerde bij de bemonsteringsmethodiek passende indicatorsoorten. B) Indicatie van het belang van bodemverstorende activiteiten en ecologische verstoring. C) Ontwikkeling indicatorsoortengemeenschap indicatief voor intensiteit bodemverstorende visserij (grote soorten), indicatief voor frequentie bodemverstorende visserij (langlevende soorten), of indicatief voor eerste fase herstel (soorten met frequente rekrutering). D) Ontwikkeling van de eventuele ecologische impact op basis van belangrijke soorten voor hogere trofische niveaus, soorten van belang voor biologische activatie van de toplaag van de zeebodem en specifiek de typische soorten van de Habitatrichtlijn voor H1110b. Enkel trends op basis van vergelijkbare representatieve monitoring zijn weergegeven. Trends met een beperkt verklarend vermogen zijn weergegeven met een stippellijn.

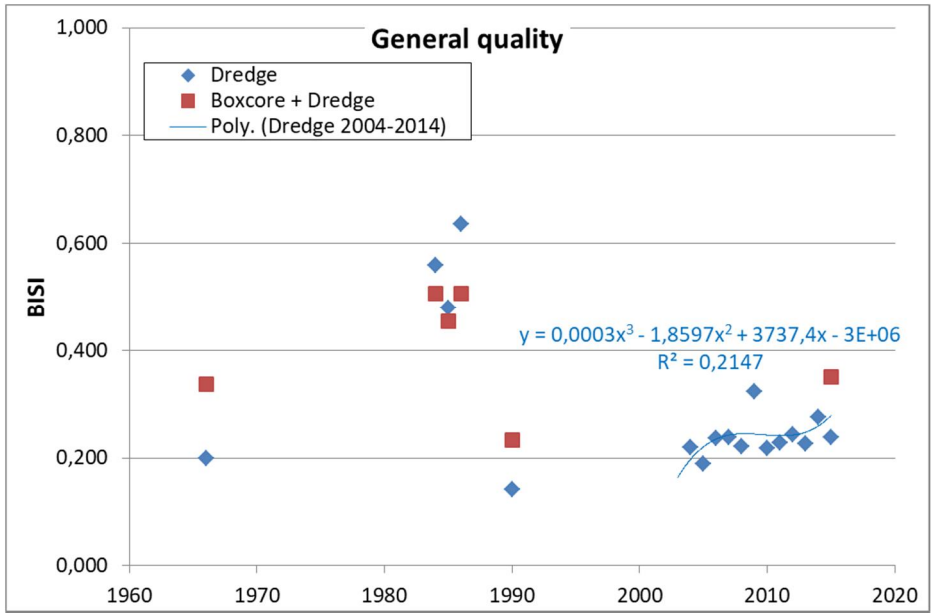
Tabel 1.1.5. Resultaten algemene en specifieke kwaliteitsevaluaties voor de Noordzeekustzone (NZKZ) in 2015 (T0) op basis van de BISI. BISI-scores ± standaard deviatie met aanduiding van het aantal indicatorsoorten (S) in de evaluatie en de significatie van de resultaten (verschil ten opzichte van de interne referentie met BISI = 1). Aanname dat voor een betrouwbare evaluatie, S ten minste 5 dient te zijn; * p≤0,05; ** p≤0,01; *** p≤0,001; ns = niet significant; na = niet voldoende betrouwbaar.

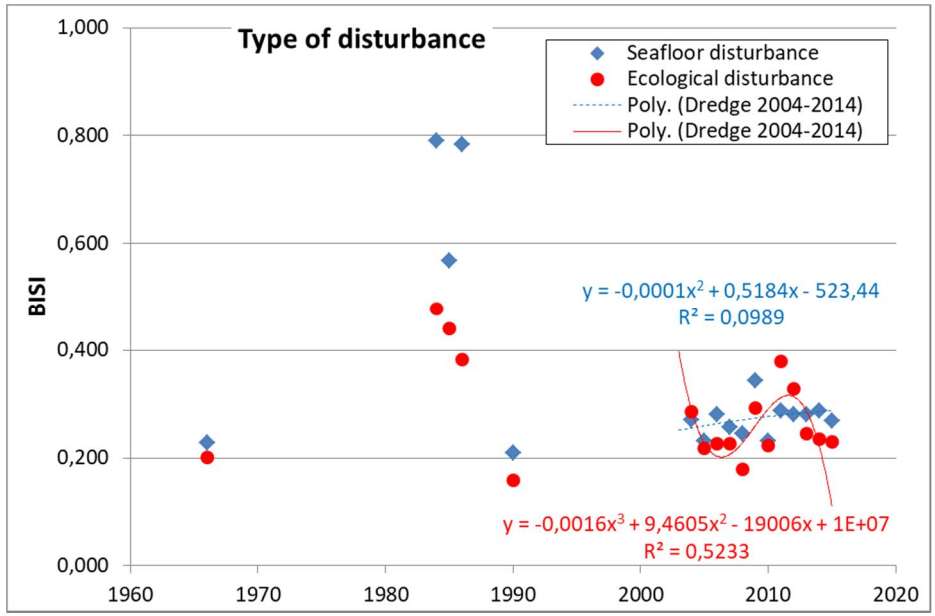
Evaluatie	**BISI**	**± Stdev**	**S**	**Sign**
Algemene kwaliteit	0,307	0,429	25	***
Verstoring zeebodem	0,366	0,414	16	***
Ecologische verstoring	0,345	0,466	10	**
Intensiteit bodemverstorende visserij	0,487	0,437	25	***
Frequentie bodemverstorende visserij	0,543	0,463	25	**
Herstel	0,322	0,446	24	***
Karakteristieke soorten	0,458	0,472	5	ns
Structuur voedselweb	0,325	0,434	16	***
Habitat diversiteit	0,216	0,276	3	na
Biologische activiteit toplaag zeebodem	0,284	0,399	9	**
HD typische soorten	0,290	0,403	20	***

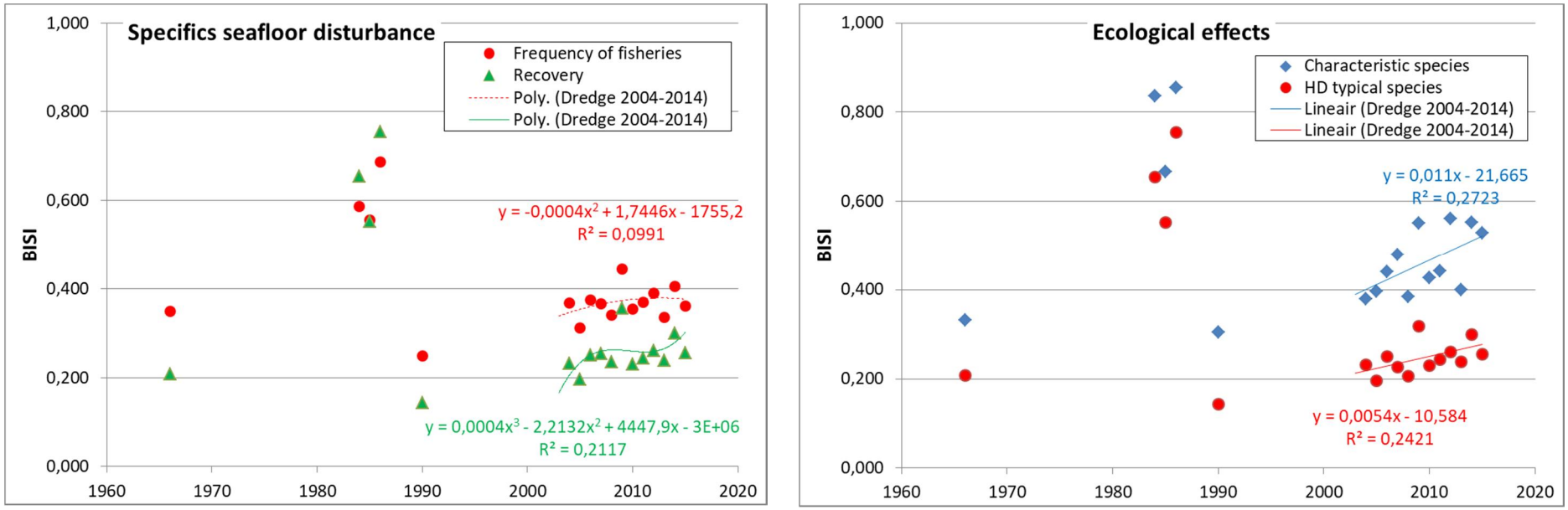
1.1.6. Vlakte van de Raan (VvdR)

Tabel 1.1.6. Resultaten algemene en specifieke kwaliteitsevaluaties voor de Vlakte van de Raan (VvdR) in 2015 (T0) op basis van de BISI. BISI-scores ± standaard deviatie met aanduiding van het aantal indicatorsoorten (S) in de evaluatie en de significatie van de resultaten (verschil ten opzichte van de interne referentie met BISI = 1). Aanname dat voor een betrouwbare evaluatie, S ten minste 5 dient te zijn; * p≤0,05; ** p≤0,01; *** p≤0,001; ns = niet significant; na = niet voldoende betrouwbaar.

Evaluatie	BISI	± Stdev	S	Sign
Algemene kwaliteit	0,350	0,460	22	***
Verstoring zeebodem	0,377	0,395	13	***
Ecologische verstoring	0,419	0,572	9	*
Intensiteit bodemverstorende visserij	0,484	0,380	22	***
Frequentie bodemverstorende visserij	0,554	0,432	22	**
Herstel	0,366	0,488	21	***
Karakteristieke soorten	0,522	0,675	5	ns
Structuur voedselweb	0,406	0,562	14	**
Habitat diversiteit	0,693	0,926	2	na
Biologische activiteit toplaag zeebodem	0,376	0,515	8	*
HD typische soorten	0,354	0,470	20	***

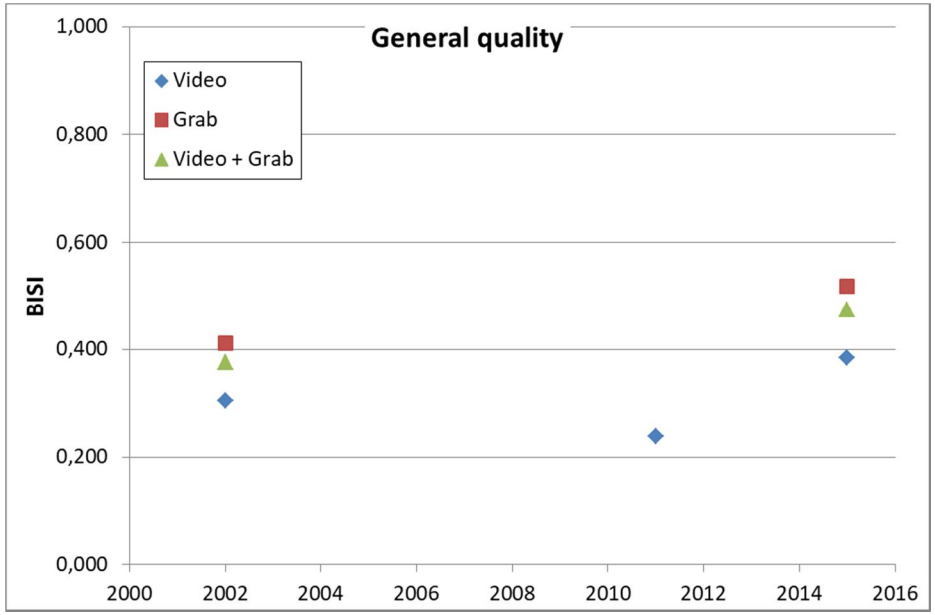

General quality
Dredge
Boxcore + Dredge
Poly. (Dredge 2004-2014)
BISI
1,000
0,800
0,600
0,400
0,200
0,000
1960
1970
1980
1990
2000
2010
2020
y = 0,0003x³ - 1,8597x² + 3737,4x - 3E+06
R² = 0,2147

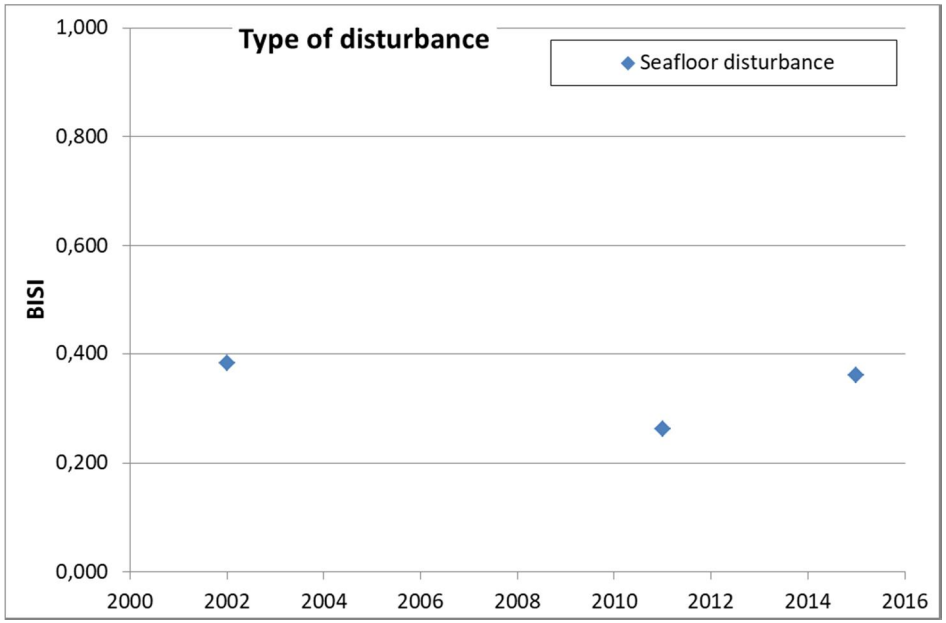

Type of disturbance
Seafloor disturbance
Ecological disturbance
Poly. (Dredge 2004-2014)
Poly. (Dredge 2004-2014)
BISI
1,000
0,800
0,600
0,400
0,200
0,000
1960
1970
1980
1990
2000
2010
2020
y = -0,0001x² + 0,5184x - 523,44
R² = 0,0989
y = -0,0016x³ + 9,4605x² - 19006x + 1E+07
R² = 0,5233

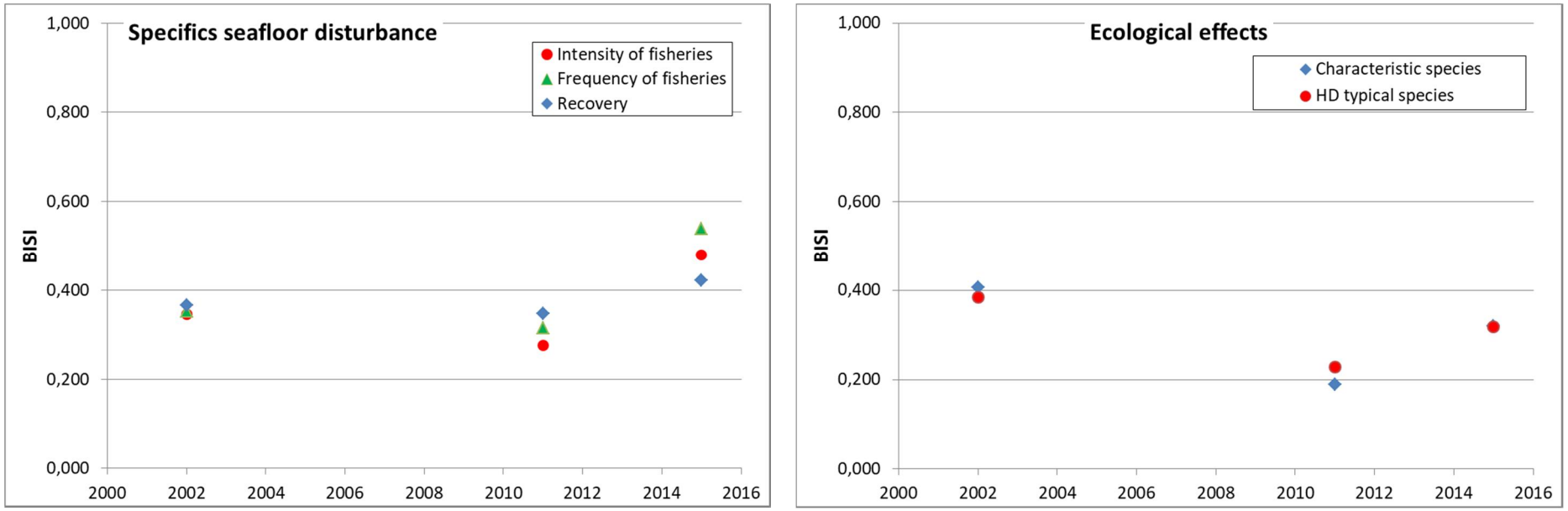


Figuur 1.1.6. Recent historische ontwikkelingen in de algemene kwaliteitstoestand en specifieke evaluaties van de kwaliteitstoestand voor de Vlakte van de Raan (VvdR) op basis van de BISI. A) Algemene kwaliteitsbeoordeling op basis van alle voor de VvdR geselecteerde bij de bemonsteringsmethodiek passende indicatorsoorten. B) Indicatie van het belang van bodemverstorende activiteiten en ecologische verstoring. C) Ontwikkeling indicatorsoortengemeenschap indicatief voor frequentie bodemverstorende visserij (langlevende soorten), of indicatief voor eerste fase herstel (soorten met frequente rekrutering). D) Ontwikkeling van de eventuele ecologische impact op basis van de karakteristieke soorten voor de Vlakte van de Raan, en de typische soorten van de Habitatrichtlijn voor H1110b. Enkel trends op basis van vergelijkbare representatieve monitoring zijn weergegeven. Trends met een beperkt verklarend vermogen zijn weergegeven met een stippellijn.

