

Windenergie op zee 2016 – 2030, inclusief zoekgebieden voor versnelling aanleg

Cumulatieve effecten op zeezoogdieren

Dr. F. Heinis & C.A.F. de Jong

Werkdocument d.d. 4 november 2021



Inhoud

1	Inleiding	3
1.1	Achtergrond en kader	3
1.2	algemene aanpak	4
1.3	Leeswijzer	6
2	Uitgangspunten bepaling effecten van impulsief geluid door aanleg windparken	7
2.1	Overzicht stappen effectbepaling	7
2.2	Bepaling van het brongeluid en de verspreiding ervan	7
2.3	Berekening van effecten door impulsief geluid op bruinvissen en zeehonden	10
2.4	Beoordeling van effecten	15
3	Cumulatieve effecten van aanleg windparken in windenergie(zoek)gebieden 2016 – 2030	16
3.1	Inleiding	16
3.2	Effecten op populaties van zeezoogdieren	16
3.3	Gevolgen voor Natura 2000-gebieden en beschermde soorten	20
3.4	Mitigerende maatregelen en effecten na mitigatie	21
3.5	Grensoverschrijdende effecten	23
4	Onzekerheden en leemten in kennis	25
5	Conclusies	27
6	Referenties	28

BIJLAGEN

Bijlage 1 Advies Ecologische effectnorm zeehonden

Bijlage 2 Modellerings heigeluid

Bijlage 3 Modellerings geofysische surveys

Bijlage 4 Dierverstoringsdagen voor de Nederlandse windenergie(zoek)gebieden

1 Inleiding

1.1 ACHTERGROND EN KADER

Bij het heien van funderingen voor windturbines en transformatorplatforms wordt veel geluid geproduceerd, waardoor zeer hoge geluidsniveaus in de omgeving van de heillocatie kunnen ontstaan. Ook het, voor de aanleg van winparken benodigde geofysische vooronderzoek kan met de productie van veel geluid gepaard gaan. Afhankelijk van de afstand waarop dieren zich van de bron bevinden, kan dit bij zeezoogdieren tot effecten op het gedrag leiden of tot fysiologische effecten, zoals een tijdelijke of permanente verhoging van de gehoordrempel (TTS = *temporary threshold shift* en PTS = *permanent threshold shift*).

In het afgelopen decennium is de kennis over en het inzicht in de mogelijke effecten van heigeluid op de dominant in de Noordzee voorkomende zeezoogdieren (bruinvis, zeehonden) sterk toegenomen. Deze kennis is verwerkt in het in 2015 opgestelde 'Kader Ecologie en Cumulatie' (KEC). Dit toetsingskader bevat o.a. een aanpak voor het bepalen en beoordelen van cumulatieve effecten van het tijdens de aanleg geproduceerde impulsieve onderwatergeluid op belangrijke populaties van zeezoogdieren (KEC 1.0, onderdeel onderwatergeluid: Heinis, de Jong en Werkgroep onderwatergeluid, 2015).

Door het sluiten van het Energieakkoord in 2013 is tot 2023 voorzien in de ontwikkeling van windparken in de windenergiegebieden Borssele, Hollandse Kust (zuid) en Hollandse Kust (noord). De effecten van onderwatergeluid door de constructie van windparken in deze gebieden zijn beoordeeld aan de hand van het KEC 1.0 en de (kleine) update in 2016 (KEC 2.0), waarin ook een ecologische norm voor maximaal toelaatbare effecten op de bruinvispopulatie was opgenomen.

Met de publicatie van de routekaart windenergie op zee 2030 op 27 maart 2018 heeft het kabinet de voorziene uitrol gepresenteerd voor de verdere realisatie van windenergie op zee voor de periode 2024 tot en met 2030. In deze routekaart zijn de planning en keuze voor gebruik van bepaalde aangewezen windenergiegebieden voor de periode tot 2030 opgenomen. De kavelbesluiten voor de ontwikkeling van windenergie op zee in deze gebieden moeten ook worden beoordeeld aan de hand van het toetsingskader Ecologie en Cumulatie (KEC). Hiervoor is het KEC uit 2016 geüpdated, zodat de drie nieuwe windenergiegebieden Hollandse kust (west), Ten noorden van de Waddeneilanden en IJmuiden Ver ook waren meegenomen. Deze update, KEC 3.0, is begin 2019 gepubliceerd (www.noordzeeloket.nl/functies-gebruik/windenergie-zee/ecologie/cumulatie/kader-ecologie/). In dit KEC 3.0 zijn de resultaten van recent onderzoek en de nieuwste inzichten op het gebied van (de effecten van) impulsief onderwatergeluid verwerkt. In het KEC 3.0 zijn ook grenzen gesteld aan de hoeveelheid tijdens de bouw te produceren onderwatergeluid (geluidsnorm) om ervoor te zorgen dat de eerder bepaalde ecologische norm voor bruinvis niet wordt overschreden.

Op basis van recente EU-afspraken is het nodig de doelstelling voor de bijdrage van duurzame energie aan het totaal voor 2030 aan te scherpen (55% i.p.v. 49%). Een deel van de oorspronkelijke planning voor de uitrol 2030 – 2040 van 27 GW extra opgesteld vermogen moet daarom in de tijd naar voren worden gehaald. Om de reductiedoelstelling van 55% in 2030 te halen, is minimaal 10 GW boven op de al geplande en gebouwde windparken nodig, die bij elkaar een vermogen hebben van ongeveer 10 GW. Aanvullend is sprake van een nog niet gepland restant van 0,7 GW, dat nodig is om de 49% reductiedoelstelling te halen. In het 'Programma 'Noordzee 2022 – 2027' wordt daarom ruimte gereserveerd voor 10 GW + 0,7 GW extra aan opgesteld vermogen voor 2030. In een latere, in 2023 voorziene, partiële herziening van het Programma Noordzee 2022 – 2027 zal de aanvullende 17 GW worden opgenomen om zo aan de totale opgave van 27 GW te komen.

Het kabinet moet uiterlijk in oktober 2021 nieuwe winenergiegebieden aanwijzen om extra windparken in de periode tot 2030 te kunnen realiseren. Voor het maken van deze keuze zijn zoekgebieden geselecteerd, waarvan wordt verondersteld dat ontwikkeling binnen deze periode mogelijk is. De gebieden die daarvoor in aanmerking komen, staan in onderstaande Tabel 1-1 tezamen met de windenergiegebieden van het Energieakkoord en de oorspronkelijke Routekaart 2030, waarvan de cumulatieve effecten zijn beoordeeld met respectievelijk het KEC 1.0/2.0 en het KEC 3.0. De ligging van de windenergie(zoe)kgebieden in Tabel 1-1 en overige, nog niet aangewezen zoekgebieden voor de ontwikkeling van windenergie is weergegeven in Figuur 1-1.

De cumulatieve effecten voor de windparken in deze, nieuw aan te wijzen gebieden moeten volgens de KEC-methodiek worden bepaald. Deze wordt momenteel geactualiseerd en zal leiden tot een KEC 4.0 (Heinis/De Jong et al, in prep), dat in het voorjaar van 2022 na een review wordt vastgesteld. In deze actualisatie worden voor wat betreft de cumulatieve effecten van de constructie van de windparken in deze gebieden naast bruinvissen ook gewone zeehonden en grijze zeehonden meegenomen. Voorliggende tussentijdse notie geeft de resultaten weer van de nieuwe berekeningen. Deze vormen het uitgangspunt van de in deze notitie opgenomen beoordeling van de cumulatieve effecten. Op deze manier wordt gebruik gemaakt van de best beschikbare kennis op dit moment.

Tabel 1-1 Windenergie(zoek)gebieden op het NCP, waarvan de aanlegactiviteiten zijn begonnen of mogelijk zullen beginnen in de periode 2016 – 2030.

Windenergiegebied/kavel	Grootte (MW)	Operationeel	Aangewezen / gereserveerd in	Beoordeeld
Borssele III/IV	2 x 366	2019	Energieakkoord	KEC 1.0/2.0
Borssele I/II	2 x 376	2020	Energieakkoord	KEC 1.0/2.0
Borssele V	2 x 9,5	2020	Energieakkoord	KEC 1.0/2.0
Hollandse Kust (zuid) I/II	2 x 385	2021	Energieakkoord	KEC 1.0/2.0
Hollandse Kust (zuid) III/IV	2 x 385	2022	Energieakkoord	KEC 1.0/2.0
Hollandse Kust (noord)	700	2022	Energieakkoord	KEC 1.0/2.0
Hollandse Kust (west) VI/VII	1.400	2024	Routekaart 2030	KEC 3.0
Ten noorden van de Waddeneilanden	700	2026	Routekaart 2030	KEC 3.0
IJmuiden Ver	4.000	2027	Routekaart 2030	KEC 3.0
Hollandse Kust (west) zuidelijk deel	700	2028	Prog.Noordzee	Act. KEC
IJmuiden Ver (noord)	2.000	2028	Prog.Noordzee	Act. KEC
Zoekgebied 5 (oost)	4.000	2029	Prog.Noordzee	Act. KEC
Zoekgebied 2 (noord)	4.000	2030	Prog.Noordzee	Act. KEC
Zoekgebied 1 (zuid)	2.000	2030	Prog.Noordzee	Act. KEC
Zoekgebied 1 (noord)	4.000	2030	Prog.Noordzee	Act. KEC
Nader te bepalen gebieden	Totaal ca. 11 GW	2030 - 2040	Nog niet	KEC x.x

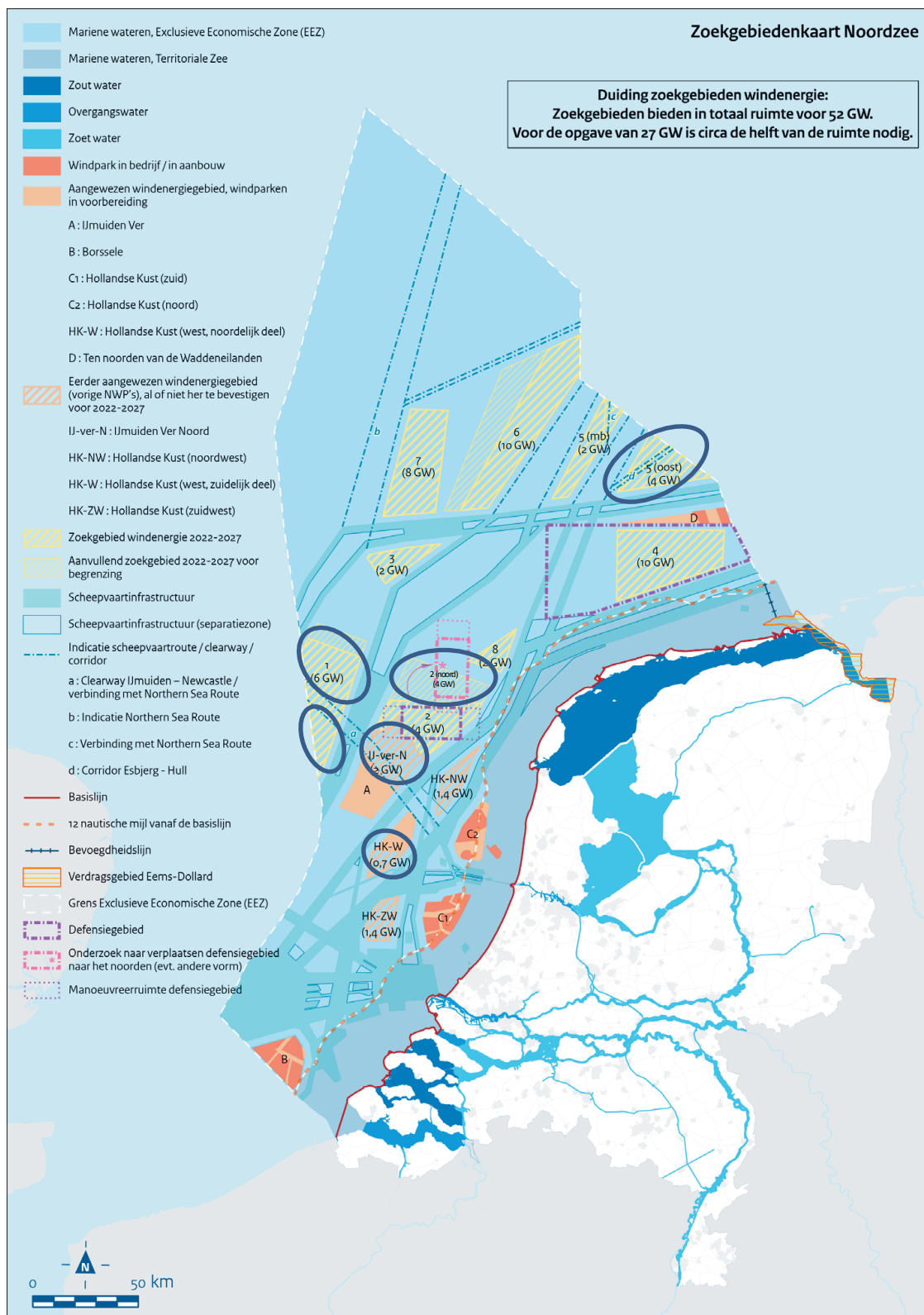
1.2 ALGEMENE AANPAK

In de uitgevoerde berekeningen voor de aanleg van Nederlandse windparken is uitgegaan van de windparken uit het Energieakkoord en de Routekaart 2030¹, plus drie door het Ministerie van Infrastructuur en Milieu aangeleverde rekenvarianten voor mogelijke versnelling van de aanleg in de jaren 2027 t/m 2030. Een overzicht van de windparken en zoekgebieden voor windenergie in de drie varianten is opgenomen in onderstaande Tabel 1-2.

Tabel 1-2 Windparken van het Energieakkoord/Routekaart 2030 en zoekgebieden voor versnelling van de realisatie van windenergie op zee in de periode 2027 – 2030 in drie varianten. Zie Figuur 1-1 voor de ligging van de gerealiseerde en geplande windparken en de zoekgebieden voor de versnelling.

Energieakkoord en routekaart 2030	Rekenvarianten 2027 – 2030		
	I	II	III
Borssele III/IV	Hollandse Kust (west) zuidelijk deel	Hollandse Kust (west) zuidelijk deel	Hollandse Kust (west) zuidelijk deel
Borssele I/II	IJmuiden Ver (noord)	IJmuiden Ver (noord)	IJmuiden Ver (noord)
Borssele V	Zoekgebied 5 (oost)	Zoekgebied 5 (oost)	Zoekgebied 5 (oost)
Hollandse Kust (zuid) I/II	Zoekgebied 2 (noord)	Zoekgebied 2 (noord)	Zoekgebied 2 (noord)
Hollandse Kust (zuid) III/IV		Zoekgebied 1 (zuid)	Zoekgebied 1 (zuid)
Hollandse Kust (noord)			Zoekgebied 1 (noord)
Hollandse Kust (west) VI/VII			
Ten noorden van de Waddeneilanden			
IJmuiden Ver			
10 GW	10,7 GW	12,7 GW	16,7 GW

¹ zie <https://www.rijksoverheid.nl/onderwerpen/duurzame-energie/windenergie-op-zee>



Figuur 1-1 Gerealiseerde windparken en zoekgebieden voor windenergie op het NCP, kaart overgenomen uit 'Ontwerp Programma Noordzee 2022 – 2027' (Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat, maart 2021). Blauwe ovals: zoekgebieden voor de versnelling meteen extra geïnstalleerd vermogen van maximaal ca. 10 GW tot en met 2030 bovenop de 10 GW van het Eenergieakkoord en de Routekaart 2030 (zie Tabel 1-1).

Net als in het KEC 3.0 worden in het de actualisatie van het KEC, naast het heigeluid voor de constructie van windturbines van de in Tabel 1-2 opgenomen windparken, de volgende bronnen van impulsief geluid in beschouwing genomen:

- Geluid dat wordt geproduceerd tijdens de geofysische surveys voorafgaand aan de bouw van de windparken;

- Geluid dat wordt geproduceerd bij de constructie van de transformatorplatforms;
- Heigeluid voor de constructie van windturbines in niet-Nederlandse windparken in de Zuidelijke Noordzee (actualisatie van het internationale scenario tot 2030).

TNO heeft ten behoeve van de actualisatie van het KEC berekeningen uitgevoerd. Daarbij is voor alle in Tabel 1-2 vermelde windenergiegebieden, inclusief de drie rekenvarianten voor de versnelling, een inschatting gemaakt van mogelijke cumulatieve effecten van de aanleg van windparken op de populaties van bruinvissen, gewone zeehonden en grijze zeehonden (Heinis/de Jong et al. in prep).

In voorliggende notitie zijn de resultaten van de uitgevoerde berekeningen nader geïnterpreteerd en zijn de mogelijke effecten op de populaties van bruinvissen en zeehonden beoordeeld. Dat betekent dat is onderzocht in hoeverre (significante) effecten op de, voor bruinvissen en zeehonden natuurlijke kenmerken van Natura 2000-gebieden zijn te verwachten en is getoetst of de gunstige staat van instandhouding van de populaties in het geding is. Deze is voor alle drie de onderzochte soorten in de meest recente Nederlandse EU-rapportage uit 2019 als gunstig beoordeeld, met voor de bruinvis de kanttekening dat het toekomstperspectief onduidelijk is. Recent is ook een update van het Bruinvisbeschermingsplan uit 2011 gepubliceerd (Ministerie van LNV, 2020). Hierin wordt uitgebreid ingegaan op de huidige en toekomstige bedreigingen van bruinvissen op het NCP.

1.3 LEESWIJZER

Op het inleidende hoofdstuk 1 volgt in hoofdstuk 2 een beschrijving van de uitgangspunten voor de berekening van de cumulatieve effecten van de constructie windparken op zee op de populaties van bruinvissen, gewone zeehonden en grijze zeehonden in de periode 2016 – 2030, inclusief een drietal varianten voor aanleg van 10,7 – 16,7 GW aan geïnstalleerd vermogen. Hoofdstuk 3 bevat een beschrijving van de resultaten van de berekeningen die voor de actualisatie van het Kader Ecologie en Cumulatie (KEC) zijn uitgevoerd en laat zien dat onaanvaardbare effecten zijn te vermijden door het treffen van mitigerende maatregelen. In hoofdstuk 4 wordt een overzicht gegeven van de leemten in kennis en onzekerheden. Conclusies zijn opgenomen in hoofdstuk 5 en een lijst met literatuur waaraan is gerefereerd in hoofdstuk 6. Een viertal bijlagen completeert de notitie.

2 Uitgangspunten bepaling effecten van impulsief geluid door aanleg windparken

2.1 OVERZICHT STAPPEN EFFECTBEPALING

De bepaling van mogelijke (cumulatieve) effecten van impulsief onderwatergeluid tijdens de aanleg van windparken op de Noordzee op de populaties van bruinvissen en zeehonden verloopt via een stapsgewijze procedure, de zogenaamde 'redeneerlijn'. Daarbij zijn de volgende, in Figuur 2-1 weergegeven stappen te onderscheiden:

1. Berekenen van een realistische *worst case* in de verspreiding van het geluid als gevolg van een enkele klap voor elk windpark; aan deze berekening ligt informatie over de bronsterkte, lokale omgevingsfactoren (w.o. bathymetrie en bodemsamenstelling) en kennis over de wijze waarop geluid in water propageert ten grondslag; het resultaat van deze stap is een kaart waarin het geluidsveld als gevolg van de geluidsproductie van de geluidsbron is weergegeven;
2. Berekenen van de oppervlakte door impulsief geluid verstoord gebied voor elk windpark; de berekende geluidverspreiding en een drempelwaarde of dosis-effectrelatie voor het optreden van een significante gedragsverandering zijn hiervoor bepalend;
3. Berekenen van het aantal door geluid verstoorde bruinvissen en zeehonden uit de berekende verstoorde oppervlakten vermenigvuldigd met de lokale dichtheid van de dieren per seizoen;
4. Berekenen van het aantal dierverstoringsdagen uit het aantal verstoorde dieren per dag vermenigvuldigd met het aantal verstoringsdagen;
5. Schatten van het mogelijke effect op de populatie met gebruikmaking van het Interim PCoD model;
6. Beoordelen van de geschatte populatieafname en toetsen aan de, door de overheid gestelde ecologische doelstelling voor bruinvissen (Ministerie van EZ & Ministerie van IenM, 2016 a, b) en zeehonden (zie aan Ministerie van LNV uitgebracht advies in Bijlage 1).