1.1.7. Klaverbank (KB)







Figuur 1.1.7. Recent historische ontwikkelingen in de algemene kwaliteitstoestand en specifieke evaluaties van de kwaliteitstoestand voor de Klaverbank (KB) op basis van de BISI. A) Algemene kwaliteitsbeoordeling op basis van alle voor de KB geselecteerde bij de bemonsteringsmethodiek passende indicatorsoorten. B) Ontwikkeling indicatorsoortengemeenschap indicatief voor bodemverstorende activiteiten. C) Ontwikkeling indicatorsoortengemeenschap indicatief voor intensiteit bodemverstorende visserij (grote soorten), indicatief voor frequentie bodemverstorende visserij (langlevende soorten), of indicatief voor eerste fase herstel (soorten met frequente rekrutering). D) Ontwikkeling van de eventuele ecologische impact op basis van de karakteristieke soorten voor de Klaverbank, en de typische soorten van de Habitatrichtlijn voor H1170.

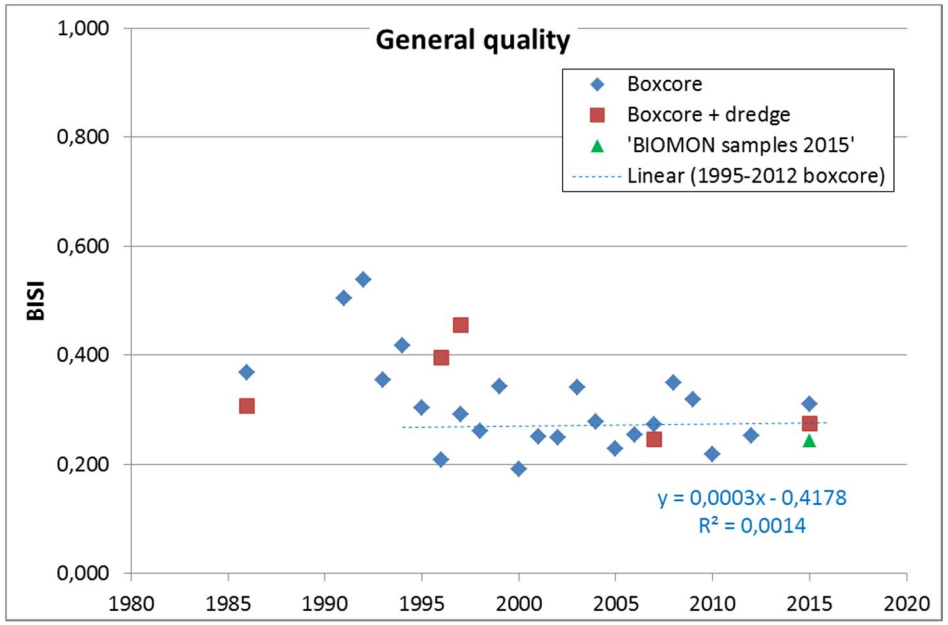
Tabel 1.1.7. Resultaten algemene en specifieke kwaliteitsevaluaties voor de Klaverbank (KB) in 2015 (T0) op basis van de BISI. BISI-scores ± standaard deviatie met aanduiding van het aantal indicatorsoorten (S) in de evaluatie en de significatie van de resultaten (verschil ten opzichte van de interne referentie met BISI = 1). Aanname dat voor een betrouwbare evaluatie, S ten minste 5 dient te zijn; * p≤0,05; ** p≤0,01; *** p≤0,001; ns = niet significant; na = niet voldoende betrouwbaar.

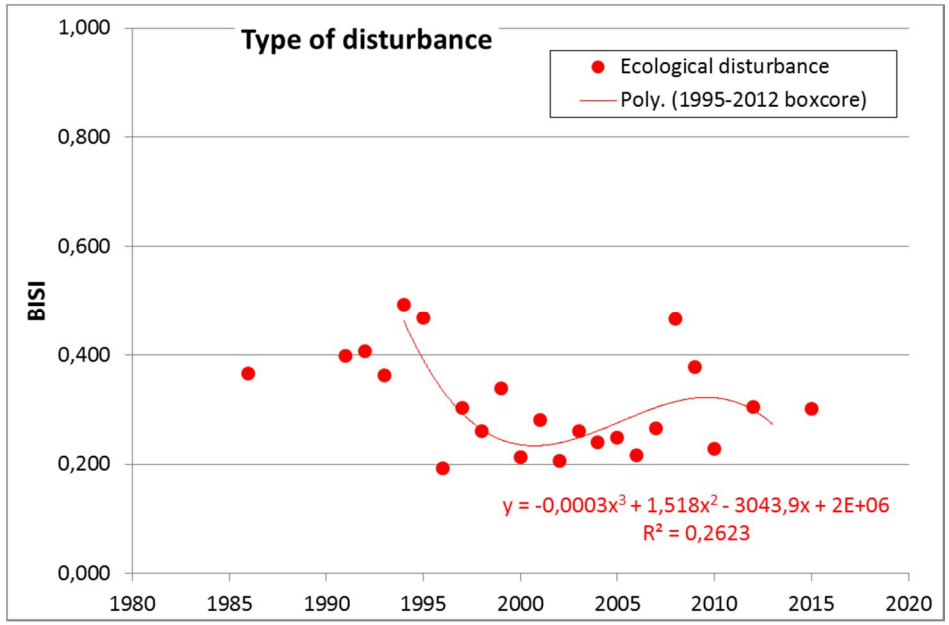
Evaluatie	**BISI**	**± Stdev**	**S**	**Sign**
Algemene kwaliteit	0,475	0,654	30	**
Verstoring zeebodem	0,420	0,561	23	**
Ecologische verstoring	0,509	0,752	4	na
Intensiteit bodemverstorende visserij	0,594	0,693	26	*
Frequentie bodemverstorende visserij	0,659	0,751	30	ns
Herstel	0,533	0,593	30	**
Karakteristieke soorten	0,363	0,472	16	***
Structuur voedselweb	0,753	1,008	6	ns
Habitat diversiteit	0,598	0.735	7	ns
Biologische activiteit toplaag zeebodem	0,817	0,739	2	na
HD typische soorten	0,299	0,398	14	***

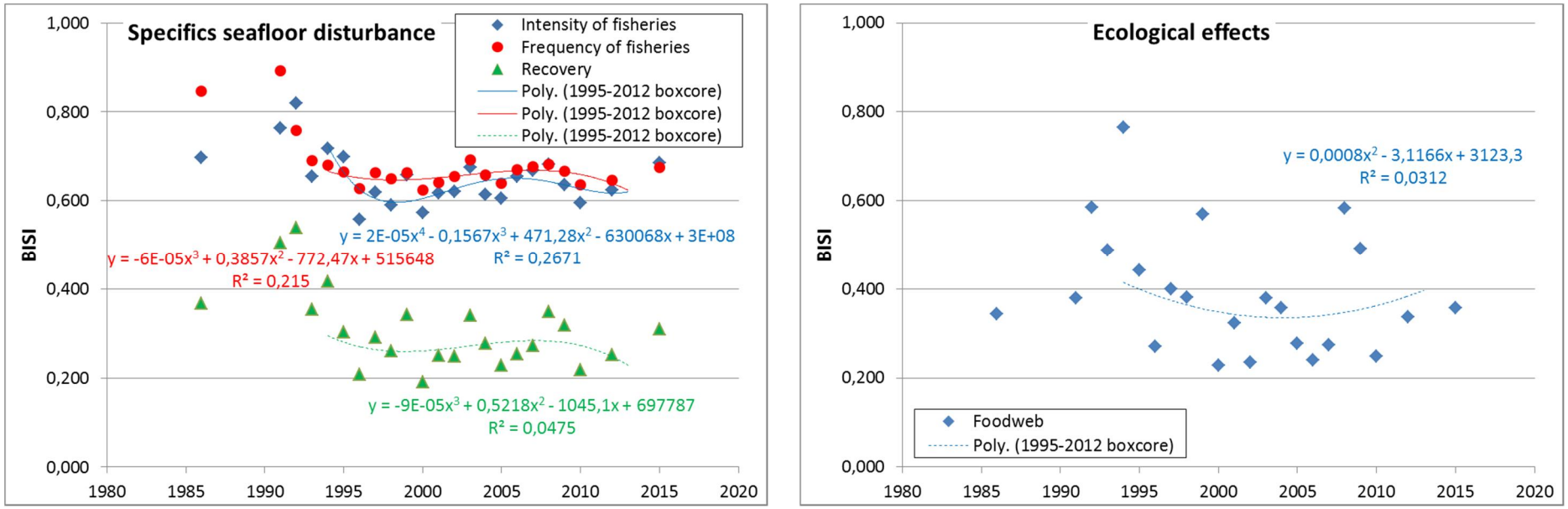
1.1.8. Bruine Bank (BB)

Tabel 1.1.8. Resultaten algemene en specifieke kwaliteitsevaluaties voor de Bruine Bank (BB) in 2015 (T0) op basis van de BISI. BISI-scores ± standaard deviatie met aanduiding van het aantal indicatorsoorten (S) in de evaluatie en de significatie van de resultaten (verschil ten opzichte van de interne referentie met BISI = 1). Aanname dat voor een betrouwbare evaluatie, S ten minste 5 dient te zijn; * p≤0,05; ** p≤0,01; *** p≤0,001; ns = niet significant; na = niet voldoende betrouwbaar.

Evaluatie	BISI	± Stdev	S	Sign
Algemene kwaliteit	0,274	0,308	21	***
Verstoring zeebodem	0,420	0,335	13	***
Ecologische verstoring	0,250	0,264	9	***
Intensiteit bodemverstorende visserij	0,451	0,297	20	***
Frequentie bodemverstorende visserij	0,478	0,268	21	***
Herstel	0,305	0,306	21	***
Karakteristieke soorten	0,463	0,338	9	**
Structuur voedselweb	0,282	0,303	15	***
Habitat diversiteit	0,135	0,135	1	na
Biologische activiteit toplaag zeebodem	0,294	0,308	8	***


General quality
Boxcore
Boxcore + dredge
'BIOMON samples 2015'
Linear (1995-2012 boxcore)
BISI
1,000
0,800
0,600
0,400
0,200
0,000
1980
1985
1990
1995
2000
2005
2010
2015
2020
y = 0,0003x - 0,4178
R² = 0,0014

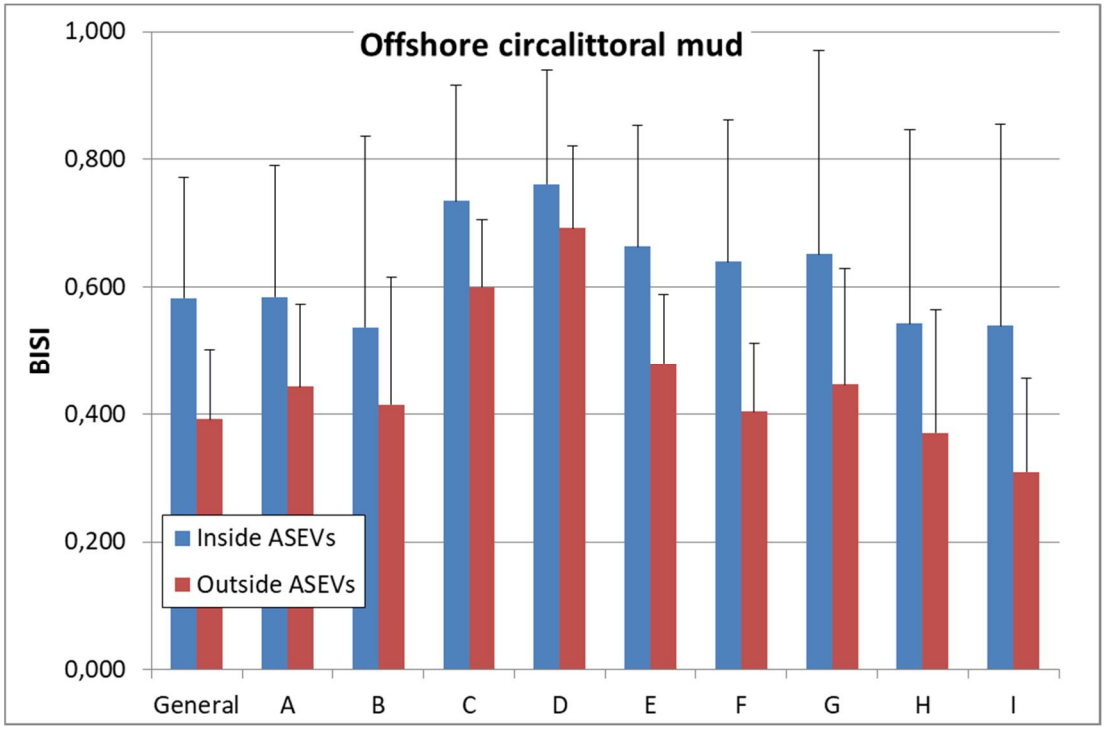

Type of disturbance
Ecological disturbance
Poly. (1995-2012 boxcore)
BISI
1,000
0,800
0,600
0,400
0,200
0,000
1980
1985
1990
1995
2000
2005
2010
2015
2020
y = -0,0003x³ + 1,518x² - 3043,9x + 2E+06
R² = 0,2623



Figuur 1.1.8. Recent historische ontwikkelingen in de algemene kwaliteitstoestand en specifieke evaluaties van de kwaliteitstoestand voor de Bruine Bank (BB) op basis van de BISI. A) Algemene kwaliteitsbeoordeling op basis van alle voor de BB geselecteerde bij de bemonsteringsmethodiek passende indicatorsoorten. B) Ontwikkeling indicatorsoortengemeenschap indicatief voor ecologische verstoring. C) Ontwikkeling indicatorsoortengemeenschap indicatief voor intensiteit bodemverstorende visserij (grote soorten), indicatief voor frequentie bodemverstorende visserij (langlevende soorten), of indicatief voor eerste fase herstel (soorten met frequente rekrutering). D) Ontwikkeling van de eventuele ecologische impact op basis van belangrijke soorten voor hogere trofische niveaus. Enkel trends op basis van vergelijkbare representatieve monitoring zijn weergegeven. Trends met een beperkt verklarend vermogen zijn weergegeven met een stippellijn.