2.2 BEPALING VAN HET BRONGELUID EN DE VERSPREIDING ERVAN

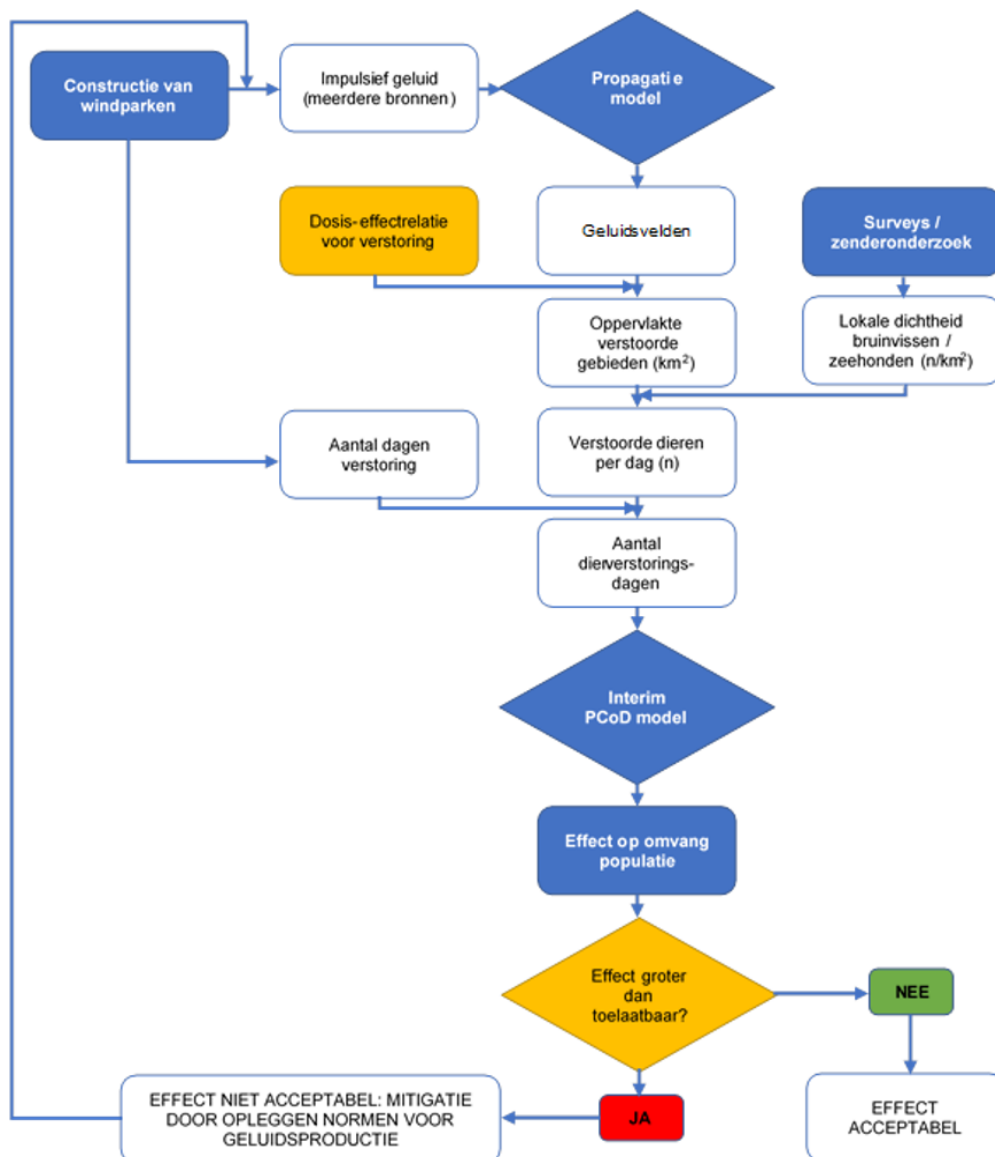
Voor het schatten van de onderwatergeluidniveaus die optreden bij de constructie van windparken volgens de 'routekaart windenergie op zee 2030'² is gebruik gemaakt van het, in het kader van Wozep³ ontwikkelde, Aquarius 4 model (de Jong et al. 2019). Kenmerken van dit model zijn:

- Aquarius 4 is een zogenaamd lijnbronmodel dat de eigenschappen van de hamer en paal direct meeneemt; dit betekent dat het effect van de paaldiameter, de hei-energie en de massa/stijfheden van de paal + hamer direct in het bronmodel worden meegenomen.
- In Aquarius 4 is meegenomen dat bij frequenties onder 250 Hz de absorptie van het sediment niet lineair is; dit is gebaseerd op beschikbare literatuur en de Gemini U8 paal metingen (zie Binnerts et al. 2016);
- Het effect van wind wordt in Aquarius 4 niet meegenomen. Op grond van de validatiestudie (Binnerts e.a. 2016) is geconcludeerd dat het toegepaste model voor verstoring van het wateroppervlak door wind tot een overschatting van het propagatieverlies leidt.

Het gebruik van het Aquarius 4 model leidt tot betrouwbaardere rekenresultaten die beter overeenkomen met de in het veld gemeten breedband geluidsniveaus dan het eerdere, in KEC 1.0/2.0 gebruikte Aquarius 1.0 puntbron-model (zie Intermezzo Validatie Aquarius 4 model en de Jong et al. 2019).

² Kamerstukken II, 2017/18, 33 561, nr. 42.

³ Wozep = Wind op Zee Ecologisch Programma, zie <https://zoek.officielebekendmakingen.nl/kst-33561-26.html> en <https://www.noordzeeloket.nl/functies-gebruik/windenergie/ecologie/wind-zee-ecologisch/>

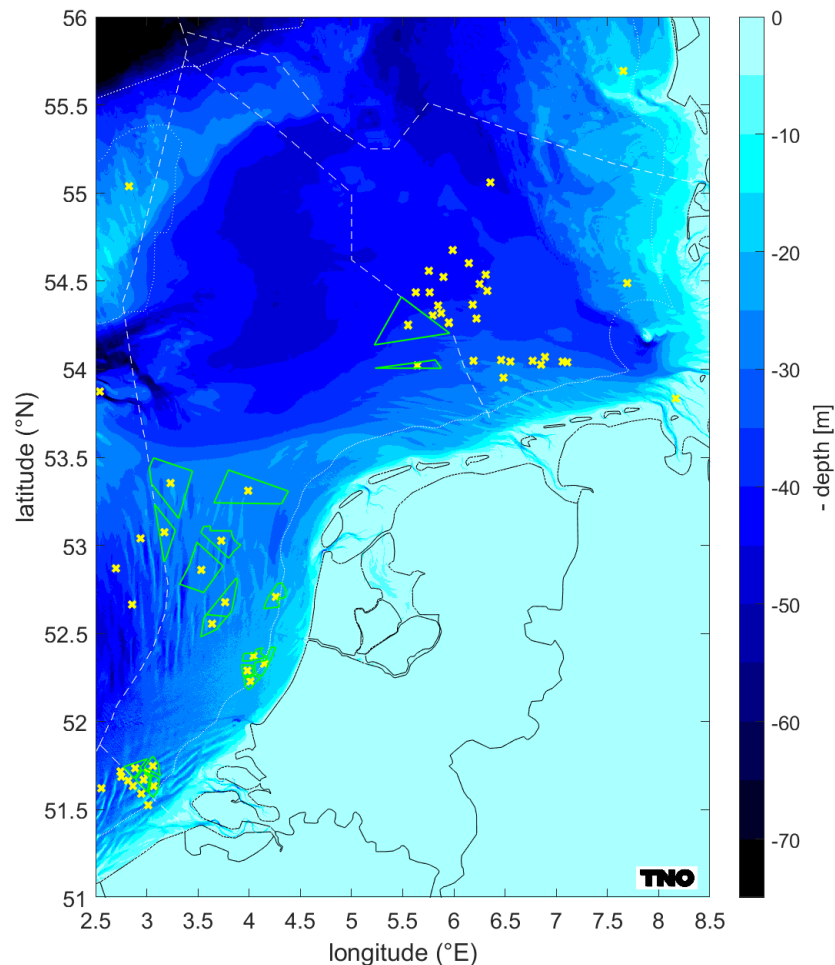


Figuur 2-1 Schematische weergave van de stappen in de redeneerlijn voor het bepalen en beoordelen van de cumulatieve effecten van impulsief onderwatergeluid op bruinvissen en zeehonden bij de constructie van windparken op zee.

Voor de berekeningen in het kader van de actualisatie van het KEC is uitgegaan van een realistische *worst case* voor de hamer- en paalparameters (zie verder Heinis/de Jong et al, in prep). De verspreiding van het heigeluid wordt uitgerekend voor één locatie per windpark/zoekgebied. Voor de buitenlandse parken zijn de door Rijkswaterstaat aangeleverde locaties gebruikt en voor Nederlandse parken zijn de heilocaties berekend op het zwaartepunt binnen de door Rijkswaterstaat aangeleverde gebiedscontouren (Figuur 2-2). In de KEC-modellering is er verder van uitgegaan dat alle turbines op monopaalfunderingen worden geplaatst. Voor het NCP is dat een realistische aanname, maar voor windparken in internatiponale wateren, met name het Verenigd Koninkrijk, geldt dat waarschijnlijk niet. In het daar voorkomende diepere water wordt vaak gebruik gemaakt van tripod of jacket funderingen. Voor het heien van de palen van deze funderingen is minder hei-energie nodig wat met een geringere geluidproductie gepaard gaat. Voor overige uitgangspunten van de modellering van het onderwatergeluid wordt verwezen naar Heinis/de Jong et al., in prep en Bijlage 2.

Intermezzo Validatie Aquarius 4 model

Het hier toegepaste Aquarius 4 model is gevalideerd aan de hand van de resultaten van metingen verricht tijdens de aanleg van de windparken Gemini en Luchterduinen (de Jong e.a. 2019). Daarbij zijn vergelijkingen gemaakt tussen gemeten en berekende onderwater geluidniveaus tot op een maximale afstand van 66 km van de heillocatie. Uit deze vergelijkingen blijkt dat het gemodelleerde breedband *Single Strike Sound Exposure Level* (SEL_{ss}) goed overeenkomen met de gemeten waarden in het veld. Dit geldt echter in mindere mate als naar de niveaus van afzonderlijke frequenties wordt gekeken: de voorspelde niveaus bij hogere frequenties (> 1 kHz) liggen tot 10 dB onder die van de gemeten niveaus (zie § 9.2 in de Jong e.a. 2019). Het is nog niet duidelijk of dit voor deze frequenties een gevolg is van een onderschatting van het afgestraalde geluid van de paal of een overschatting van het propagatie verlies (of een combinatie daarvan). Voor het reduceren van deze onzekerheid is het van belang dat de modellen worden gevalideerd met meetgegevens van andere windenergieprojecten op zee⁴. Genoemde onderschatting van de niveaus in de hogere frequenties hebben echter geen gevolgen voor de berekeningen van de *worst case* effecten op zeezoogdieren. Deze zijn namelijk gebaseerd op breedband geluidsniveaus en geven vanwege de goede overeenkomst tussen gemeten en gemodelleerde niveaus een betrouwbare inschatting van genoemde effecten.



Figuur 2-2 Overzichtskaart van de locaties (gele kruisjes) en zoekgebieden (gele contouren) van de gerealiseerde en geplande aanleg van windparken op het NCP en aangrenzende gebieden in de periode 2016 t/m 2030.

Voor de actualisatie van het KEC zijn de cumulatieve effecten van de constructie van windparken in de periode 2016 – 2030 berekend voor de situatie dat de propagatie van het heigeluid door het nemen van mitigerende maatregelen wordt gedempt. De berekeningen van de geluidverspreiding zijn uitgevoerd met toepassing van twee verschillende geluidnormen:

- De in het KEC 3.0 voor de windenergiegebieden van de 'oude' Routekaart 2030 afgeleide geluidnorm van SEL_{ss} (750 m) = 168 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$;

⁴ Tijdens de constructie van de windparken in windenergiegebied Borssele zijn metingen van onderwatergeluid uitgevoerd. De analyseresultaten zullen eind 2021 beschikbaar komen.

- Aangescherpte 'strengere' geluidnorm van SEL_{SS} (750 m) = 160 dB re 1 μPa^2s voor de windenergiegebieden IJmuiden Ver ('oude' Routekaart 2030) en de zes windenergiegebieden van de rekenvarianten (zie Tabel 1-2).

In deze notitie worden de resultaten van beide berekeningen beschreven en geïnterpreteerd (Hoofdstuk 3).

Bij de aanleg van windparken in de zoekgebieden voor de realisatie van windenergie in de periode 2016 – 2030 spelen naast het heigeluid de volgende bronnen van impulsief onderwatergeluid een rol:

- Geluid dat wordt geproduceerd bij de constructie van de TenneT-platforms;
- Geluid dat wordt geproduceerd tijdens de geofysische surveys in elk windenergiegebied, voorafgaand aan de bouw van het windpark;
- Geluid dat wordt geproduceerd tijdens de geofysische surveys langs de kabeltracés.

Deze bronnen van impulsief onderwatergeluid zijn in de bepaling van de cumulatieve effecten ook meegenomen.

2.3 BEREKENING VAN EFFECTEN DOOR IMPULSIEF GELUID OP BRUINVISSEN EN ZEEHONDEN

2.3.1 Relevante effectparameters

De berekening van de geluidsverspreiding heeft als doel in te kunnen schatten hoeveel bruinvissen en zeehonden effecten kunnen ondervinden van de geluidbelasting tijdens heien en het uitvoeren van geofysisch onderzoek. Deze effecten kunnen zich manifesteren in de vorm van een gedragsrespons, zoals een versnelde ademhaling en wegzwemmen van de geluidsbron of in de vorm van een – fysiologisch – effect op het gehoor waardoor de dieren als gevolg van een langere blootstelling aan verhoogde geluidsniveaus tijdelijk (TTS: tijdelijke verhoging van de gehoordrempel) of permanent (PTS: permanente verhoging van de gehoordrempel) minder goed kunnen horen. Op grond van de resultaten van eerdere, voor 'het KEC 1.0 uitgevoerde berekeningen is geconcludeerd dat **effecten op het gedrag maatgevend** zijn voor mogelijke effecten op populaties (Heinis & de Jong, 2015). Dit heeft onder andere te maken met het feit dat het gebied waarin bruinvissen en zeehonden TTS en PTS kunnen oplopen veel kleiner is dan het gebied waarbinnen gedragseffecten kunnen optreden. Bovendien treedt, mits PTS wordt voorkomen door het toepassen van mitigatie, bij alle mogelijk beïnvloede dieren volledig herstel van het gehoor op (bij verreweg de meeste binnen enkele uren na verlaten van het beïnvloedingsgebied of na afloop van het heien).

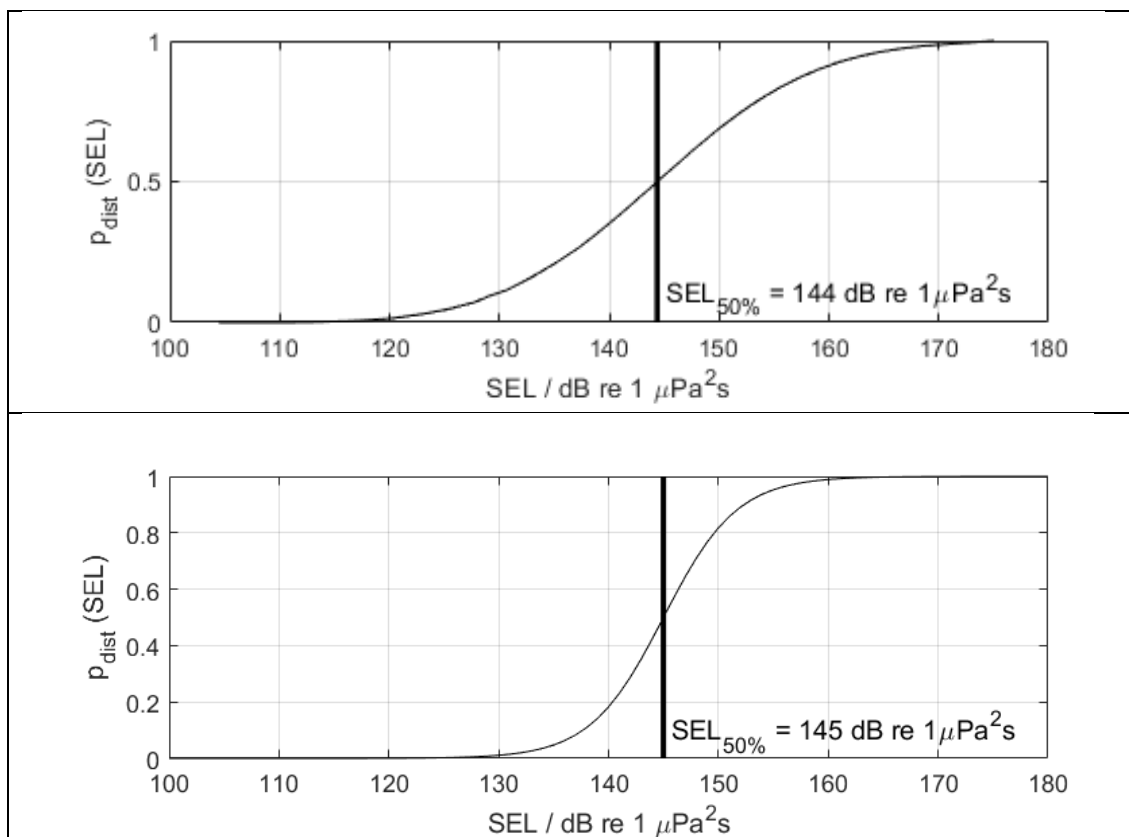
Met betrekking tot de mogelijke permanente effecten op het gehoor van bruinvissen (**PTS** = permanente verhoging van de gehoordrempel), kan ervan worden uitgegaan dat deze niet zullen optreden. Bij de actualisatie van het KEC is berekend dat onder *worst case*-omstandigheden (waterdiepte van 39 m en toepassen geluidnorm van SEL_{SS} (750 m) = 168 dB re 1 μPa^2s) geen PTS zal optreden bij bruinvissen en zeehonden (Heinis/de Jong et al. in prep.). Mogelijke populatie-effecten als gevolg van permanente effecten op het gehoor zijn dus uit te sluiten. Daar komt bij dat het risico verwaarloosbaar klein is dat effecten van PTS bij de relatief lage frequenties van het heigeluid (< 10 kHz) tot effecten op de overleving of vruchtbaarheid van bruinvissen en zeehonden, en daarmee op de populatie zullen leiden. Dit was een belangrijke conclusie van de workshop met zeezoogdierspecialisten voor de update van het Interim PCoD model (Booth & Heinis, 2018).

2.3.2 Relaties tussen geluidsniveau en effecten op gedrag

Relaties tussen het geluidsniveau (Sound Exposure Level) en het optreden van een significante gedragsrespons⁵ zijn zo veel mogelijk afgeleid uit recente 'peer reviewed' literatuur. Daarbij is ervan uitgegaan dat de geluidsenergie van een enkele (maximale) heiklap bepaalt of er een significante gedragsverandering optreedt (verstoring). In tegenstelling tot de eerdere KECs is voor de berekeningen is bij de actualisatie van het KEC geen discrete drempelwaarde gebruikt, maar een dosis-responsrelatie. Dit betekent dat in de berekeningen rekening is gehouden met verschillen in repons tussen dieren die

⁵ Gedrag met een score van 5 of hoger op de gedragsrepons-schaal van Southall e.a. (2007). Dit betreft gedragingen als veranderingen in zwemgedrag en ademhaling, mijden van een bepaald gebied en veranderingen in roep- of klikgedrag (t.b.v. communicatie of foerageren).

zich bij aanvang van de heiwerkzaamheden dichtbij de heilocatie bevinden, waar het geluidniveau hoger is, en dieren die zich op grotere afstand bevinden. Voor bruinvissen is deze geschat op basis van waarnemingen rond heiwerkzaamheden in Nederland, Duitsland en Schotland (o.a. Geelhoed et al. 2018, Brandt et al. 2018, Graham et al. 2019) en voor zeehonden op basis van Kastelein et al. (2011), Russel et al. (2016), Whyte et al. (2020) en Aarts et al. (2018). De gebruikte relaties zijn in Figuur 2-3 weergegeven.