1.2 Kwaliteitstoestand (EUNIS) ecotopen op landelijk niveau

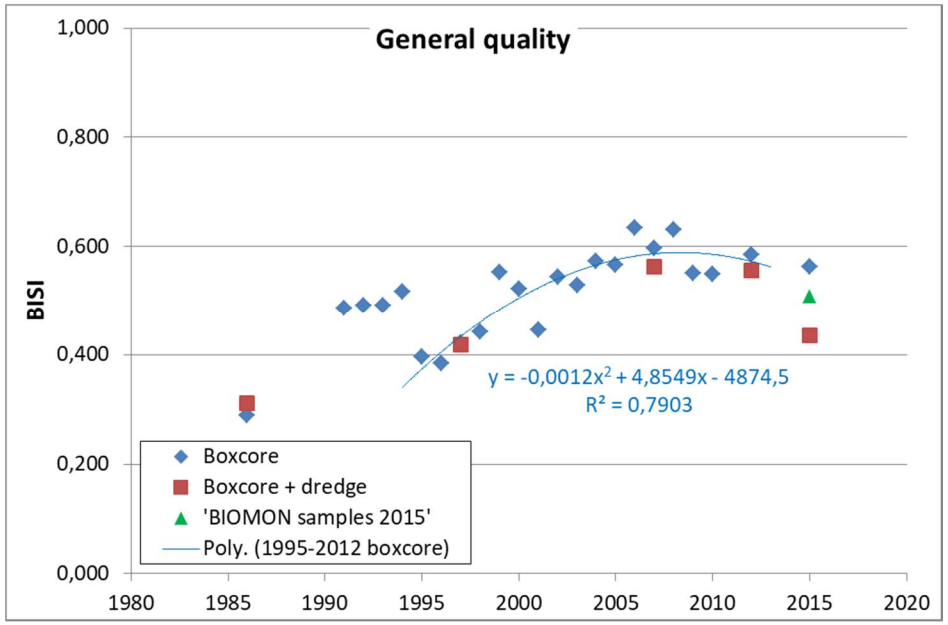
1.2.1. Diep slibrijk (Offshore circalittoral mud)

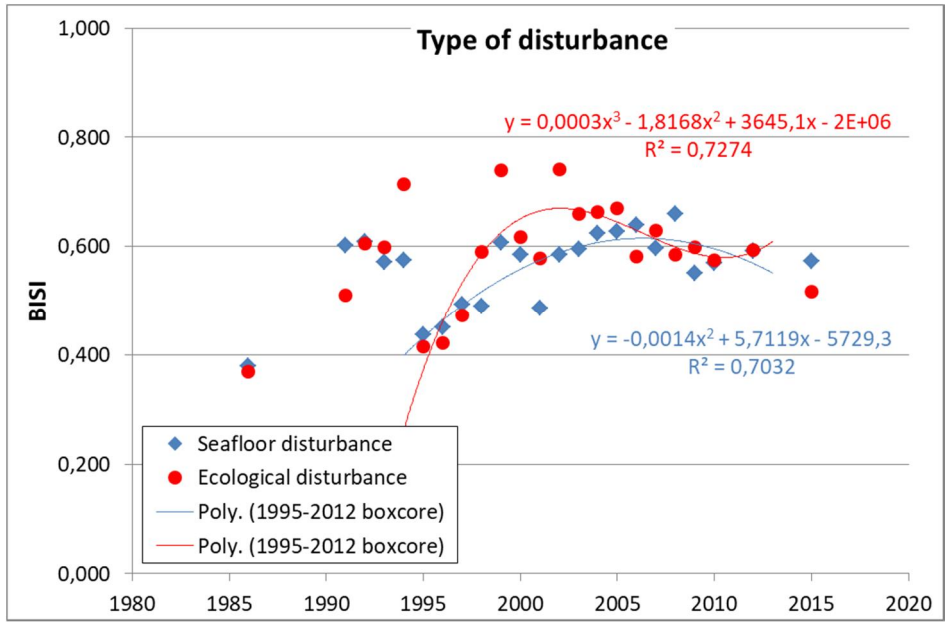


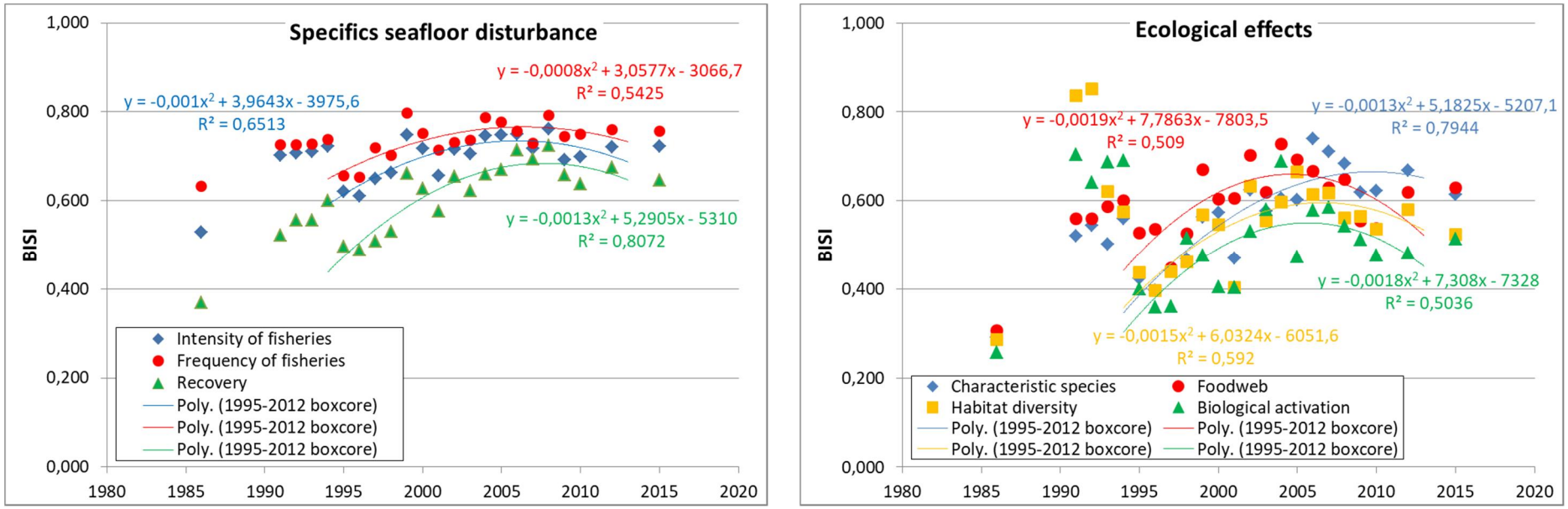
Figuur 1.2.1a. Resultaten (BISI-scores ± standaard fout) vergelijking algemene en specifieke kwaliteitsevaluaties (Letters verwijzen naar categorieën zoals in Tabel 1.2.1) op basis van boxcores en Hamon happen voor het diepe slibrijke ecotoop gelegen binnen gebieden met bijzondere ecologische waarden (ASEVs) en buiten ASEVs. Scores per evaluatie binnen – en buiten ASEVs verschillen niet significant.

Tabel 1.2.1. Resultaten algemene en specifieke kwaliteitsevaluaties voor het diepe slibrijke ecotoop in 2015 (T0) op basis van de BISI. BISI-scores ± standaard deviatie met aanduiding van het aantal indicatorsoorten (S) in de evaluatie en de significatie van de resultaten (verschil ten opzichte van de interne referentie met BISI = 1). Aanname dat voor een betrouwbare evaluatie, S ten minste 5 dient te zijn; * p≤0,05; ** p≤0,01; *** p≤0,001; ns = niet significant; na = niet voldoende betrouwbaar.

Evaluatie		**BISI**	**± Stdev**	**S**	**Sign**
General	Algemene kwaliteit	0,436	0,585	29	***
A	Verstoring zeebodem	0,435	0,521	23	***
B	Ecologische verstoring	0,425	0,527	10	*
C	Intensiteit bodemverstorende visserij	0,561	0,540	29	**
D	Frequentie bodemverstorende visserij	0,583	0,539	29	**
E	Herstel	0,564	0,604	29	**
F	Karakteristieke soorten	0,472	0,566	24	**
G	Structuur voedselweb	0,478	0,571	10	ns
H	Habitat diversiteit	0,417	0,528	7	ns
I	Biologische activiteit toplaag zeebodem	0,413	0,537	11	*

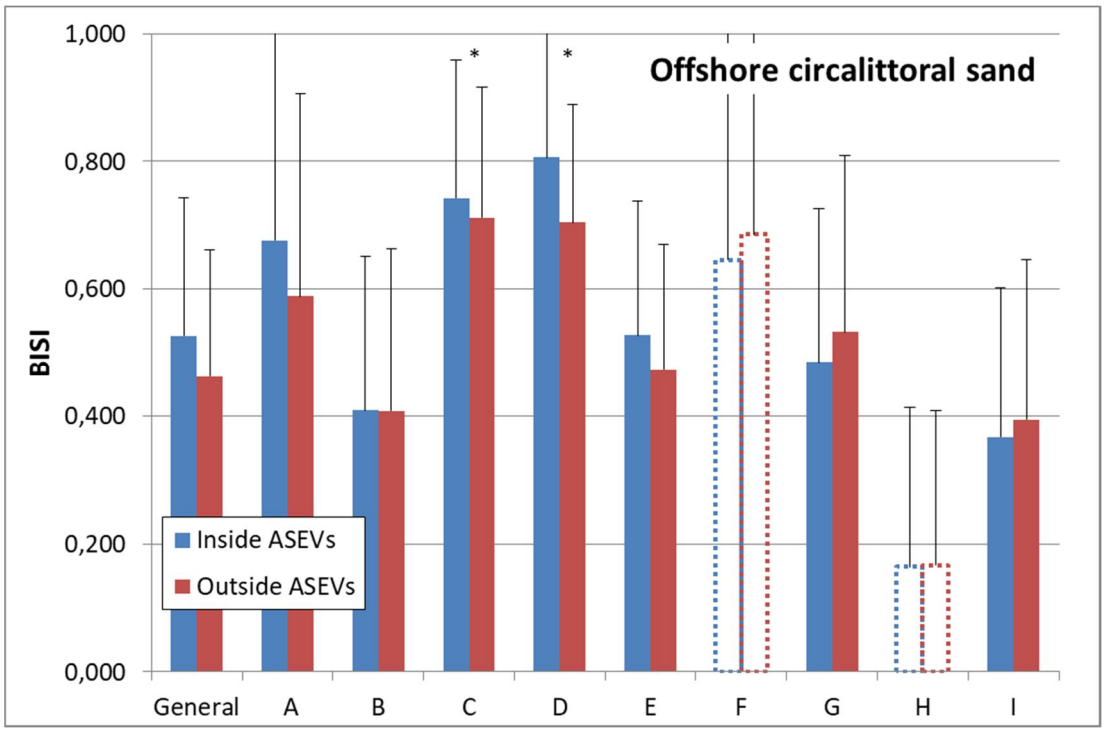

General quality
BISI
1,000
0,800
0,600
0,400
0,200
0,000
1980
1985
1990
1995
2000
2005
2010
2015
2020
y = -0,0012x² + 4,8549x - 4874,5
R² = 0,7903
Boxcore
Boxcore + dredge
'BIOMON samples 2015'
Poly. (1995-2012 boxcore)


Type of disturbance
BISI
1,000
0,800
0,600
0,400
0,200
0,000
1980
1985
1990
1995
2000
2005
2010
2015
2020
y = 0,0003x³ - 1,8168x² + 3645,1x - 2E+06
R² = 0,7274
y = -0,0014x² + 5,7119x - 5729,3
R² = 0,7032
Seafloor disturbance
Ecological disturbance
Poly. (1995-2012 boxcore)
Poly. (1995-2012 boxcore)



Figuur 1.2.1. Recent historische ontwikkelingen in de algemene kwaliteitstoestand en specifieke evaluaties van de kwaliteitstoestand voor het diepe slibrijke ecotoop op basis van de BISI. B) Algemene kwaliteitsbeoordeling op basis van alle voor het diepe slibrijke ecotoop geselecteerde bij de bemonsteringsmethodiek passende indicatorsoorten. C) Indicatie van het belang van bodemverstorende activiteiten en ecologische verstoring. D) Ontwikkeling indicatorsoortengemeenschap indicatief voor intensiteit bodemverstorende visserij (grote soorten), indicatief voor frequentie bodemverstorende visserij (langlevende soorten), of indicatief voor eerste fase herstel (soorten met frequente rekrutering). E) Ontwikkeling van de eventuele ecologische impact op basis van soorten karakteristiek voor het diepe slibrijke habitat, belangrijke soorten met betrekking tot het creëren van tertiaire structuren, belangrijke soorten voor hogere trofische niveaus, en soorten van belang voor biologische activatie van de toplaag van de zeebodem. Enkel trends op basis van vergelijkbare representatieve monitoring zijn weergegeven.

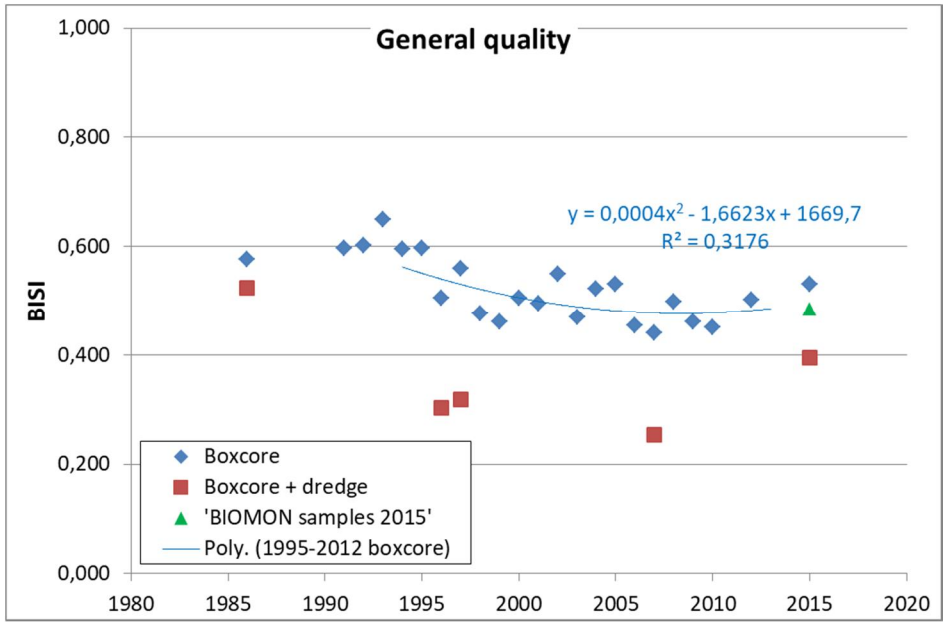
1.2.2. Diep zandig (Offshore circalittoral sand)

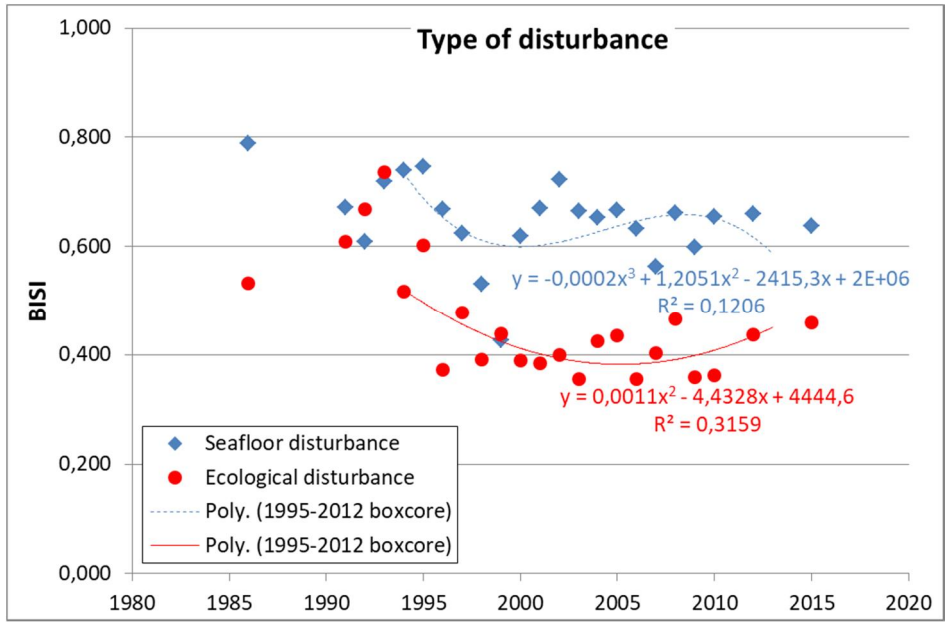


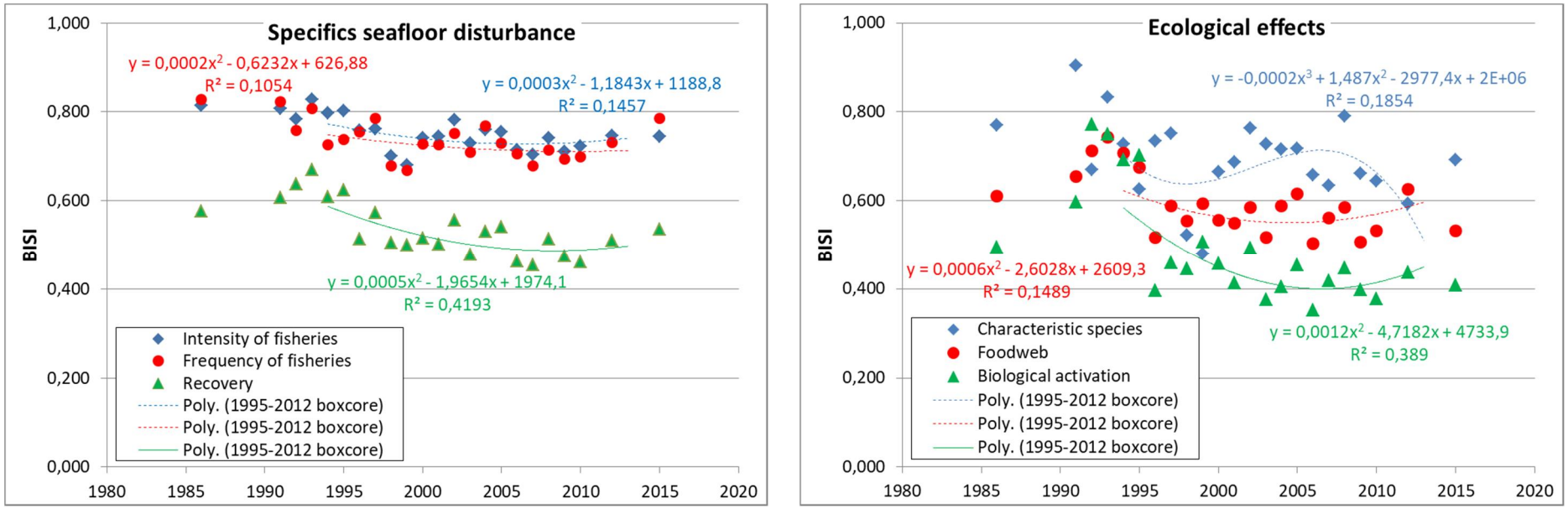
Figuur 1.2.2a. Resultaten (BISI-scores ± standaard fout) vergelijking algemene en specifieke kwaliteitsevaluaties (Letters verwijzen naar categorieën zoals in Tabel 1.2.2) op basis van boxcores en Hamon happen voor het diepe zandige ecotoop gelegen binnen gebieden met bijzondere ecologische waarden (ASEVs) en buiten ASEVs. * Scores binnen – en buiten ASEVs significant verschillend met p≤0,05 (overigen niet significant verschillend). Gestippelde balken op basis van onvoldoende indicatorsoorten (S<5).

Tabel 1.2.2. Resultaten algemene en specifieke kwaliteitsevaluaties voor het diepe zandige ecotoop in 2015 (T0) op basis van de BISI. BISI-scores ± standaard deviatie met aanduiding van het aantal indicatorsoorten (S) in de evaluatie en de significatie van de resultaten (verschil ten opzichte van de interne referentie met BISI = 1). Aanname dat voor een betrouwbare evaluatie, S ten minste 5 dient te zijn; * p≤0,05; ** p≤0,01; *** p≤0,001; ns = niet significant; na = niet voldoende betrouwbaar. [1]Mogelijke overschatting van kwaliteitstoestand gezien onterechte extrapolatie schaafresultaten ASEVs naar landelijk niveau.

Evaluatie		**BISI**	**± Stdev**	**S**	**Sign**
General	Algemene kwaliteit	0,394	0,518	25	***
A	Verstoring zeebodem	0,482	0,472	17	**
B	Ecologische verstoring	0,375	0,476	11	**
C	Intensiteit bodemverstorende visserij[1]	0,522	0,447	24	***
D	Frequentie bodemverstorende visserij[1]	0,544	0,455	25	***
E	Herstel	0,451	0,518	25	**
F	Karakteristieke soorten	0,455	0,404	12	**
G	Structuur voedselweb	0,403	0,500	15	**
H	Habitat diversiteit	0,166	0,244	1	na
I	Biologische activiteit toplaag zeebodem	0,412	0,527	8	*


General quality
BISI
1,000
0,800
0,600
0,400
0,200
0,000
1980
1985
1990
1995
2000
2005
2010
2015
2020
y = 0,0004x² - 1,6623x + 1669,7
R² = 0,3176
Boxcore
Boxcore + dredge
'BIOMON samples 2015'
Poly. (1995-2012 boxcore)


Type of disturbance
BISI
1,000
0,800
0,600
0,400
0,200
0,000
1980
1985
1990
1995
2000
2005
2010
2015
2020
y = -0,0002x³ + 1,2051x² - 2415,3x + 2E+06
R² = 0,1206
y = 0,0011x² - 4,4328x + 4444,6
R² = 0,3159
Seafloor disturbance
Ecological disturbance
Poly. (1995-2012 boxcore)
Poly. (1995-2012 boxcore)



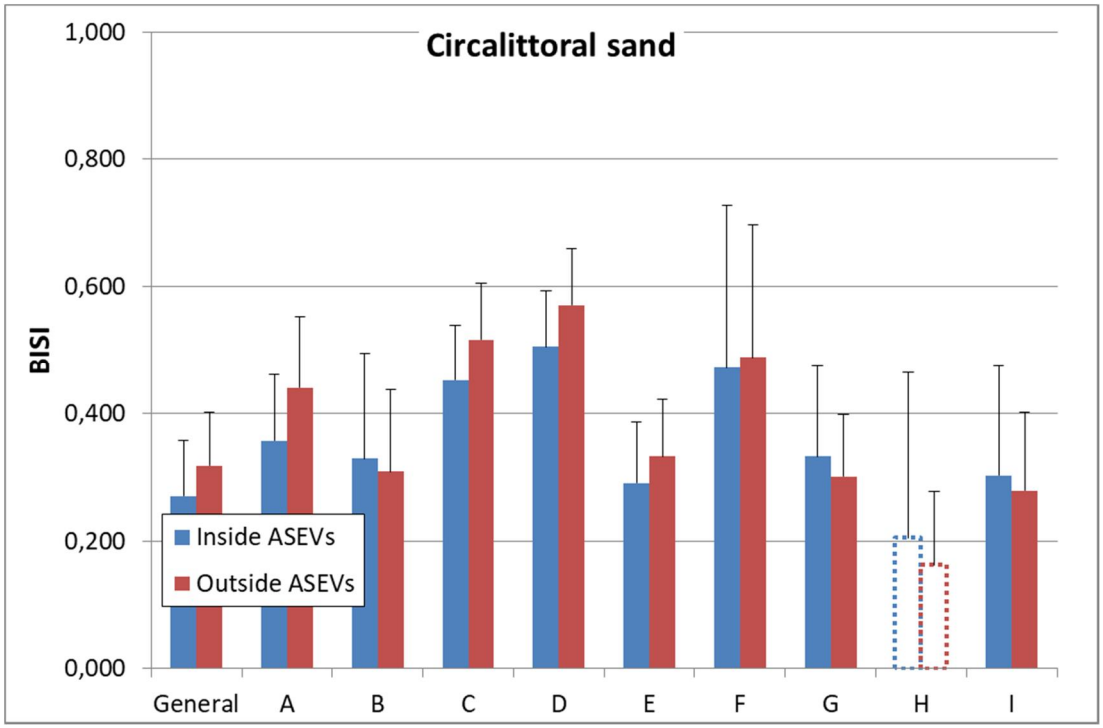
Figuur 1.2.2. Recent historische ontwikkelingen in de algemene kwaliteitstoestand en specifieke evaluaties van de kwaliteitstoestand voor het diepe zandige ecotoop op basis van de BISI. B) Algemene kwaliteitsbeoordeling op basis van alle voor het diepe zandige ecotoop geselecteerde bij de bemonsteringsmethodiek passende indicatorsoorten. C) Indicatie van het belang van bodemverstorende activiteiten en ecologische verstoring. D) Ontwikkeling indicatorsoortengemeenschap indicatief voor intensiteit bodemverstorende visserij (grote soorten), indicatief voor frequentie bodemverstorende visserij (langlevende soorten), of indicatief voor eerste fase herstel (soorten met frequente rekrutering). E) Ontwikkeling van de eventuele ecologische impact op basis van soorten karakteristiek voor het diepe zandige habitat, belangrijke soorten voor hogere trofische niveaus, en soorten van belang voor biologische activatie van de toplaag van de zeebodem. Enkel trends op basis van vergelijkbare representatieve monitoring zijn weergegeven. Trends met een beperkt verklarend vermogen zijn weergegeven met een stippellijn.

1.2.3. Diep grof sediment (Offshore circalittoral coarse sediment)

Tabel 1.2.3. Resultaten algemene en specifieke kwaliteitsevaluaties voor het diepe grof sediment ecotoop in 2015 (T0) op basis van de BISI. BISI-scores ± standaard deviatie met aanduiding van het aantal indicatorsoorten (S) in de evaluatie en de significatie van de resultaten (verschil ten opzichte van de interne referentie met BISI = 1). Aanname dat voor een betrouwbare evaluatie, S ten minste 5 dient te zijn; * p≤0,05; ** p≤0,01; *** p≤0,001; ns = niet significant; na = niet voldoende betrouwbaar.

Evaluatie		**BISI**	**± Stdev**	**S**	**Sign**
General	Algemene kwaliteit	0,409	0,503	28	***
A	Verstoring zeebodem	0,351	0,431	22	***
B	Ecologische verstoring	0,514	0,668	4	na
C	Intensiteit bodemverstorende visserij	0,529	0,488	24	**
D	Frequentie bodemverstorende visserij	0,615	0,560	28	*
E	Herstel	0,486	0,458	28	***
F	Karakteristieke soorten	0,331	0,407	16	***
G	Structuur voedselweb	0,644	0,671	5	ns
H	Habitat diversiteit	0,495	0,574	7	ns
I	Biologische activiteit toplaag zeebodem	0,835	0,690	2	na

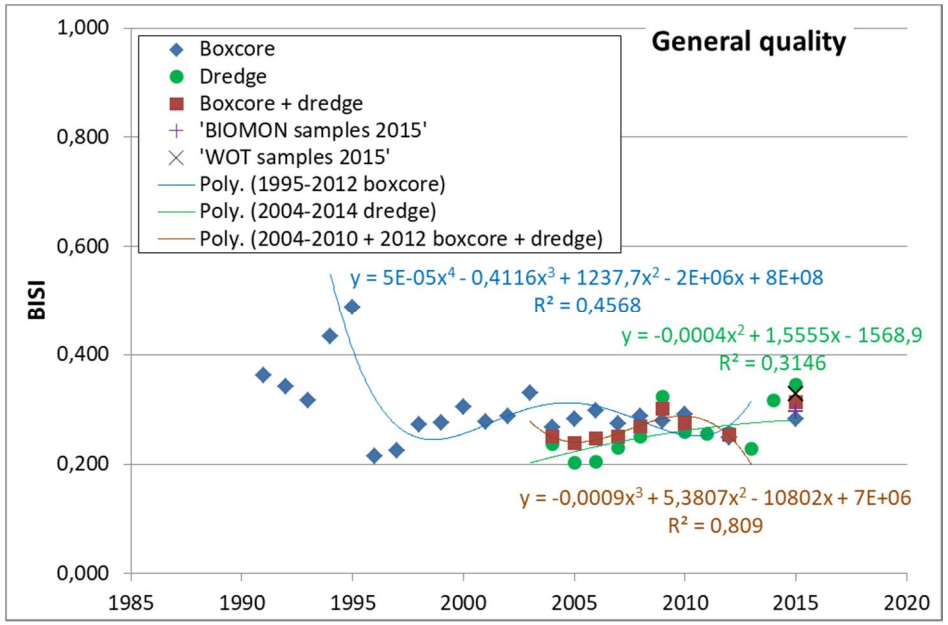
1.2.4. Ondiep tot matig diep zandig (Circalittoral sand)

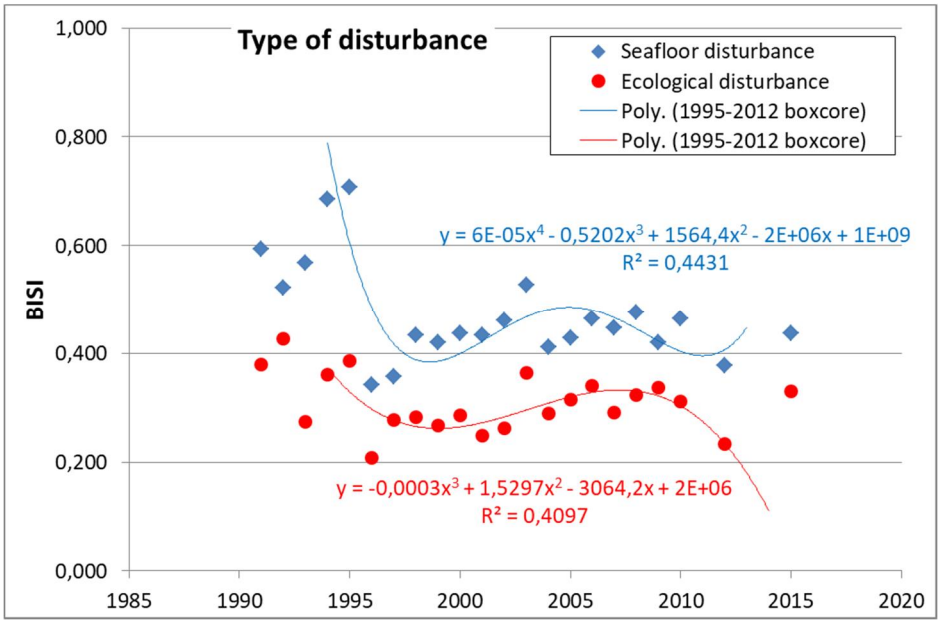


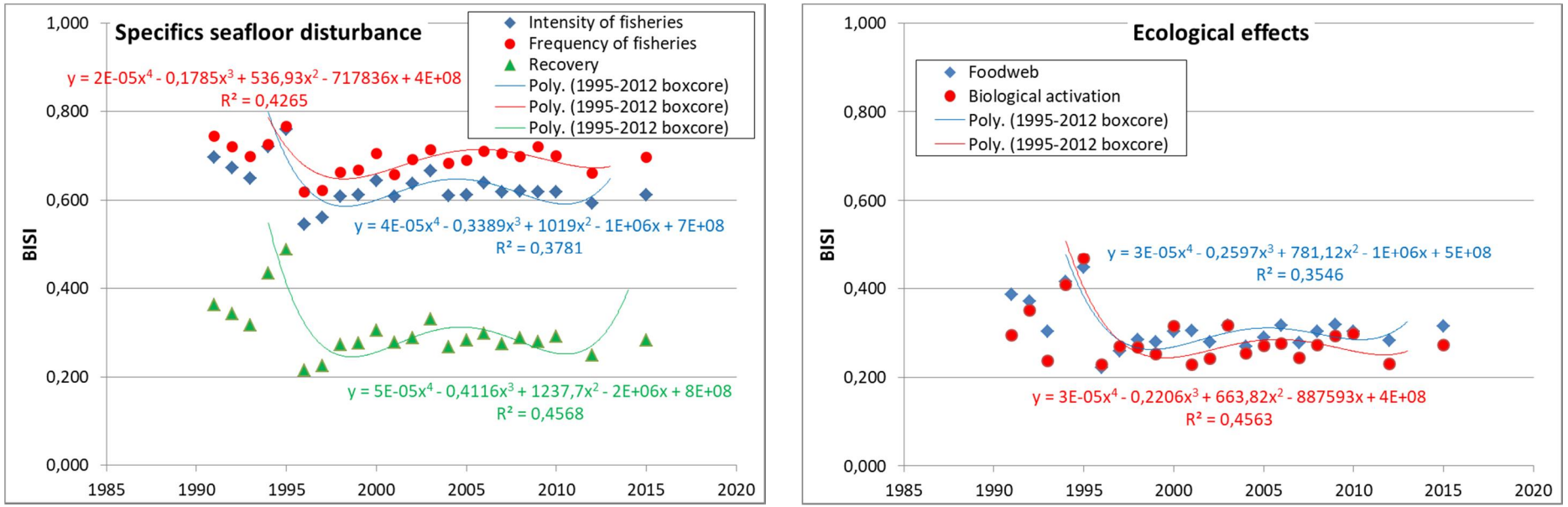
Figuur 1.2.4a. Resultaten (BISI-scores ± standaard fout) vergelijking algemene en specifieke kwaliteitsevaluaties (Letters verwijzen naar categorieën zoals in Tabel 1.2.4) op basis van boxcores (ecotoop gehele NCP) en schaafmonsters (ecotoop kustzone) voor het ondiepe tot matig diepe zandige ecotoop gelegen binnen gebieden met bijzondere ecologische waarden (ASEVs) en buiten ASEVs. Scores per evaluatie binnen – en buiten ASEVs verschillen niet significant. Gestippelde balken op basis van onvoldoende indicatorsoorten (S<5).