Figuur 2-3 Relaties tussen geluidsdosis (Single Strike Sound Exposure Level) en kans op het optreden van een gedragsrespons bij bruinvissen (boven) en zeehonden (onder). Er is van uitgegaan dat de respons van gewone en grijze zeehonden vergelijkbaar is.

2.3.3 Toepassen effectrelatie bij het bepalen van oppervlakten beïnvloed gebied

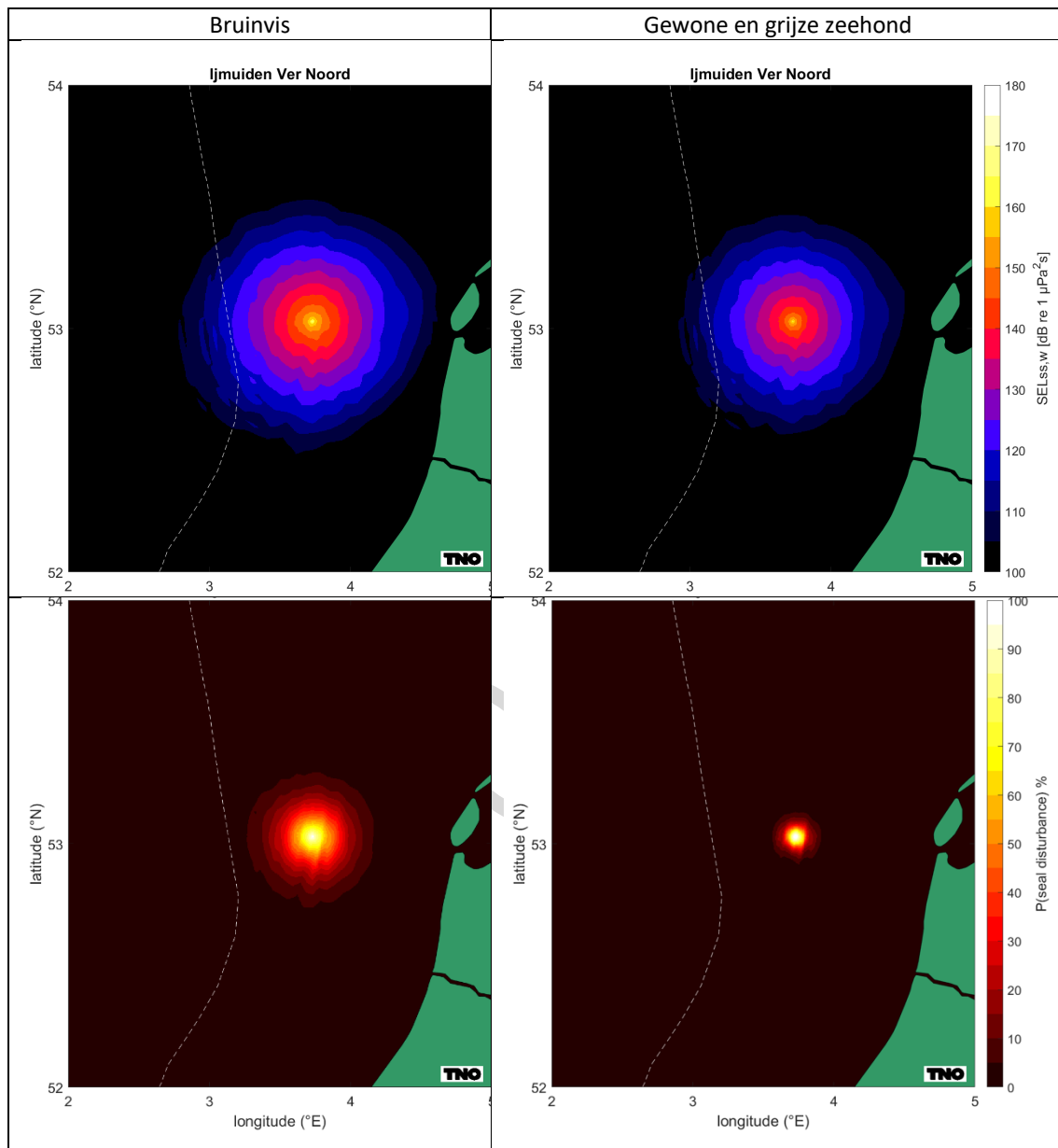
De effecten van heigeluid op het gedrag zijn berekend aan de hand van de met Aquarius 4 gegenereerde onderwatergeluidkaarten, waarin de verdeling van de ruimtelijke geluidsimmissies als gevolg van een enkele heiklap is weergegeven (SEL_{ss}). Voorbeelden van geluidkaarten voor bruinvissen (ongewogen breedbandgeluid) en zeehonden (M-gewogen breedbandgeluid) zijn weergegeven in Figuur 2-4. Op grond van in Figuur 2-3 weergegeven relaties is voor elk windenergiegebied een zogenaamd effectief verstoringsoppervlak voor bruinvissen en zeehonden te berekenen (zie Heinis/de Jong et al, in prep. voor uitleg). Voor het in Figuur 2-4 weergegeven windenergiegebied IJmuiden Ver (noord) bedraagt dat 1344 km² en 358 km² voor respectievelijk bruinvissen en zeehonden.

2.3.4 Berekenen van het aantal verstoorde dieren

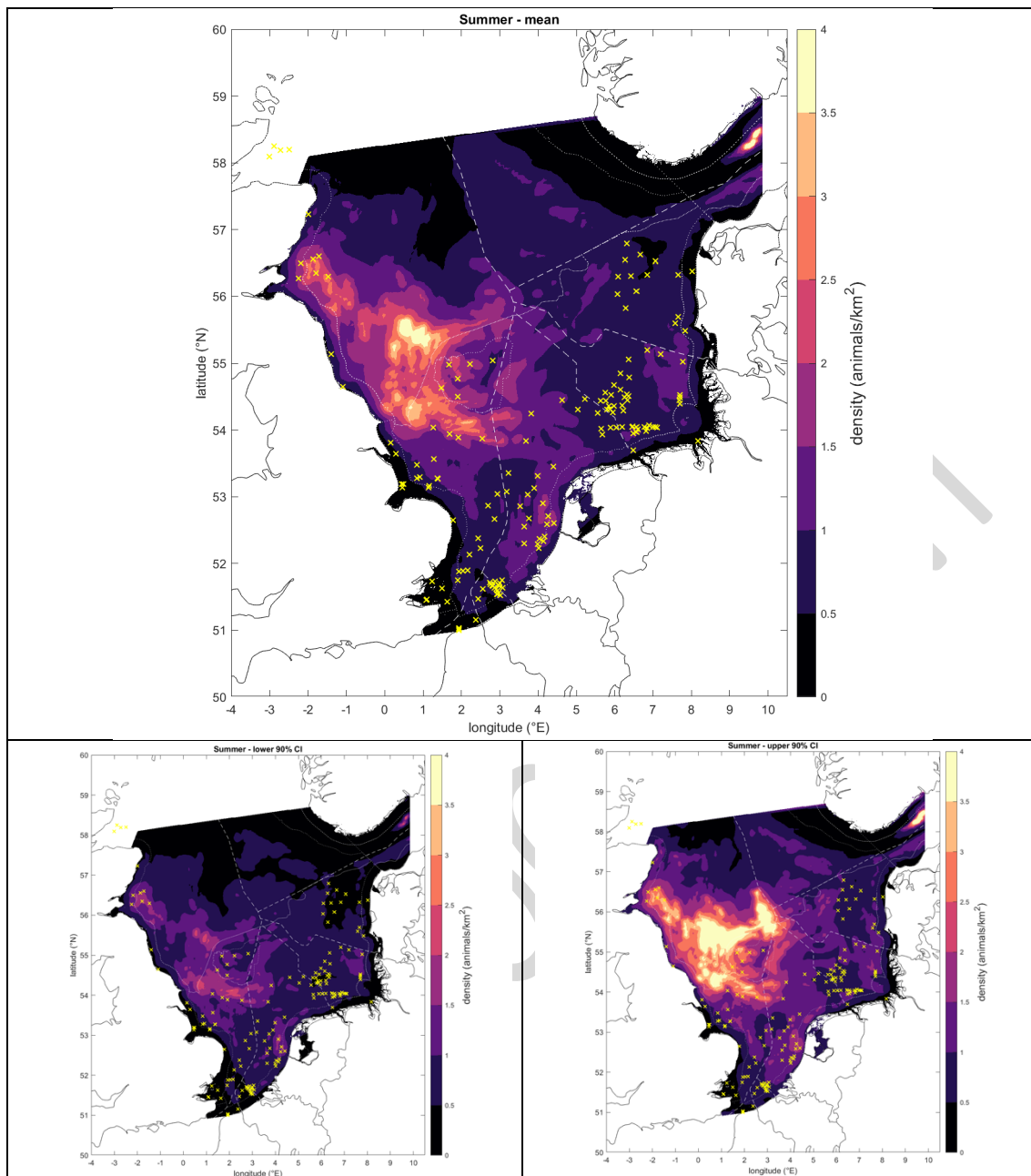
Het aantal verstoorde dieren per heidag per windenergiegebied is voor de drie soorten berekend door voor elk punt in de geluidkaart de kans op een gedragsrespons (verstoring) uit te rekenen, die te vermenigvuldigen met het oppervlak van de grid-cel rond het punt en met de lokale schatting van de dichtheid van de dieren op dit punt. Vervolgens zijn de zo verkregen waarden gesommeerd.

Voor **bruinvissen** is de lokale dichtheid afgeleid van de kaart die door Gilles et al. (2020) in opdracht van Rijkswaterstaat is samengesteld (Figuur 2-5). Het betreft een update van de kaart voor de zomerdichtheid van bruinvissen van Gilles et al. (2016), aangevuld met gegevens van tellingen in de

periode 2016 – 2019. Voor de actualisatie van het KEC is van deze kaart uitgegaan, omdat bij het samenstellen ervan naast de resultaten van (vliegtuig)tellingen ook rekening is gehouden met de variabelen die bepalend zijn voor de habitatgeschiktheid. De kaart geeft daarom een betrouwbaarder schatting van het gemiddelde voorkomen van bruinvissen.