Tabel 1.2.4. Resultaten algemene en specifieke kwaliteitsevaluaties voor het ondiepe tot matig diepe zandige ecotoop in 2015 (T0) op basis van de BISI. BISI-scores ± standaard deviatie met aanduiding van het aantal indicatorsoorten (S) in de evaluatie en de significatie van de resultaten (verschil ten opzichte van de interne referentie met BISI = 1). Aanname dat voor een betrouwbare evaluatie, S ten minste 5 dient te zijn; * p≤0,05; ** p≤0,01; *** p≤0,001; ns = niet significant; na = niet voldoende betrouwbaar.

Evaluatie		**BISI**	**± Stdev**	**S**	**Sign**
General	Algemene kwaliteit	0,313	0,524	24	***
A	Verstoring zeebodem	0,429	0,613	16	*
B	Ecologische verstoring	0,346	0,606	9	*
C	Intensiteit bodemverstorende visserij	0,509	0,582	24	**
D	Frequentie bodemverstorende visserij	0,565	0,597	24	*
E	Herstel	0,331	0,523	23	***
F	Karakteristieke soorten	0,501	0,615	5	ns
G	Structuur voedselweb	0,339	0,554	15	**
H	Habitat diversiteit	0,198	0,427	3	na
I	Biologische activiteit toplaag zeebodem	0,323	0,549	9	*


General quality
Boxcore
Dredge
Boxcore + dredge
'BIOMON samples 2015'
'WOT samples 2015'
Poly. (1995-2012 boxcore)
Poly. (2004-2014 dredge)
Poly. (2004-2010 + 2012 boxcore + dredge)
y = 5E-05x4 - 0,4116x3 + 1237,7x2 - 2E+06x + 8E+08
R² = 0,4568
y = -0,0004x2 + 1,5555x - 1568,9
R² = 0,3146
y = -0,0009x3 + 5,3807x2 - 10802x + 7E+06
R² = 0,809
BISI
1,000
0,800
0,600
0,400
0,200
0,000
1985
1990
1995
2000
2005
2010
2015
2020


Type of disturbance
Seafloor disturbance
Ecological disturbance
Poly. (1995-2012 boxcore)
Poly. (1995-2012 boxcore)
y = 6E-05x4 - 0,5202x3 + 1564,4x2 - 2E+06x + 1E+09
R² = 0,4431
y = -0,0003x3 + 1,5297x2 - 3064,2x + 2E+06
R² = 0,4097
BISI
1,000
0,800
0,600
0,400
0,200
0,000
1985
1990
1995
2000
2005
2010
2015
2020

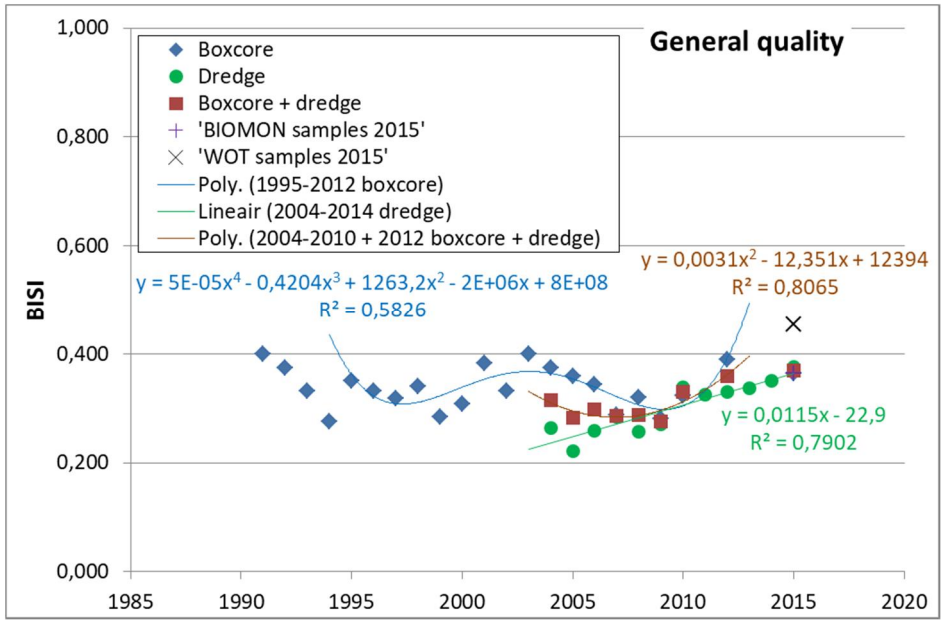


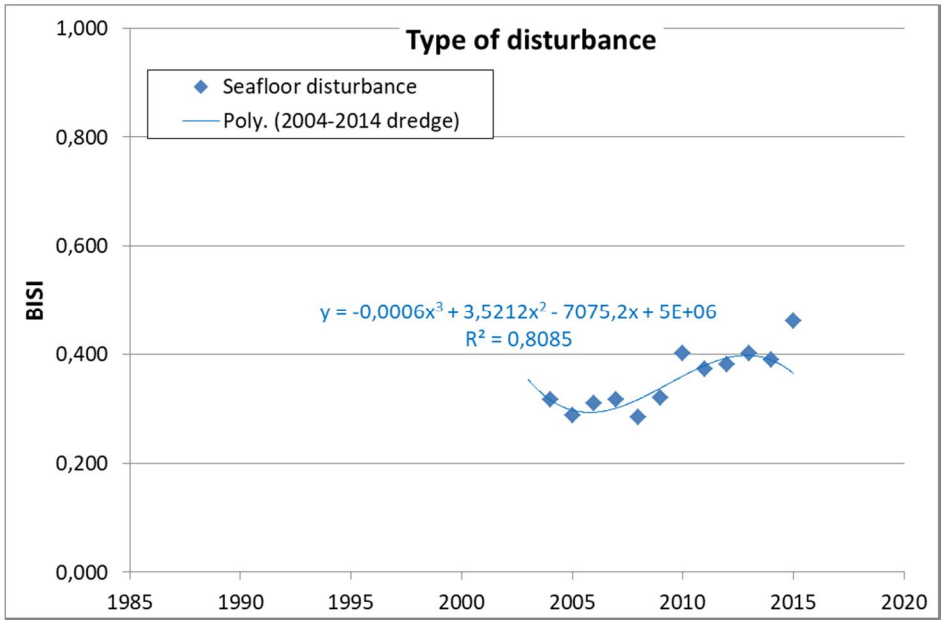
Figuur 1.2.4. Recent historische ontwikkelingen in de algemene kwaliteitstoestand en specifieke evaluaties van de kwaliteitstoestand voor het ondiepe tot matig diepe zandige ecotoop op basis van de BISI. B) Algemene kwaliteitsbeoordeling op basis van alle voor het ondiepe tot matig diepe zandige ecotoop geselecteerde bij de bemonsteringsmethodiek passende indicatorsoorten. C) Indicatie van het belang van bodemverstorende activiteiten en ecologische verstoring. D) Ontwikkeling indicatorsoortengemeenschap indicatief voor intensiteit bodemverstorende visserij (grote soorten), indicatief voor frequentie bodemverstorende visserij (langlevende soorten), of indicatief voor eerste fase herstel (soorten met frequente rekrutering). E) Ontwikkeling van de eventuele ecologische impact op basis van belangrijke soorten voor hogere trofische niveaus, en soorten van belang voor biologische activatie van de toplaag van de zeebodem. Enkel trends op basis van vergelijkbare representatieve monitoring zijn weergegeven.

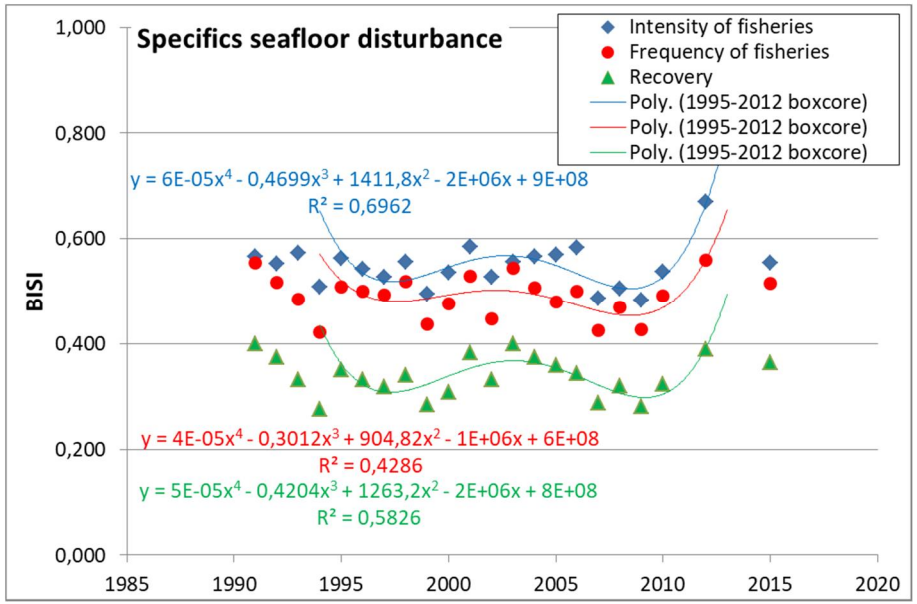
1.2.5. Ondiep tot matig diep grof sediment (Circalittoral coarse sediment)

Tabel 1.2.5. Resultaten algemene en specifieke kwaliteitsevaluaties voor het ondiepe tot matig diepe grof sediment ecotoop in 2015 (T0) op basis van de BISI. BISI-scores ± standaard deviatie met aanduiding van het aantal indicatorsoorten (S) in de evaluatie en de significatie van de resultaten (verschil ten opzichte van de interne referentie met BISI = 1). Aanname dat voor een betrouwbare evaluatie, S ten minste 5 dient te zijn; * p≤0,05; ** p≤0,01; *** p≤0,001; ns = niet significant; na = niet voldoende betrouwbaar.

Evaluatie		**BISI**	**± Stdev**	**S**	**Sign**
General	Algemene kwaliteit	0,370	0,481	14	**
A	Verstoring zeebodem	0,426	0,474	9	*
B	Ecologische verstoring	0,401	0,566	6	ns
C	Intensiteit bodemverstorende visserij	0,477	0,459	14	**
D	Frequentie bodemverstorende visserij	0,471	0,466	14	**
E	Herstel	0,406	0,502	14	**
F	Karakteristieke soorten	0,484	0,422	4	na
G	Structuur voedselweb	0,377	0,503	7	*
H	Habitat diversiteit	na	na	0	na
I	Biologische activiteit toplaag zeebodem	0,418	0,561	4	na


General quality
Boxcore
Dredge
Boxcore + dredge
'BIOMON samples 2015'
'WOT samples 2015'
Poly. (1995-2012 boxcore)
Lineair (2004-2014 dredge)
Poly. (2004-2010 + 2012 boxcore + dredge)
y = 5E-05x⁴ - 0,4204x³ + 1263,2x² - 2E+06x + 8E+08
R² = 0,5826
y = 0,0031x² - 12,351x + 12394
R² = 0,8065
y = 0,0115x - 22,9
R² = 0,7902
BISI
1,000
0,800
0,600
0,400
0,200
0,000
1985
1990
1995
2000
2005
2010
2015
2020


Type of disturbance
Seafloor disturbance
Poly. (2004-2014 dredge)
y = -0,0006x³ + 3,5212x² - 7075,2x + 5E+06
R² = 0,8085
BISI
1,000
0,800
0,600
0,400
0,200
0,000
1985
1990
1995
2000
2005
2010
2015
2020

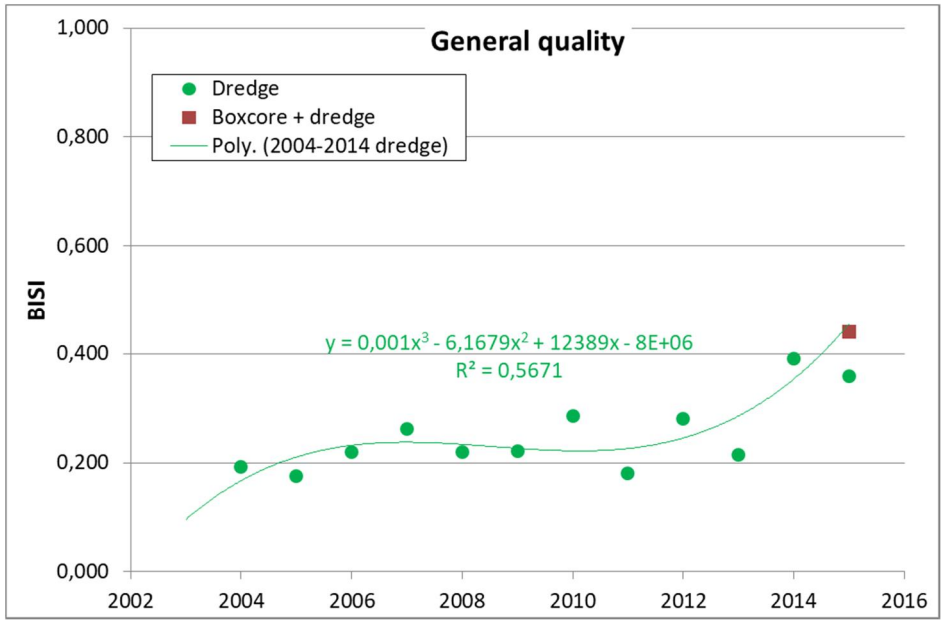


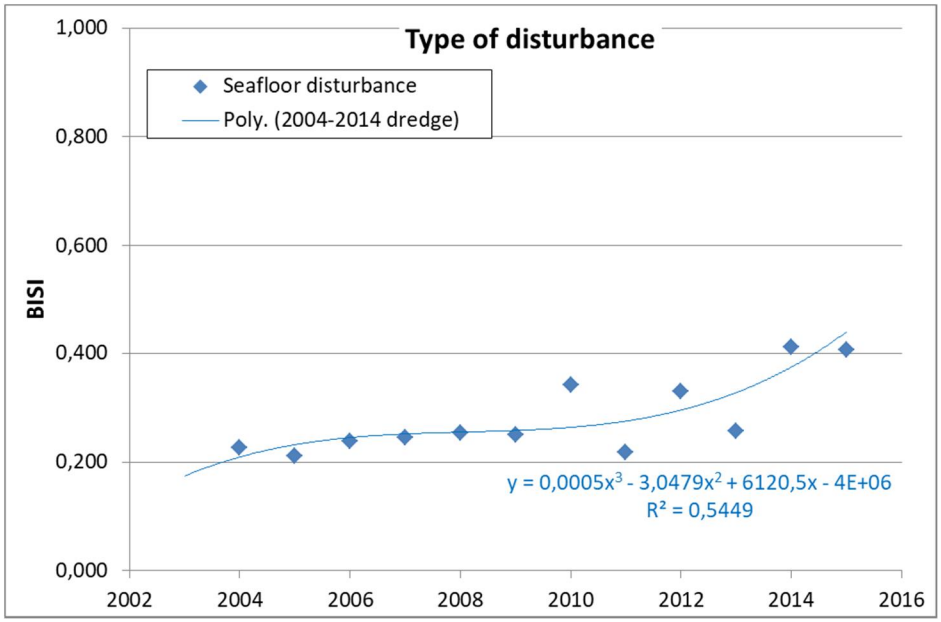
Figuur 1.2.5. Recent historische ontwikkelingen in de algemene kwaliteitstoestand en specifieke evaluaties van de kwaliteitstoestand voor het ondiepe tot matig diepe grof sediment ecotoop op basis van de BISI. A) Algemene kwaliteitsbeoordeling op basis van alle voor het ondiepe tot matig diepe grove sediment ecotoop geselecteerde bij de bemonsteringsmethodiek passende indicatorsoorten. B) Indicatie van het belang van bodemverstorende activiteiten. C) Ontwikkeling indicatorsoortengemeenschap indicatief voor intensiteit bodemverstorende visserij (grote soorten), indicatief voor frequentie bodemverstorende visserij (langlevende soorten), of indicatief voor eerste fase herstel (soorten met frequente rekrutering). Enkel trends op basis van vergelijkbare representatieve monitoring zijn weergegeven.