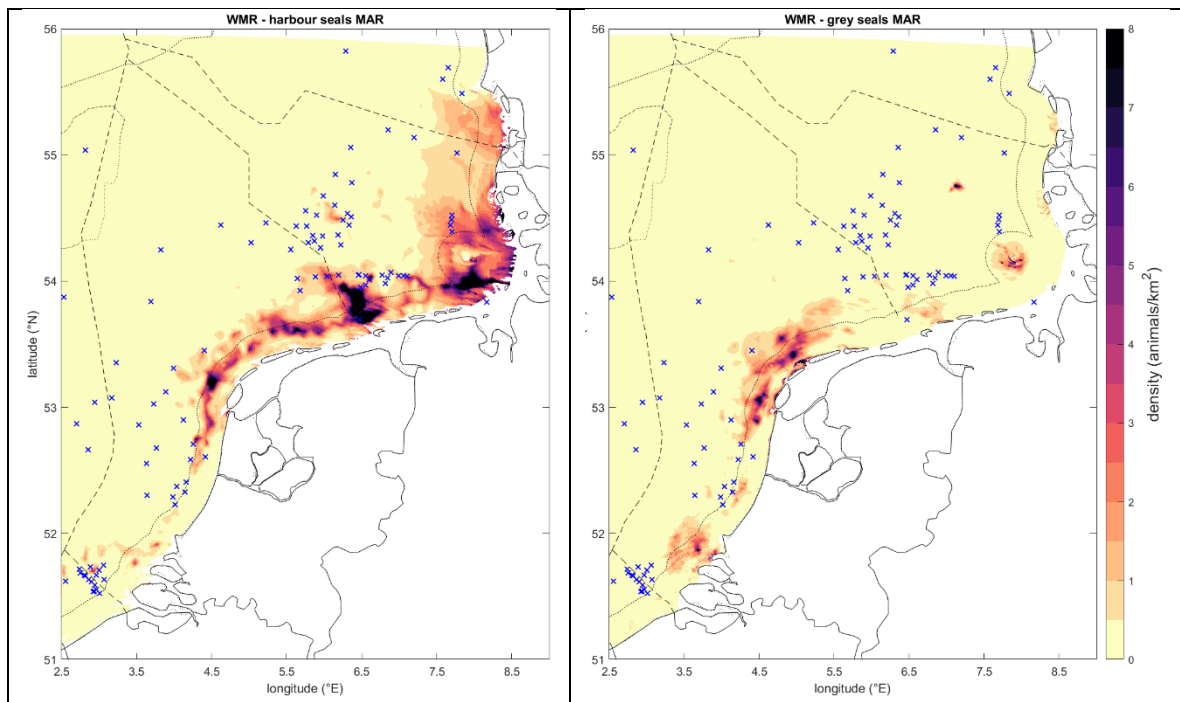


Figuur 2-4 Berekende verdeling van SEL_{ss} bij heien met toepassen van een geluidsnorm van 168 dB re 1 μPa²s in windenergiegebied IJmuiden Ver noord (boven) en de procentuele kans op verstoring (onder) voor bruinvissen (links) en zeehonden (rechts). Voor gewone en grijze zeehonden is van dezelfde dosis-reponsrelatie uitgegaan. De witte streeplijn is de Engels-Nederlandse grens.



Figuur 2-5 Schatting van de dichtheid van bruinvissen op de zuidelijke Noordzee in de periode 2014 – 2019 (naar: Gilles et al. 2020). De drie kaarten geven de berekende geëmiddelde dichtheid (boven), en de onder- en bovengrens van het 95% betrouwbaarheidsinterval (onder, respectievelijk links en rechts). Gele x-en: de per windpark/windenergiegebied gekozen locaties waarvoor berekeningen zijn uitgevoerd.

Voor het schatten van het aantal, bij aanvang van de hei-activiteit verstoorde **zeehonden** op het NCP is uitgegaan van de, ten behoeve van de actualisatie van het KEC samengestelde kaarten van Aarts et al. (2021). Hierin is op basis van alle beschikbare zendergegevens voor elke maand de dichtheid van de gewone en grijze zeehonden gemodelleerd (zie Aarts et al. 2016 voor methoden). In Figuur 2-6 zijn als voorbeeld de kaarten van de maand maart weergegeven.



Figuur 2-6 Schatting van de dichtheid van gewone zeehonden (links) en grijze zeehonden (rechts) in maart (naar Aarts et al. 2021).

2.3.5 Bepalen van populatie-effecten

Voor de bepaling van de effecten van heigeluid op de populaties van zeezoogdieren is voor de windparken van de routekaart 2030 en de rekenvarianten voor de versnelling uitgegaan van de aanpak die in het kader van het KEC is ontwikkeld (Heinis & de Jong et al. 2015) en die in 2018 en 2021 is geüpdatet (Heinis & de Jong et al. 2019; Heinis/de Jong et al., in prep.), zie § 2.1 voor een schematische weergave van de stappen in de redeneerlijn. Bij het bepalen van de mogelijke doorwerking van effecten van heigeluid op zeezoogdieren is ervan uitgegaan dat de effecten op het gedrag daarvoor maatgevend zijn en dat door het nemen van mitigerende maatregelen (toepassen 'slow start' en geluidsnorm, eventueel in combinatie met Acoustic Deterrent Devices) wordt voorkomen dat permanente effecten op het gehoor optreden (PTS).

Voor de drie soorten zeezoogdieren is ervoor gekozen gebruik te maken van het Interim PCoD model van SMRU/University St. Andrews (Harwood e.a. 2013). De benaderingswijze die aan dit model ten grondslag ligt, wordt internationaal gebruikt (NRC, 2005; New e.a. 2014) wat betekent dat niet alleen de werkwijze, maar ook de verkregen uitkomsten internationaal vergelijkbaar zijn (zie Intermezzo Berekenen van effecten van verstoring voor andere modellen). In het Interim PCoD model wordt een kwantitatieve relatie gelegd tussen gedragsverandering en factoren als overlevingskans en reproductiesucces (*vital rates*). De relatie is afgeleid door het raadplegen van deskundigen volgens een formeel *expert elicitation* proces, aangezien voor veel soorten meetgegevens voor het ontwikkelen van een 'full' PCoD model cf. New e.a. (2014) ontbreken. Daarbij zijn diverse technieken toegepast om de meningen van experts onafhankelijk te wegen en een numerieke schatting van de onzekerheid in de relatie te kunnen geven. In 2018 zijn een tweetal workshops gehouden waarin via *expert elicitation* op basis van nieuwe kennis en verbeterde inzichten voor bruinvissen en zeehonden opnieuw relaties zijn afgeleid (Booth & Heinis, 2018; Booth e.a. 2019). De resultaten zijn verwerkt in versie 5.0 van het iPCoD model, die in maart 2019 voor algemeen gebruik is vrijgegeven (<http://www.smrucosulting.com/release-ipcod-version-5/>).

Het totale aantal **dierverstoringsdagen** is berekend door het aantal mogelijk verstoorde dieren per dag te vermenigvuldigen met het aantal **verstoringsdagen**. In het iPCoD model versie 5.0 wordt ervan uitgegaan dat elke (impuls)dag waarop wordt geheid (ongeacht de heiduur) bij alle bruinvissen die zich binnen de verstoringscontour bevinden tot een 6 uur durende verstoring leidt. Voor zeehonden is in het model van een langere verstoringsduur van 24 uur uitgegaan, ondanks dat de deskundigen het er tijdens de expert elicitation over eens waren dat hiermee de duur van de verstoring wordt overschat. Zo

hebben Russell et al. (2016) laten zien dat de verstoring bij gewone zeehonden veel korter duurt (ca. 4 uur: heitijd + 2 uur).

Intermezzo Berekenen van effecten van verstoring op populaties van zeezoogdieren

Met ander model, DEPONS (Disturbance Effects on the harbour POrpoise population in the North Sea), worden de effecten van verstoring door heigeluid op de bruinvispopulatie geschat op basis van de beweging en het gedrag van individuele bruinvissen (Agent-Based Modelling ABM of Individual-Based Modelling IBM). Dit model was ten tijde van het KEC 1.0 nog niet beschikbaar (Van Beest e.a., 2015, Nabe-Nielsen e.a., 2014). Een eerste versie voor algemene toepassing kwam in april 2017 beschikbaar. Er is inmiddels van die versie een update verschenen die is te downloaden via depons.au.dk.

Naast het waarborgen van de internationale vergelijkbaarheid is een belangrijke motivatie om in het geval van bruinvissen te kiezen voor het Interim PCoD model, dat voor het zuidelijke deel van de Noordzee gegevens ontbreken over beweging en gedrag van individuen in de ruimte en tijd. Voor zeehonden zijn dergelijke data wel beschikbaar en zou de energetische consequentie van een interruptie in foerageermogelijkheden op basis van de locatie- en duikdata in principe kunnen worden berekend (e.g. New e.a. 2014, Costa 2012). Een, op de berekening van cumulatieve effecten van impulsief geluid op zeehondenpopulaties toegespitst model waarin van deze gegevens gebruik is gemaakt, is in ontwikkeling (WMR, G. Aarts c.s.), maar nu nog niet beschikbaar.

Effecten op de populaties van gewone en grijze zeehonden zijn daarom, net als voor bruinvissen met de meest recente versie van het Interim PCoD model bepaald.

2.4 BEOORDELING VAN EFFECTEN

De laatste stap van de redeneerlijn betreft het beoordelen van de geschatte populatieafname en de toetsing aan het, door de overheid vastgestelde maximaal toelaatbare effect op de populatie. In het vergunningstraject rond de kavels I en II van windenergiegebied Borssele is, mede op basis van advies van de Commissie m.e.r. voor bruinvissen een ecologische norm, te weten een maximaal toelaatbaar effect, voor de windparken van het Energieakkoord vastgelegd met een bijbehorend stelsel van geluidnormen. De principes hiervan zijn vastgelegd in de KEC-update 2016 (Ministerie EZ & Ministerie IenM, 2016a, b). Uitgangspunt bij de toetsing van de effecten op de bruinvispopulatie was dat met grote zekerheid (95%) moest kunnen worden vastgesteld dat de huidige (Nederlandse) bruinvispopulatie als gevolg van de aanleg van de windparken op zee van het Energieakkoord met niet meer dan 5% zou afnemen.