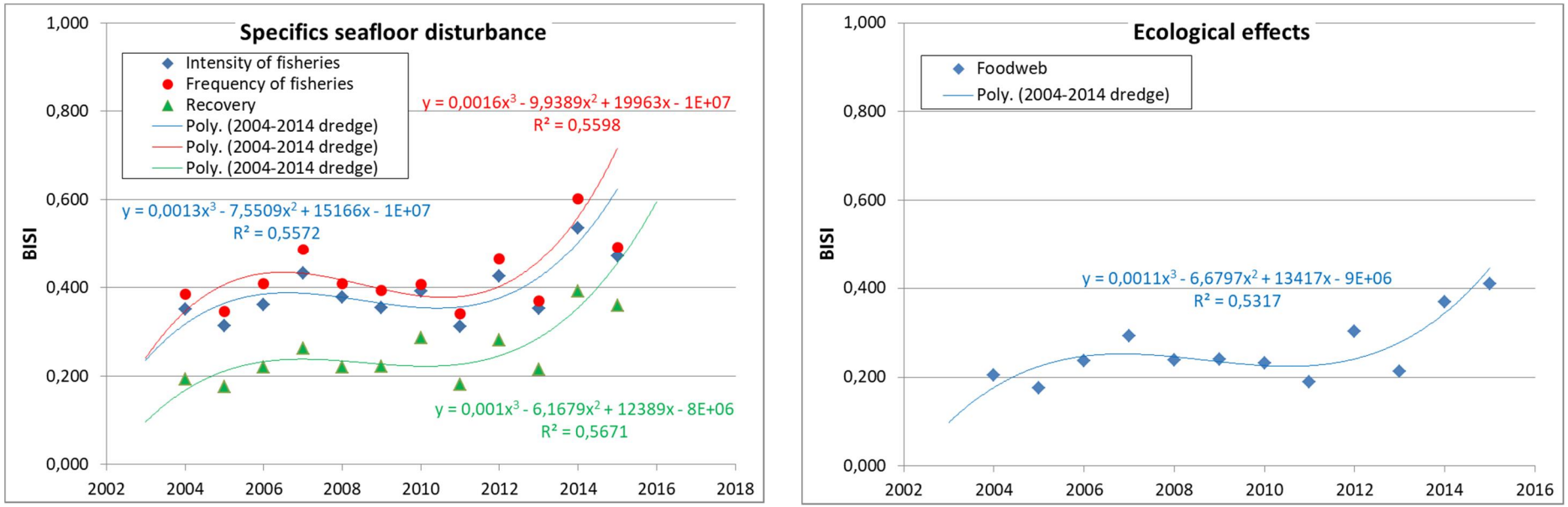
1.2.6. Ondiep tot matig diep slibrijk (Circalittoral mud)

Tabel 1.2.6. Resultaten algemene en specifieke kwaliteitsevaluaties voor het ondiepe tot matig diepe slibrijke ecotoop in 2015 (T0) op basis van de BISI. BISI-scores ± standaard deviatie met aanduiding van het aantal indicatorsoorten (S) in de evaluatie en de significatie van de resultaten (verschil ten opzichte van de interne referentie met BISI = 1). Aanname dat voor een betrouwbare evaluatie, S ten minste 5 dient te zijn; * p≤0,05; ** p≤0,01; *** p≤0,001; ns = niet significant; na = niet voldoende betrouwbaar.

Evaluatie		**BISI**	**± Stdev**	**S**	**Sign**
General	Algemene kwaliteit	0,441	0,544	12	*
A	Verstoring zeebodem	0,488	0,572	7	ns
B	Ecologische verstoring	0,533	0,582	5	ns
C	Intensiteit bodemverstorende visserij	0,602	0,503	12	ns
D	Frequentie bodemverstorende visserij	0,619	0,489	12	ns
E	Herstel	0,441	0,544	12	*
F	Karakteristieke soorten	0,509	0,540	4	na
G	Structuur voedselweb	0,471	0,606	9	ns
H	Habitat diversiteit	0,728	0,708	2	na
I	Biologische activiteit toplaag zeebodem	0,482	0,547	6	ns


General quality
Dredge
Boxcore + dredge
Poly. (2004-2014 dredge)
y = 0,001x³ - 6,1679x² + 12389x - 8E+06
R² = 0,5671
BISI
1,000
0,800
0,600
0,400
0,200
0,000
2002
2004
2006
2008
2010
2012
2014
2016


Type of disturbance
Seafloor disturbance
Poly. (2004-2014 dredge)
y = 0,0005x³ - 3,0479x² + 6120,5x - 4E+06
R² = 0,5449
BISI
1,000
0,800
0,600
0,400
0,200
0,000
2002
2004
2006
2008
2010
2012
2014
2016



Figuur 1.2.6. Recent historische ontwikkelingen in de algemene kwaliteitstoestand en specifieke evaluaties van de kwaliteitstoestand voor het ondiepe tot matig diepe slibrijke ecotoop op basis van de BISI. A) Algemene kwaliteitsbeoordeling op basis van alle voor het ondiepe tot matig diepe slibrijke ecotoop geselecteerde bij de bemonsteringsmethodiek passende indicatorsoorten. B) Indicatie van het belang van bodemverstorende activiteiten. C) Ontwikkeling indicatorsoortengemeenschap indicatief voor intensiteit bodemverstorende visserij (grote soorten), indicatief voor frequentie bodemverstorende visserij (langlevende soorten), of indicatief voor eerste fase herstel (soorten met frequente rekrutering). D) Ontwikkeling van de eventuele ecologische impact op basis van belangrijke soorten voor hogere trofische niveaus. Enkel trends op basis van vergelijkbare representatieve monitoring zijn weergegeven.

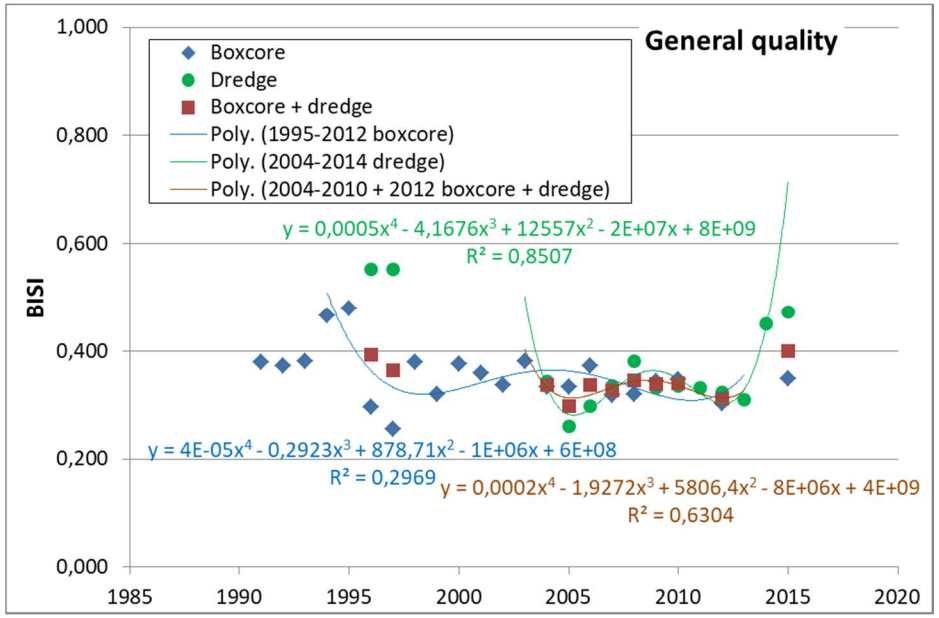
1.3. Kwaliteitstoestand HR habitats op NCP niveau

1.3.1. H1110 (Permanent overstroomde zandbanken)

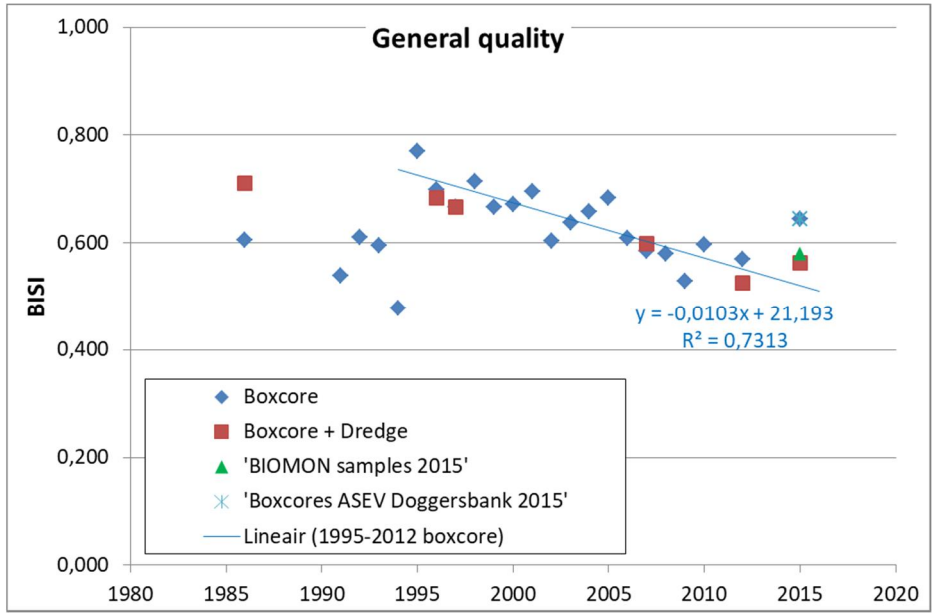
Tabel 1.3.1a. Resultaten algemene en specifieke kwaliteitsevaluaties voor het Habitatrichtlijn habitat-type permanent overstroomde zandbanken van de kustzone van de Nederlandse Noordzee (H1110b) en b. permanent overstroomde zandbanken van de Doggersbank (H1110c) in 2015 (T0) op basis van de BISI. BISI-scores ± standaard deviatie met aanduiding van het aantal indicatorsoorten (S) in de evaluatie en de significatie van de resultaten (verschil ten opzichte van de interne referentie met BISI = 1). Aanname dat voor een betrouwbare evaluatie, S ten minste 5 dient te zijn; * p≤0,05; ** p≤0,01; *** p≤0,001; ns = niet significant; na = niet voldoende betrouwbaar.

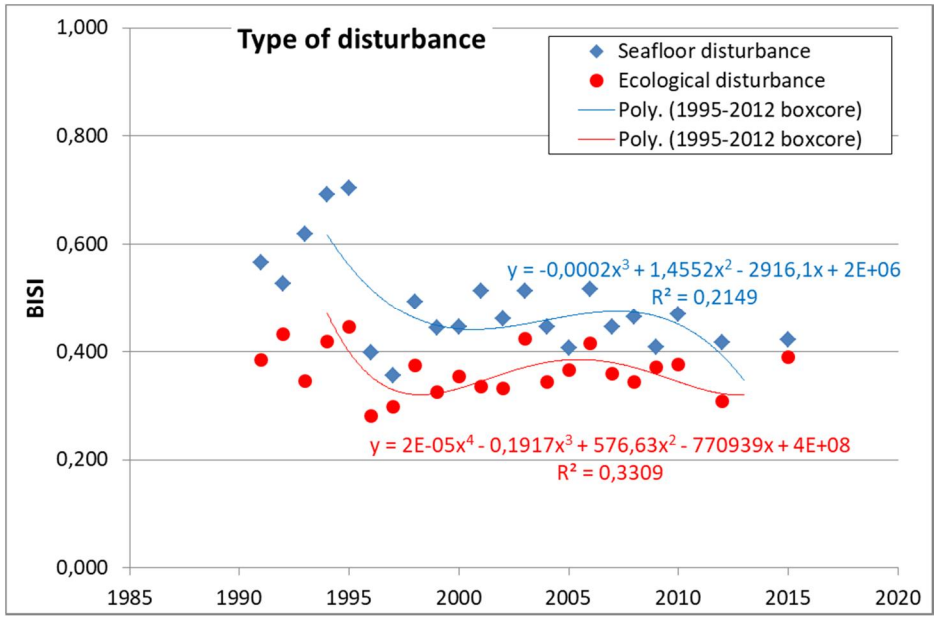
a.	**Evaluatie H1110b**	**BISI**	**± Stdev**	**S**	**Sign**
General	Algemene kwaliteit	0,400	0,622	22	**
A	Verstoring zeebodem	0,479	0,604	13	*
B	Ecologische verstoring	0,379	0,550	9	*
C	Intensiteit bodemverstorende visserij	0,605	0,653	22	ns
D	Frequentie bodemverstorende visserij	0,646	0,677	22	ns
E	Herstel	0,421	0,669	21	**
F	Karakteristieke soorten	0,531	0,836	5	ns
G	Structuur voedselweb	0,406	0,665	14	*
H	Habitat diversiteit	0,248	0,439	2	na
I	Biologische activiteit toplaag zeebodem	0,340	0,562	8	*
J	HR typische soorten	0,378	0,576	20	**
b.	**Evaluatie H1110c**	**BISI**	**± Stdev**	**S**	**Sign**
General	Algemene kwaliteit	0,570	0,463	34	***
A	Verstoring zeebodem	0,569	0,382	19	**
B	Ecologische verstoring	0,581	0,444	14	*
C	Intensiteit bodemverstorende visserij	0,635	0,391	29	***
D	Frequentie bodemverstorende visserij	0,659	0,431	30	**
E	Herstel	0,719	0,567	29	ns
F	Karakteristieke soorten	0,610	0,531	14	ns
G	Structuur voedselweb	0,589	0,488	14	*
H	Habitat diversiteit	0,436	0,237	2	na
I	Biologische activiteit toplaag zeebodem	0,655	0,562	8	ns
J	HR typische soorten	0,575	0,502	29	**

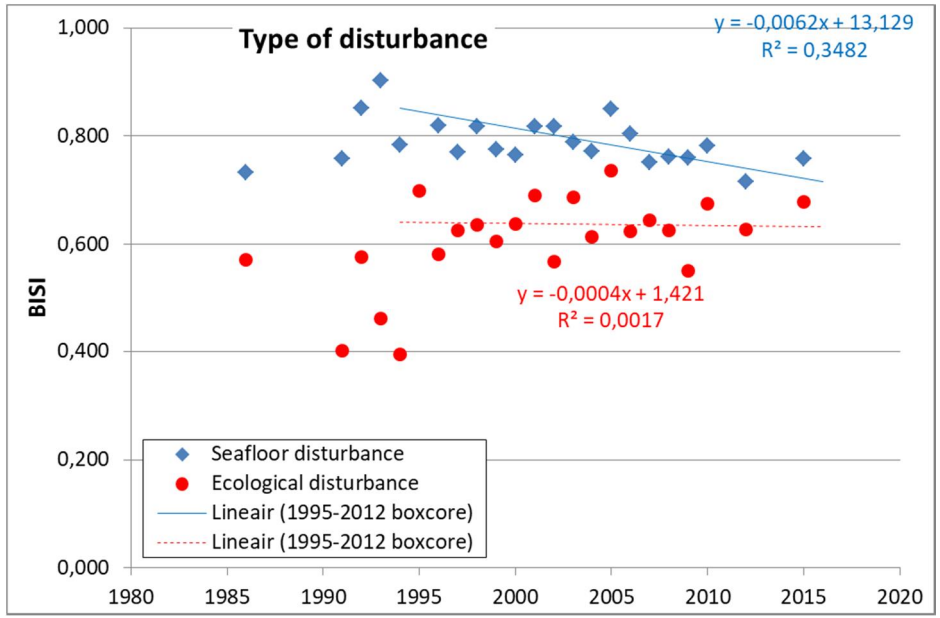
H1110b:

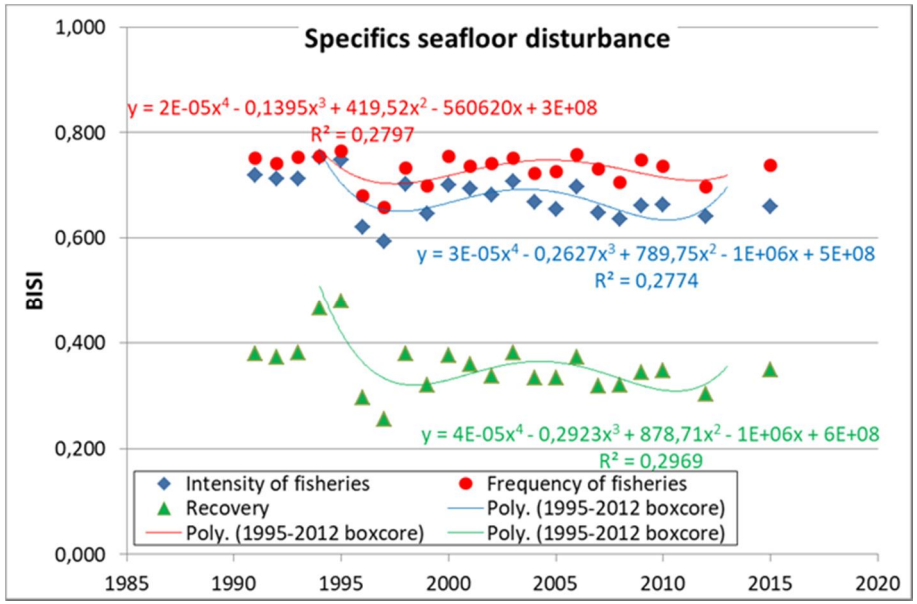


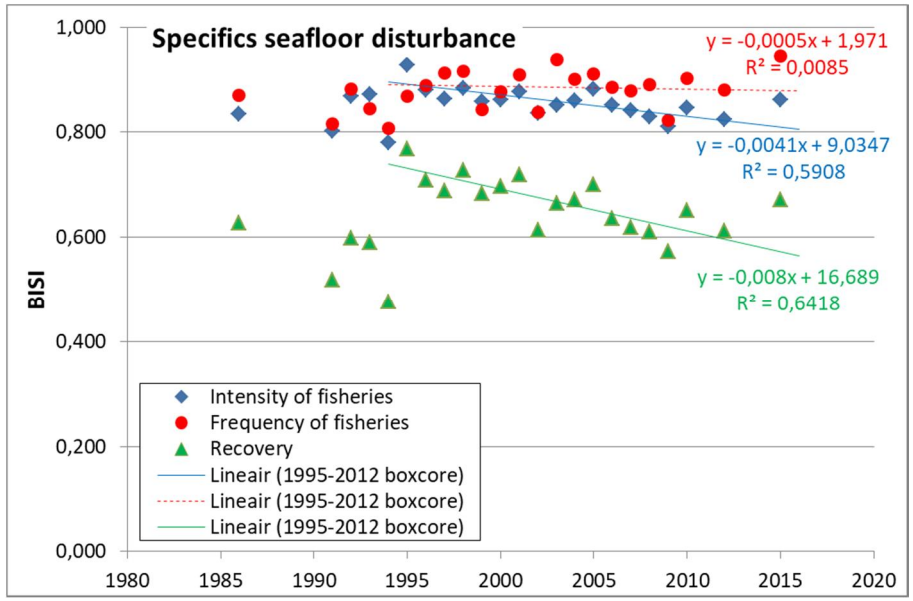
H1110c:

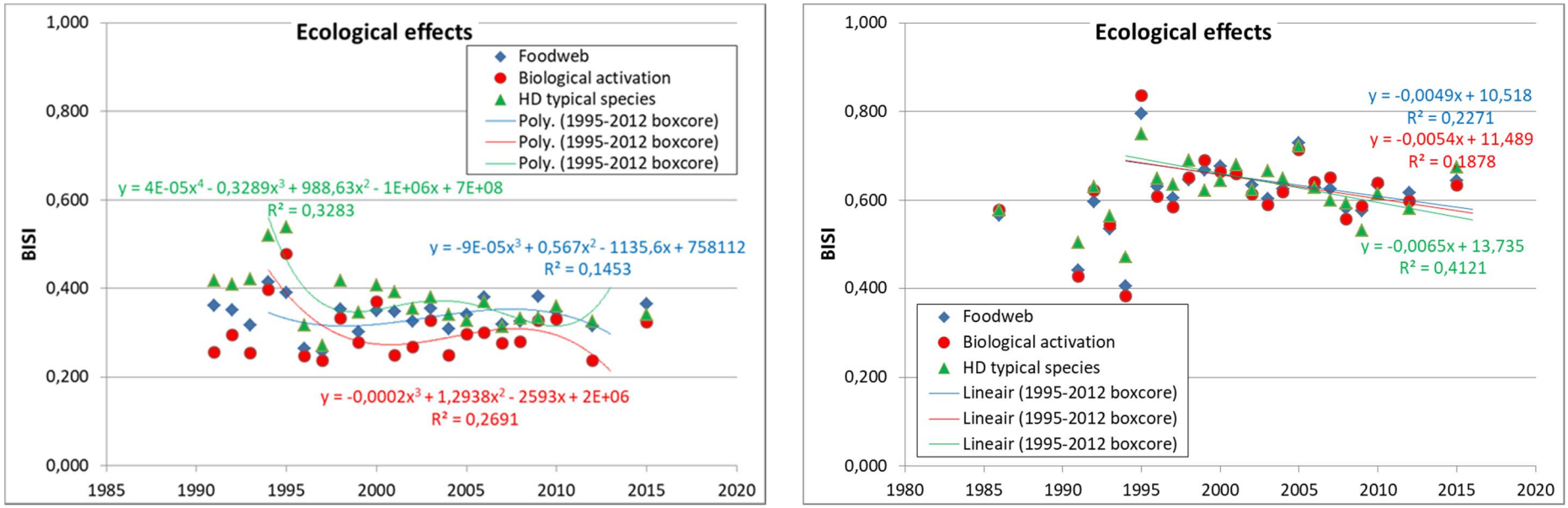



Type of disturbance
Seafloor disturbance
Ecological disturbance
Poly. (1995-2012 boxcore)
Poly. (1995-2012 boxcore)
y = -0,0002x³ + 1,4552x² - 2916,1x + 2E+06
R² = 0,2149
y = 2E-05x⁴ - 0,1917x³ + 576,63x² - 770939x + 4E+08
R² = 0,3309
BISI
1,000
0,800
0,600
0,400
0,200
0,000
1985
1990
1995
2000
2005
2010
2015
2020


Type of disturbance
y = -0,0062x + 13,129
R² = 0,3482
y = -0,0004x + 1,421
R² = 0,0017
Seafloor disturbance
Ecological disturbance
Lineair (1995-2012 boxcore)
Lineair (1995-2012 boxcore)
BISI
1,000
0,800
0,600
0,400
0,200
0,000
1980
1985
1990
1995
2000
2005
2010
2015
2020


Specifics seafloor disturbance
y = 2E-05x⁴ - 0,1395x³ + 419,52x² - 560620x + 3E+08
R² = 0,2797
y = 3E-05x⁴ - 0,2627x³ + 789,75x² - 1E+06x + 5E+08
R² = 0,2774
y = 4E-05x⁴ - 0,2923x³ + 878,71x² - 1E+06x + 6E+08
R² = 0,2969
BISI
1,000
0,800
0,600
0,400
0,200
0,000
1985
1990
1995
2000
2005
2010
2015
2020
Intensity of fisheries
Frequency of fisheries
Recovery
Poly. (1995-2012 boxcore)
Poly. (1995-2012 boxcore)
Poly. (1995-2012 boxcore)

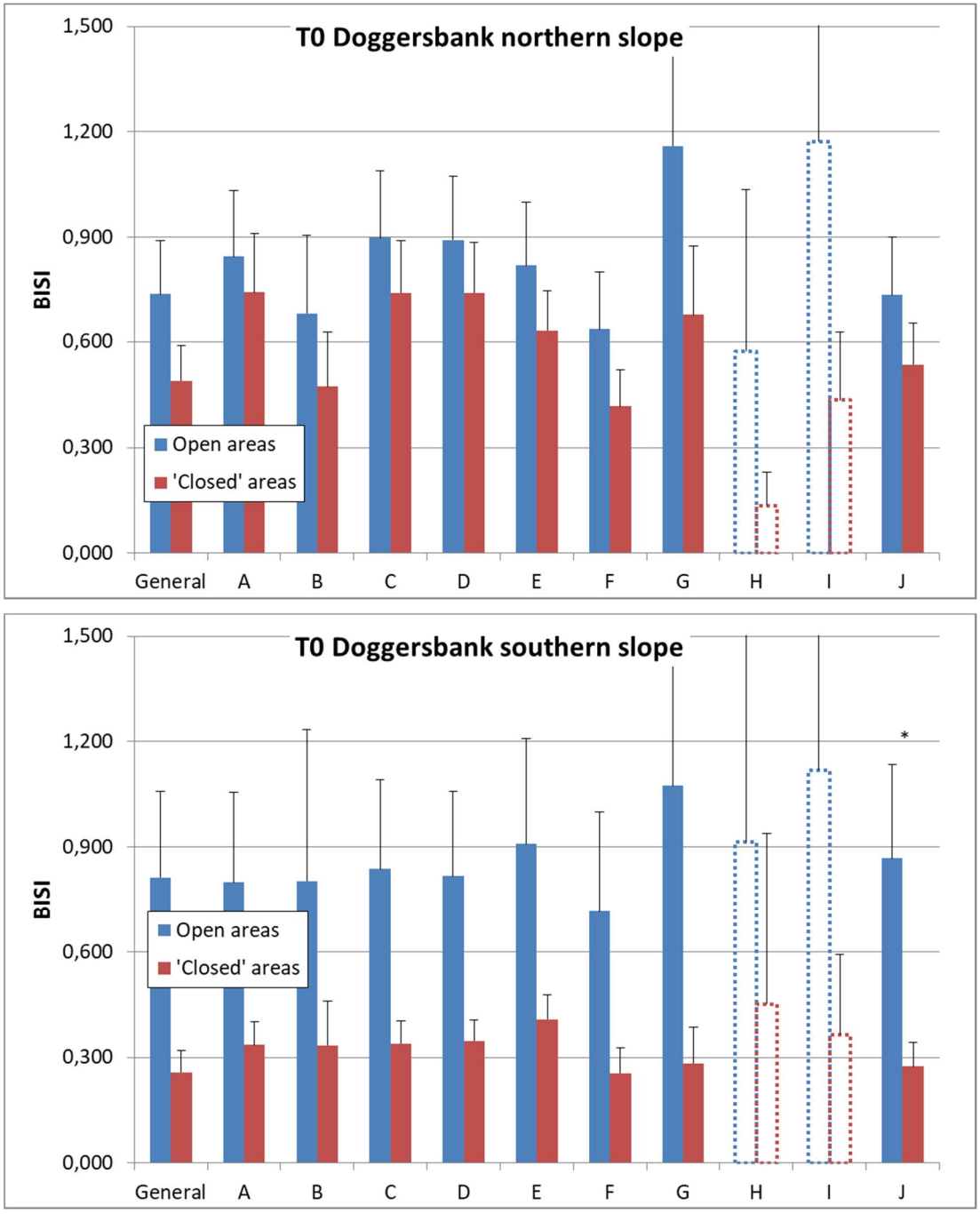

Specifics seafloor disturbance
y = -0,0005x + 1,971
R² = 0,0085
y = -0,0041x + 9,0347
R² = 0,5908
y = -0,008x + 16,689
R² = 0,6418
BISI
1,000
0,800
0,600
0,400
0,200
0,000
1980
1985
1990
1995
2000
2005
2010
2015
2020
Intensity of fisheries
Frequency of fisheries
Recovery
Lineair (1995-2012 boxcore)
Lineair (1995-2012 boxcore)
Lineair (1995-2012 boxcore)



Figuur 1.3.1. Recent historische ontwikkelingen in de algemene kwaliteitstoestand en specifieke evaluaties van de kwaliteitstoestand voor het Habitatrichtlijn habitattype permanent overstroomde zandbanken op basis van de BISI. A en B) Algemene kwaliteitsbeoordeling op basis van alle voor de bij de bemonsteringsmethodiek passende indicatorsoorten met betrekking tot respectievelijk H1110b en H1110c. C en D) Indicatie van het belang van bodemverstorende activiteiten en ecologische verstoring. E en F) Ontwikkeling indicatorsoortengemeenschap indicatief voor intensiteit bodemverstorende visserij (grote soorten), indicatief voor frequentie bodemverstorende visserij (langlevende soorten), of indicatief voor eerste fase herstel (soorten met frequente rekrutering). G en H) Ontwikkeling van de eventuele ecologische impact op basis van belangrijke soorten voor hogere trofische niveaus, soorten van belang voor biologische activatie van de toplaag van de zeebodem en specifiek de set aan typische soorten van de habitatrichtlijn. Enkel trends op basis van vergelijkbare representatieve monitoring zijn weergegeven. Trends met een beperkt verklarend vermogen zijn weergegeven met een stippellijn.

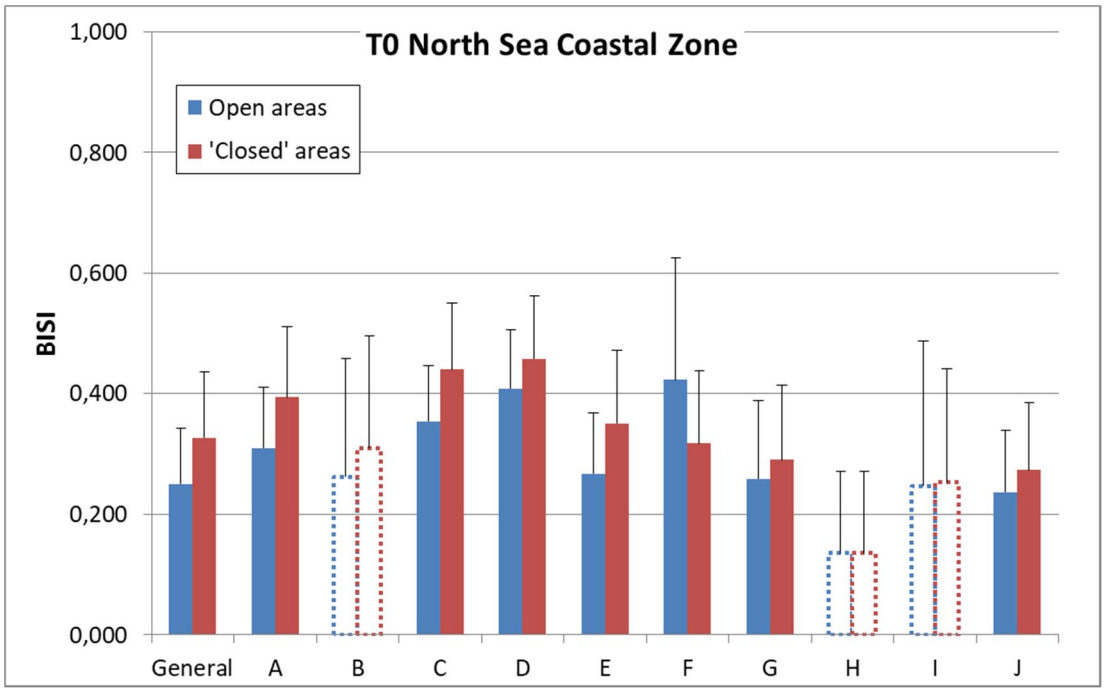
1.4. Kwaliteitstoestand ógeslotenôgebieden

1.4.1 T0 gesloten gebieden Doggersbank



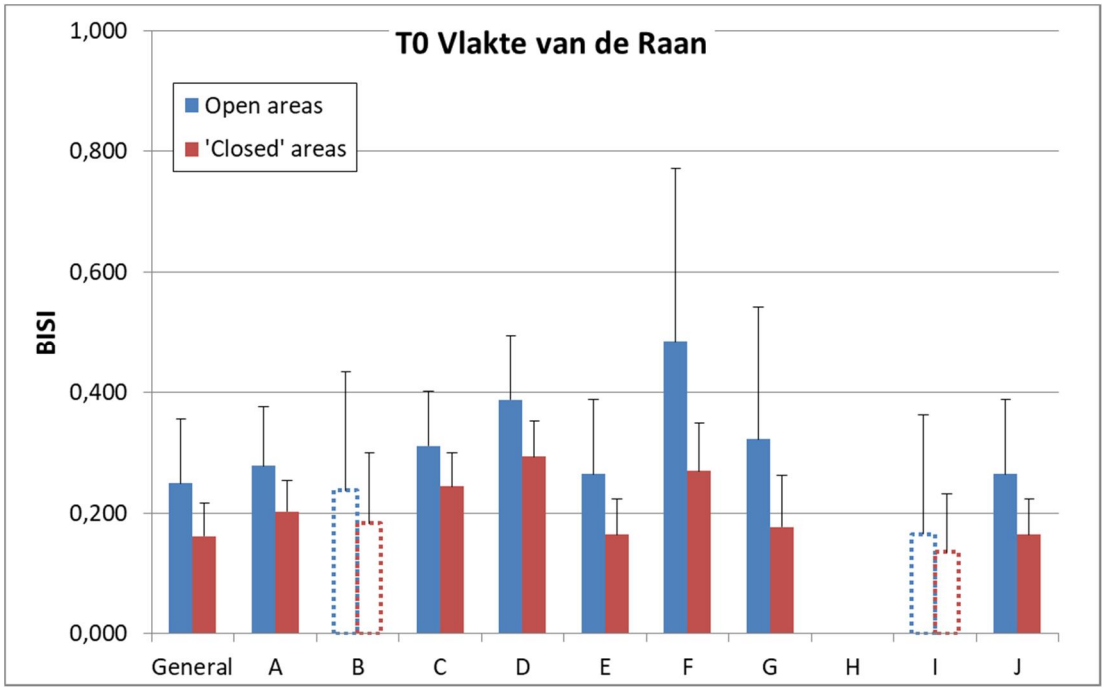
Figuur 1.4.1. Resultaten (BISI-scores ± standaard fout) vergelijking algemene en specifieke kwaliteitsevaluaties tussen open en 'gesloten' gebieden voor de T0 toestand op basis van specifieke schaafbemonstering voor a) de noordelijke helling en b) de zuidelijke helling van de Doggersbank. General: Algemene kwaliteit; A Verstoring zeebodem; B Ecologische verstoring; C Intensiteit bodemverstorende visserij; D Frequentie bodemverstorende visserij; E Herstel; F Karakteristieke soorten; G Structuur voedselweb; H Habitat diversiteit; I Biologische activiteit toplaag zeebodem; J Typische soorten Habitatrichtlijn. * Scores open en 'gesloten' gebieden significant verschillend met p≤0,05 (overigen niet significant verschillend). Gestippelde balken op basis van onvoldoende indicatorsoorten (S<5).