Bij het KEC 3.0 en bij de actualisatie hiervan is voor bruinvissen van dezelfde ecologische norm (of *Acceptable Level of Impact*) uitgegaan als in 2016. Dit betekent dat de met grote zekerheid geschatte afname van de bruinvispopulatie als gevolg van de constructie van windparken op het NCP tot en met 2030 niet meer dan 5% mag bedragen (en bij voorkeur minder). In een overleg met het ministerie van LNV op 9 juni 2021 is voorgesteld om voor de actualisatie van het KEC eventuele cumulatieve effecten op de populaties van gewone en grijze zeehonden aan dezelfde ecologische norm te toetsen als de norm voor bruinvissen (zie Bijlage 1). Het ministerie van LNV heeft dit in een werkdocument als werknorm opgenomen vooruitlopend op de review van het KEC en beleidsmatige vaststelling. De gehanteerde norm wordt als velige grens beschouwd maar moet dus nog worden vastgesteld.

In deze tussentijdse notitie wordt van de volgende ecologische norm uitgegaan:

“Door de aanleg van windparken op zee moeten de populaties van bruinvissen, gewone zeehonden en grijze zeehonden op het NCP met grote zekerheid (>95%) op minimaal 95% van de huidige omvang blijven (ofwel: de kans dat de populatiereductie meer dan 5% bedraagt mag niet groter zijn dan 5% zijn).”

Bij een verwachte overschrijding van de ecologische normen voor bruinvissen of zeehonden, kunnen windparken uitsluitend worden aangelegd als dusdanige mitigerende maatregelen worden getroffen dat wel aan de ecologische norm wordt voldaan. De Nederlandse overheid stelt daartoe een limiet aan de maximaal te produceren hoeveelheid onderwatergeluid.

3 Cumulatieve effecten van aanleg windparken in windenergie(zoek)gebieden 2016 – 2030

3.1 INLEIDING

Dit hoofdstuk bevat een beschrijving van de mogelijke cumulatieve effecten van impulsief geluid voor de aanleg windparken op de Noordzee in de periode 2016 – 2030, inclusief varianten voor de versnelde aanleg. De berekeningen van het heien van funderingen van turbines en platforms zijn uitgevoerd voor één paalpositie per windenergiegebied (Figuur 2-2). Verder is er voor de berekening van de maximale omvang van het effect voor de windenergiegebieden van de 'oude' Routekaart 2030 en de 6 extra windenergiegebieden van uitgegaan dat het ongewogen breedbandgeluidsniveau op 750 meter van de heilocatie 168 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ bedraagt. Mogelijke effecten van het voorafgaand aan de aanleg van de windparken en kabeltracés uitgevoerde geofysisch onderzoek bedragen maximaal 3% van het totale effect, wat als verwaarloosbaar kan worden beschouwd. Deze zijn daarom niet voor iedere rekenvariant nader gekwantificeerd (zie Bijlage 3 voor uitgangspunten van de berekening en Heinis/de Jong et al. in prep.).

De mogelijke effecten op de populaties van bruinvissen en zeehonden worden in § 3.2 beschreven. De toetsing van de effecten aan de Natura 2000-doelstellingen van relevante Natura 2000-gebieden is opgenomen in § 3.3, waarna in § 3.4 wordt getoetst aan de bepalingen voor beschermde soorten in de Wet natuurbescherming (Wnb).

3.2 EFFECTEN OP POPULATIES VAN ZEEZOOGDIEREN

3.2.1 Bruinviss

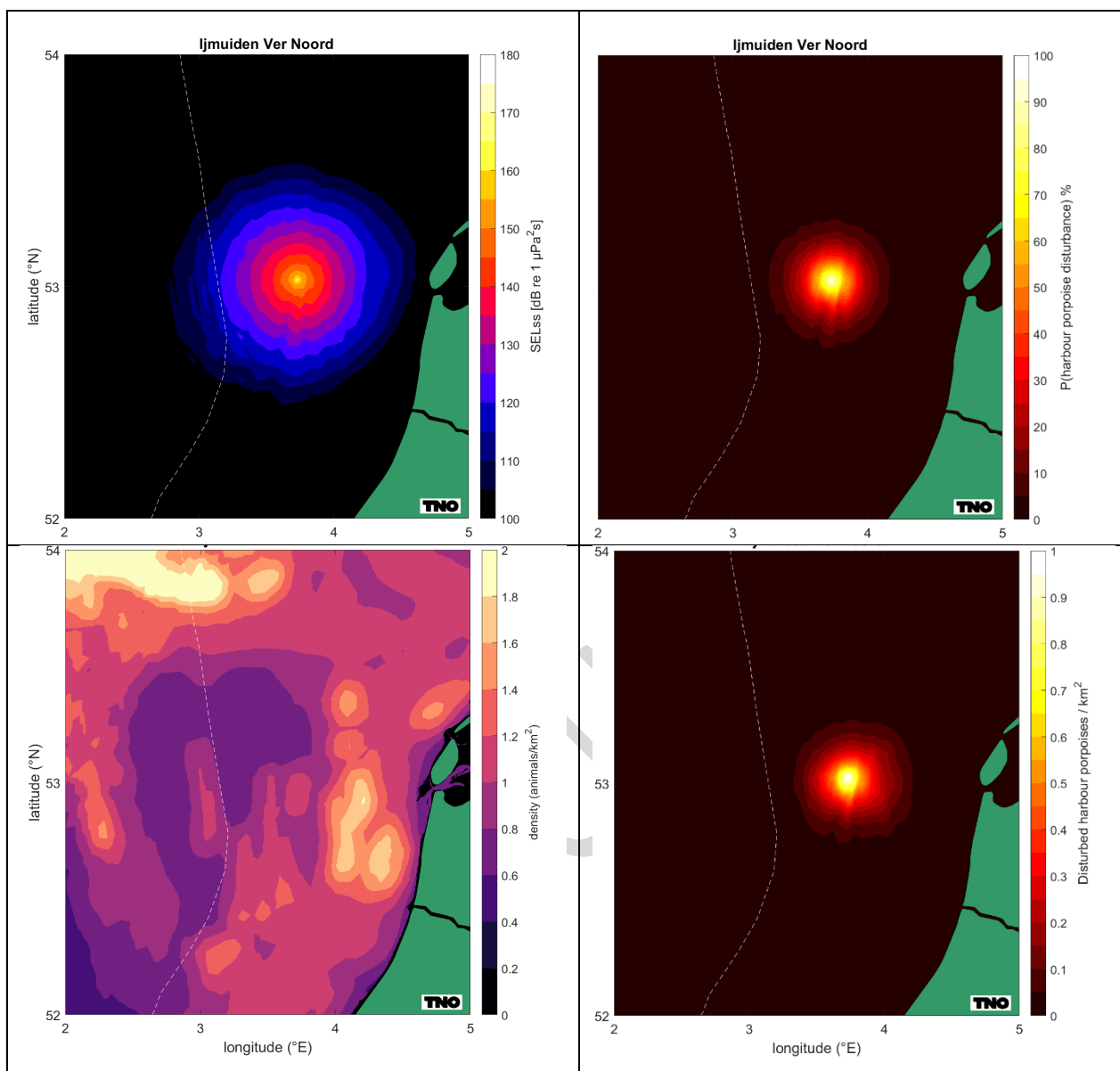
Effecten op het gedrag van bruinvissen

Een voorbeeld van de door TNO berekende verdeling van het, voor bruinvissen relevante geluid tijdens het heien voor de constructie van windturbines is voor het windenergiegebied IJmuiden Ver noord weergegeven in Figuur 3-1 (linksboven). Bij deze geluidverdeling is ervan uitgegaan dat een geluidsnorm van $\text{SEL}_{\text{ss}} = 168 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ op 750 m wordt toegepast. De overige panelen van de figuur geven een indruk van de tussenstappen die zijn gebruikt om het aantal verstoorde bruinvissen per heidag te berekenen (som van het aantal verstoorde bruinvissen in paneel rechtsonder). Deze is berekend uit de propagatie van het heigeluid (de geluidskaart, linksboven), de dosis-responsrelatie (% verstoorde bruinvissen per rekenpunt, rechtsboven) en de gemiddelde bruinvisdichtheid per rekenpunt (linksonder). Voor een dag waarop een turbinefundering wordt geheid, is berekend dat ca. 1.300 bruinvissen worden verstoord. Voor het heien van de funderingen van de TenneT-platforms is dat wat minder, namelijk ca. 1.190 bruinvissen.

De berekende cumulatieve effecten van de constructie van windparken op de bruinvisspopulatie van de Noordzee en het NCP in de periode 2016 – 2030, inclusief de drie rekenvarianten voor de versnelling zijn opgenomen in Tabel 3-1. Voor een overzicht van het aantal bruinvisverstoringdagen per zoekgebied wordt verwezen naar Bijlage 4.

Tabel 3-1 Schatting van de gevolgen van de aanleg van windenergie op zee op de bruinvisspopulatie op het NCP in de periode 2016 – 2030, inclusief rekenvarianten voor de versnelling (zie Figuur 1-1 en Tabel 1-2 voor windenergiegebieden van de rekenvarianten). Geluidnorm: $\text{SEL}_{\text{ss}} (750 \text{ m}) = 168 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ voor windenergiegebieden 'oude' Routekaart 2030 + windenergiezoekgebieden voor versnelling. Overige geluidnormen volgens kavelbesluiten.

	Variant III	Variant II	Variant I
Geïnstalleerd vermogen 2016 – 2030	10	10	10
Geïnstalleerd extra vermogen 2016 – 2030	16,7 GW	12,7 GW	10,7 GW
Aantal bruinvisverstoringdagen internationaal	$25,0 \times 10^6$	$24,8 \times 10^6$	$24,6 \times 10^6$
Aantal bruinvisverstoringdagen NL-bijdrage	$2,6 \times 10^6$	$2,4 \times 10^6$	$2,2 \times 10^6$
Populatiereductie internationaal zonder NL	44.464	44.464	44.464
Populatiereductie NL-bijdrage	3.955	3.752	4.728
Populatiereductie (% NCP-populatie)	6,3%	6,0%	7,5%



Figuur 3-1 Berekende verdeling van SEL_{ss} bij heien met toepassing van een geluidsnorm van 168 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (750 m) op een representatieve paalpositie in windenergiegebied IJmuiden Ver noord (links boven), het percentage verstoorde bruinvissen, afgeleid van de dosis-responsrelatie in Figuur 2-3 (rechtsboven), bruinvisdichtheid in de zomer o.b.v. Gilles et al. 2020 (linksonder) en aantal verstoorde bruinvissen per km² a.g.v. heien op deze locatie (rechtsonder).