1.4.2 T0 gesloten gebieden Noordzeekustzone



Figuur 1.4.2. Resultaten (BISI-scores ± standaard fout) vergelijking algemene en specifieke kwaliteitsevaluaties tussen open en 'gesloten' gebieden voor de T0 toestand op basis van de specifieke schaafbemonstering zoals uitgevoerd in 2015. General: Algemene kwaliteit; A Verstoring zeebodem; B Ecologische verstoring; C Intensiteit bodemverstorende visserij; D Frequentie bodemverstorende visserij; E Herstel; F Karakteristieke soorten; G Structuur voedselweb; H Habitat diversiteit; I Biologische activiteit toplaag zeebodem; J Typische soorten Habitatrichtlijn. Scores per evaluatie binnen – en buiten gesloten gebieden verschillen niet significant. Gestippelde balken op basis van onvoldoende indicatorsoorten (S<5).

1.4.3 T0 gesloten gebieden Vlakte van de Raan



Figuur 1.4.3. Resultaten (BISI-scores ± standaard fout) vergelijking algemene en specifieke kwaliteitsevaluaties tussen open en 'gesloten' gebieden voor de T0 toestand op basis van de specifieke schaafbemonstering zoals uitgevoerd in 2015. General: Algemene kwaliteit; A Verstoring zeebodem; B Ecologische verstoring; C Intensiteit bodemverstorende visserij; D Frequentie bodemverstorende visserij; E Herstel; F Karakteristieke soorten; G Structuur voedselweb; H Habitat diversiteit; I Biologische activiteit toplaag zeebodem; J Typische soorten Habitatrichtlijn. Scores per evaluatie binnen – en buiten gesloten gebieden verschillen niet significant. Gestippelde balken op basis van onvoldoende indicatorsoorten (S<5).

Appendix 2. Overzicht test gevoeligheid indicatorsoorten van de BISI per ecotoop op basis van resultaten vergelijkingen van recent historische waarnemingen met een oorspronkelijke referentie (situatie 1870-1914).

2.1 Toetsen indicatorsoorten van het Diepe zandige ecotoop

Tabel 2.1. Resultaten test BISI met te verwachten gevoeligheid indicatorsoorten specifiek voor het diepe zandige ecotoop. Per indicatorsoort is aangegeven of er sprake is van een duidelijke afname (++) of een afname (+) in ruimtelijk voorkomen tussen de oorspronkelijke 'onverstoorde' referentie en een inventarisatie in 1986 (Rumohr & Kujawski, 2000) of de jaren 70 (voor een enkele soort de jaren 90 wanneer geen patroon voor jaren 70 weergegeven; De Vooys et al., 2004). Daarnaast zijn eventueel duidelijke toenames (--), toenames (-) of een vergelijkbaar voorkomen (0) aangegeven; 'nieuw' betekent dat de soort niet voorkwam in de oorspronkelijke referentie opname maar wel in de recent historische monitoring; 'onbekend' geeft aan dat geen data beschikbaar zijn (monitoringtechniek veelal niet geschikt voor de genoemde soort). Daarnaast is aangegeven of de indicatorsoorten specifiek indicatief zijn voor verstoring van de zeebodem of ecologische verstoring (1 = zeer indicatief; 0,5 = enigszins indicatief) zoals ook aangeduid voor speciale beoordelingen op basis van de BISI (Wijnhoven & Bos, 2017). Onder aan de tabel wordt naast het totaal aantal indicatorsoorten, het aantal indicatorsoorten specifiek onderzocht in één van de genoemde studies vermeld, alsmede het percentage dat een afname heeft vertoond (aangevuld met de nieuwe soorten), en dezelfde soorten aangevuld met degenen die een wisselend beeld geven in de twee studies. Dit is tevens weergegeven voor de indicatorsoorten specifiek indicatief voor één van de genoemde verstoringen.

Indicator species	Rumohr & Kujawski (2000)	De Vooys et al. (2004)	Indicatief verstoring zeebodem (A)	Indicatief ecologische verstoring (B)
Fabulina fabula	+	onbekend	1	
Arctica islandica	++	+	1	0,5
Bathyporeia elegans	onbekend	onbekend		1
Bathyporeia guilliamsoniana	onbekend	onbekend		1
Corystus cassivelaunus	--	++	1	1
Donax vittatus	onbekend	onbekend	1	
Dosinia lupinus	nieuw	onbekend	1	
Echinocardium cordatum	--	0		1
Echinocyamus pusillus	++	++		1
Ensis ensis	++	++	1	
Ensis siliqua	++	onbekend	1	
Euspira pulchella	nieuw	onbekend	0,5	

Gari fervensis	++	onbekend	1	
Goniada maculata	onbekend	onbekend		
Lanice conchilega	onbekend	onbekend	0,5	1
Liocarcinus holsatus	--	--		
Nephtys cirrosa	onbekend	onbekend	0,5	1
Ophiura albida	--	-	0,5	1
Ophiura ophiura	++	onbekend	0,5	1
Pagurus bernhardus	-	0	0,5	
Psammechinus miliaris	--	+	0,5	1
Spiophanes bombyx	onbekend	onbekend		
Spisula elliptica	nieuw	onbekend	1	
Thia scutellata	onbekend	onbekend	0,5	
Urothoe poseidonis	onbekend	onbekend		
	BISI		A+B	
Totaal aantal indicatorsoorten	25		21	
Soorten met historische informatie	15		15	
Indicatief volgens historisch beeld	10	67%	9	60%
+ mogelijk indicatief	12	80%	11	73%

2.2 Toetsen indicatorsoorten van het Diepe slibrijke ecotoop

Tabel 2.2. Resultaten test BISI met te verwachten gevoeligheid indicatorsoorten specifiek voor het diepe slibrijke ecotoop. Per indicatorsoort is aangegeven of er sprake is van een duidelijke afname (++) of een afname (+) in ruimtelijk voorkomen tussen de oorspronkelijke 'onverstoorde' referentie en een inventarisatie in 1986 (Rumohr & Kujawski, 2000) of de jaren 70 (voor een enkele soort de jaren 90 wanneer geen patroon voor jaren 70 weergegeven; De Vooys et al., 2004). Daarnaast zijn eventueel duidelijke toenames (--), toenames (-) of een vergelijkbaar voorkomen (0) aangegeven; 'nieuw' betekent dat de soort niet voorkwam in de oorspronkelijke referentie opname maar wel in de recent historische monitoring; 'onbekend' geeft aan dat geen data beschikbaar zijn (monitoringtechniek veelal niet geschikt voor de genoemde soort). Daarnaast is aangegeven of de indicatorsoorten specifiek indicatief zijn voor verstoring van de zeebodem of ecologische verstoring (1 = zeer indicatief; 0,5 = enigszins indicatief) zoals ook aangeduid voor speciale beoordelingen op basis van de BISI (Wijnhoven & Bos, 2017). Onder aan de tabel wordt naast het totaal aantal indicatorsoorten, het aantal indicatorsoorten specifiek onderzocht in één van de genoemde studies vermeld, alsmede het percentage dat een afname heeft vertoond (aangevuld met de nieuwe soorten), en dezelfde soorten aangevuld met degenen die een wisselend beeld geven in de twee studies. Dit is tevens weergegeven voor de indicatorsoorten specifiek indicatief voor één van de genoemde verstoringen.

Indicator species	Rumohr & Kujawski (2000)	De Vooys et al. (2004)	Indicatief verstoring zeebodem (A)	Indicatief ecologische verstoring (B)
Acanthocardia echinata	++	onbekend	0,5	1
Amphiura filiformis	++	++	0,5	
Aphrodite aculeata	onbekend	+	1	0,5
Arctica islandica	++	+		
Atherospio guillei	onbekend	onbekend	1	1
Brissopsis lyrifera	--	onbekend	0,5	0,5
Callianassa subterranea	onbekend	onbekend	1	
Chaetoperus variopedatus	onbekend	onbekend	1	
Chamelea striatula	++	++	0,5	
Corbula gibba	++	onbekend	1	1
Corystus cassivelaunus	--	++		
Cylichna cylindracea	++	onbekend	1	
Dosinia lupinus	nieuw	onbekend		1
Echinocardium cordatum	--	0		
Echinocardium flavescens	0	0	1	
Euspira pulchella	nieuw	onbekend	1	
Goneplax rhomboides	onbekend	onbekend	1	
Leptosynapta inhaerens	onbekend	onbekend	0,5	1
Nephtys incisa	onbekend	onbekend	1	
Nucula nitidosa	++	-	0,5	1
Ophiura albida	--	-		
Oxydromus flexuosus	onbekend	onbekend		
Podarkeopsis helgolandica / P. capensis	onbekend	onbekend	1	1
Sthenelais limicola	onbekend	onbekend	1	
Terebellides stroemi	onbekend	onbekend	1	1
Thracia convexa	0	onbekend	1	
Turritella communis	0	onbekend	1	
Upogebia deltaura	onbekend	onbekend	1	
Upogebia stellata	onbekend	onbekend		
	BISI		A+B	

Totaal aantal indicatorsoorten	29		23	
Soorten met historische informatie	17		13	
Indicatief volgens historisch beeld	9	53%	8	62%
+ mogelijk indicatief	11	65%	9	69%

2.3 Toetsen indicatorsoorten van het Ondiepe tot matig diepe zandige ecotoop

Tabel 2.3. Resultaten test BISI met te verwachten gevoeligheid indicatorsoorten specifiek voor het ondiepe tot matig diepe zandige ecotoop. Per indicatorsoort is aangegeven of er sprake is van een duidelijke afname (++) of een afname (+) in ruimtelijk voorkomen tussen de oorspronkelijke 'onverstoorde' referentie en een inventarisatie in 1986 (Rumohr & Kujawski, 2000) of de jaren 70 (voor een enkele soort de jaren 90 wanneer geen patroon voor jaren 70 weergegeven; De Vooys et al., 2004). Daarnaast zijn eventueel duidelijke toenames (--), toenames (-) of een vergelijkbaar voorkomen (0) aangegeven; 'nieuw' betekent dat de soort niet voorkwam in de oorspronkelijke referentie opname maar wel in de recent historische monitoring; 'onbekend' geeft aan dat geen data beschikbaar zijn (monitoringtechniek veelal niet geschikt voor de genoemde soort). Daarnaast is aangegeven of de indicatorsoorten specifiek indicatief zijn voor verstoring van de zeebodem of ecologische verstoring (1 = zeer indicatief; 0,5 = enigszins indicatief) zoals ook aangeduid voor speciale beoordelingen op basis van de BISI (Wijnhoven & Bos, 2017). Onder aan de tabel wordt naast het totaal aantal indicatorsoorten, het aantal indicatorsoorten specifiek onderzocht in één van de genoemde studies vermeld, alsmede het percentage dat een afname heeft vertoond (aangevuld met de nieuwe soorten), en dezelfde soorten aangevuld met degenen die een wisselend beeld geven in de twee studies. Dit is tevens weergegeven voor de indicatorsoorten specifiek indicatief voor één van de genoemde verstoringen.

Indicator species	Rumohr & Kujawski (2000)	De Vooys et al. (2004)	Indicatief verstoring zeebodem (A)	Indicatief ecologische verstoring (B)
Abra alba	nieuw	onbekend	1	1
Fabulina fabula	+	onbekend	1	
Bathyporeia elegans	onbekend	onbekend		1
Buccinum undatum	--	++	1	1
Chamelea striatula	++	++	1	
Corystes cassivelaunus	--	++	1	1
Donax vittatus	onbekend	onbekend	1	
Echinocardium cordatum	--	0		1
Euspira pulchella	nieuw	onbekend		
Lanice conchilega	onbekend	onbekend	0,5	1
Liocarcinus holsatus	--	--		

Lutraria lutraria	onbekend	onbekend	0,5	
Mactra stultorum	0	onbekend	1	
Magelona johnstoni + M. filiformis	onbekend	onbekend		
Mytilus edulis	onbekend	onbekend	0,5	
Nephtys cirrosa	onbekend	onbekend	1	1
Ophiura ophiura	++	onbekend	0,5	1
Owenia fusiformis	onbekend	onbekend		1
Pagurus bernhardus	0	0	0,5	
Pontocrates altamarinus	onbekend	onbekend	0,5	
Sigalion mathildae	onbekend	onbekend	0,5	
Spiophanes bombyx	onbekend	onbekend		
Spisula subtruncata	nieuw	onbekend	1	
Urothoe poseidonis	onbekend	onbekend		
	BISI		A+B	
Totaal aantal indicatorsoorten	24		19	
Soorten met historische informatie	12		10	
Indicatief volgens historisch beeld	6	50%	5	50%
+ mogelijk indicatief	8	67%	7	70%

2.4 Toetsen indicatorsoorten van het Ondiepe tot matig diepe grof sediment ecotoop

Tabel 2.4. Resultaten test BISI met te verwachten gevoeligheid indicatorsoorten specifiek voor het ondiepe tot matig diepe grof sediment ecotoop. Per indicatorsoort is aangegeven of er sprake is van een duidelijke afname (++) of een afname (+) in ruimtelijk voorkomen tussen de oorspronkelijke 'onverstoorde' referentie en een inventarisatie in 1986 (Rumohr & Kujawski, 2000) of de jaren 70 (voor een enkele soort de jaren 90 wanneer geen patroon voor jaren 70 weergegeven; De Vooys et al., 2004). Daarnaast zijn eventueel duidelijke toenames (--), toenames (-) of een vergelijkbaar voorkomen (0) aangegeven; 'nieuw' betekent dat de soort niet voorkwam in de oorspronkelijke referentie opname maar wel in de recent historische monitoring; 'onbekend' geeft aan dat geen data beschikbaar zijn (monitoringtechniek veelal niet geschikt voor de genoemde soort). Daarnaast is aangegeven of de indicatorsoorten specifiek indicatief zijn voor verstoring van de zeebodem of ecologische verstoring (1 = zeer indicatief; 0,5 = enigszins indicatief) zoals ook aangeduid voor speciale beoordelingen op basis van de BISI (Wijnhoven & Bos, 2017). Onder aan de tabel wordt naast het totaal aantal indicatorsoorten, het aantal indicatorsoorten specifiek onderzocht in één van de genoemde studies vermeld, alsmede het percentage dat een afname heeft vertoond (aangevuld met de nieuwe soorten), en dezelfde soorten aangevuld met degenen die een wisselend beeld geven in de twee studies. Dit is tevens weergegeven voor de indicatorsoorten specifiek indicatief voor één

van de genoemde verstoringen.

Indicator species	Rumohr & Kujawski (2000)	De Vooys et al. (2004)	Indicatief verstoring zeebodem (A)	Indicatief ecologische verstoring (B)
Abra alba	nieuw	onbekend	1	1
Alcyonium digitatum	onbekend	++	1	
Angulus fabula	+	onbekend	1	
Bathyporeia guilliamsoniana	onbekend	onbekend		1
Chamelea striatula	++	++	1	
Corystes cassivelaunus	--	++	1	1
Echinocardium cordatum	--	0		1
Echinocyamus pusillus	++	onbekend		1
Euspira pulchella	nieuw	onbekend		
Liocarcinus holsatus	--	onbekend		
Lutraria lutraria	onbekend	onbekend	0,5	
Ophiura ophiura	++	onbekend	1	1
Pagurus bernhardus	0	0	0,5	
Thia scutellata	onbekend	onbekend	0,5	
	BISI		A+B	
Totaal aantal indicatorsoorten	14		12	
Soorten met historische informatie	11		9	
Indicatief volgens historisch beeld	7	64%	6	67%
+ mogelijk indicatief	8	73%	7	78%