Uit de resultaten blijkt:

- Het effect van de constructie van windparken op de bruinvispopulatie op het NCP voor de drie rekenvarianten is niet te verwaarlozen: de geschatte populatiereductie⁶ ligt tussen 6% en 7,5% van het aantal bruinvissen op het NCP.
- In effecten op de bruinvispopulatie verschillen de drie onderzochte varianten: het aantal bruinvisverstoringdagen neemt toe met de toename van het geïnstalleerd vermogen, maar dit wordt niet weerspiegeld in de resultaten van de berekeningen met het Interim PCoD model (voor de kleinste variant wordt het grootste effect berekend). De oorzaak hiervoor ligt in het feit dat het

⁶ Deze reductie is niet het gevolg van directe sterfte van bruinvissen (door blootstelling aan het geluid), maar van het feit dat er minder vruchtbare vrouwtjes bijkomen, ofwel omdat er minder jongen worden geboren vanwege een té laag energetisch niveau van de moeder, ofwel omdat de sterfte onder de dieren < 1 jaar door een reductie in de fitness groter is. De deskundigen zijn het erover eens dat verstoring in geen enkel geval tot sterfte van juveniele dieren (> 1 jaar) of volwassen vrouwtjes zal leiden.

Interim PCoD model zich niet goed leent voor het met grote precisie (> 95% betrouwbaarheid) berekenen van de relatief kleine verschillen tussen de ontwikkeling van de onverstoorte populatie en de verstoorte populatie over een langere periode. Zo is voor de onverstoorte populatie de kans dat de populatie afneemt ook niet 0, dit ondanks het feit dat gemiddeld genomen van een stabiele populatie wordt uitgegaan (zie verder Heinis/de Jong et al., in prep. voor een uitgebreide discussie hierover). Uit de berekeningen kan echter wel worden geconcludeerd dat op grond van de gehanteerde worst case uitgangspunten de zekerheid meer dan 95% is dat het aantal bruinvissen op het NCP met 6% of meer kan afnemen.

Effecten op het gehoor van bruinvissen

Permanente effecten op het gehoor van bruinvissen (PTS) treden niet op (zie § 2.3.1).

3.2.2 Zeehonden

Effecten op het gedrag van zeehonden

Voor zeehonden ontstaat in de uren dat rond de heilocatie wordt geheid een kleinere verstoringcontour dan die van bruinvissen, omdat zeehonden minder gevoelig op onderwatergeluid reageren (zie Figuur 2-3). Een voorbeeld van de door TNO berekende verdeling van het, voor gewone zeehonden relevante geluid tijdens het heien voor de constructie van windturbines is voor het windenergiegebied IJmuiden Ver noord weergegeven in Figuur 3-2 (linksboven). Bij deze geluidverdeling is ervan uitgegaan dat een geluidsnorm van $SEL_{55} = 168 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s op } 750 \text{ m}$ wordt toegepast. De overige panelen van de figuur geven een indruk van de tussenstappen die zijn gebruikt om het aantal verstoorte gewone zeehonden per heidag te berekenen (som van het aantal verstoorte gewone zeehonden in paneel rechtsonder). Deze is berekend uit de propagatie van het heigeluid (de geluidskaart, linksboven), de dosis-responsrelatie (% verstoorte zeehonden per rekenpunt, rechtsboven) en de gemiddelde dichtheid van gewone zeehonden per rekenpunt (linksonder). Voor een dag in het winterseizoen (december – februari) waarop een turbinefundering wordt geheid, is berekend dat ca. 20 gewone zeehonden worden verstoord.

De berekende cumulatieve effecten van de constructie van windparken op de populaties van gewone en grijze zeehonden op het NCP in de periode 2016 – 2030, inclusief de drie rekenvarianten voor de versnelling zijn opgenomen in Tabel 3-2 en Tabel 3-3. Voor een overzicht van het aantal dierverstoringsdagen per zoekgebied wordt verwezen naar Bijlage 4.

Tabel 3-2 Schatting van de gevolgen van de aanleg van windenergie op zee op de populatie van gewone zeehonden op het NCP in de periode 2016 – 2030, inclusief rekenvarianten voor de versnelling (zie Figuur 1-1 en Tabel 1-2 voor windenergiegebieden van de rekenvarianten).

	Variant III	Variant II	Variant I
Geïnstalleerd vermogen 2016 – 2030	10	10	10
Aantal dierverstoringsdagen oude routekaart 2030	70×10^3	70×10^3	70×10^3
Geïnstalleerd extra vermogen 2016 – 2030 (versnelling)	16,7 GW	12,7 GW	10,7 GW
Aantal dierverstoringsdagen a.g.v. versnelling	50×10^3	47×10^3	49×10^3
Populatiereductie (% NCP-populatie)	0%	0%	0%

Tabel 3-3 Als Tabel 3-3 voor grijze zeehonden.

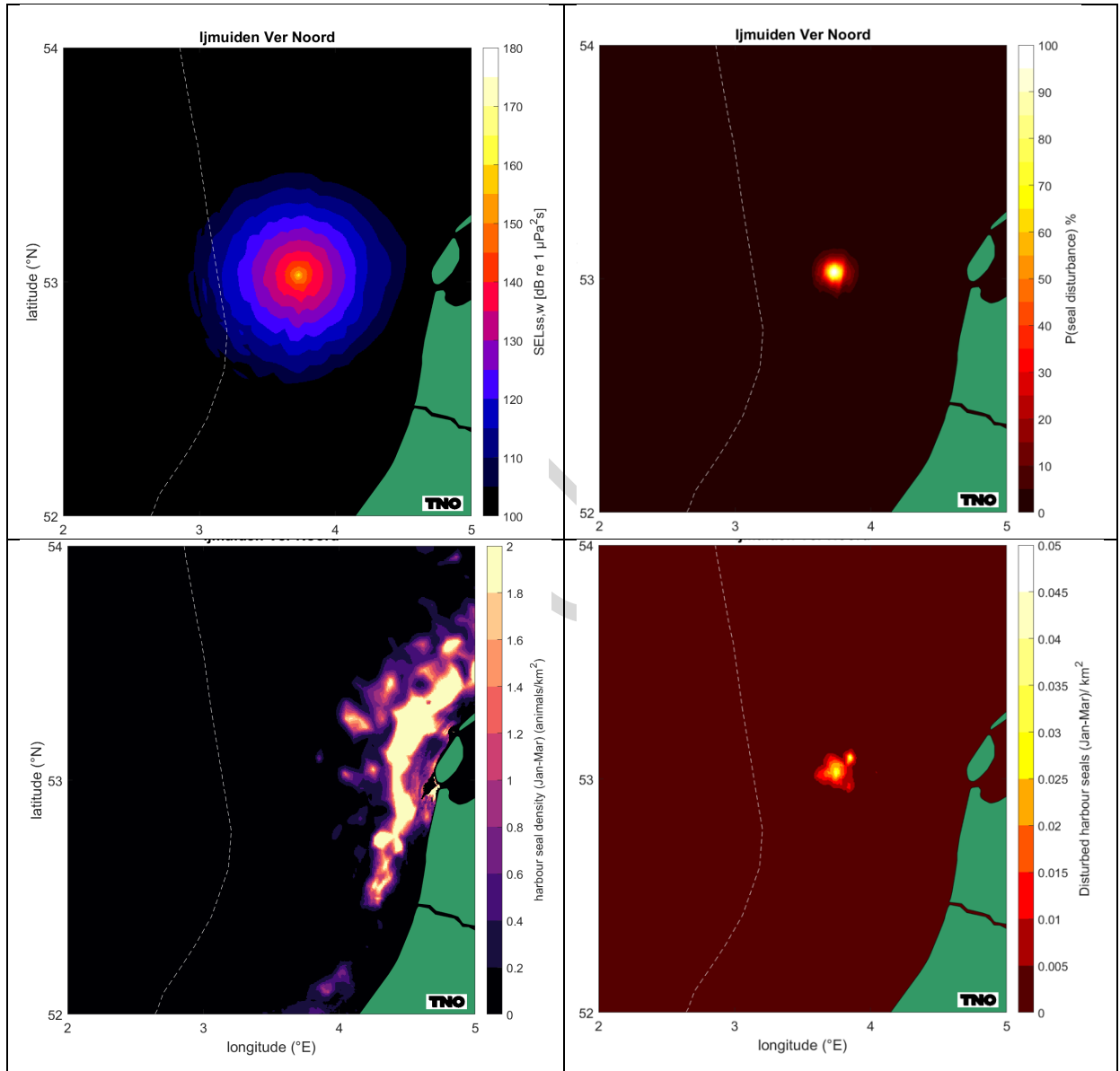
	Variant III	Variant II	Variant I
Geïnstalleerd vermogen 2016 – 2030	10	10	10
Aantal dierverstoringsdagen oude routekaart 2030	47×10^3	47×10^3	47×10^3
Geïnstalleerd extra vermogen 2016 – 2030 (versnelling)	16,7 GW	12,7 GW	10,7 GW
Aantal dierverstoringsdagen a.g.v. versnelling	71×10^3	69×10^3	68×10^3
Populatiereductie (% NCP-populatie)	0%	0%	0%

Uit de resultaten blijkt dat op basis van de gehanteerde uitgangspunten een versnelde uitrol van wind op zee in de periode 2016 – 2030 geen negatieve effecten op de populaties van gewone en grijze zeehonden zal hebben, zelfs als het totaal aantal dierverstoringsdagen a.g.v. het uitvoeren van geofysisch onderzoek zou verdubbelen. Er worden in deze berekeningen waarschijnlijk geen cumulatieve effecten gevonden, omdat de kans dat een zeehond gedurende meerdere dagen wordt verstoord heel klein is. Dit is een gevolg van het feit dat op de locaties waar windparken zijn voorzien, de dichtheid van zeehonden heel laag is en daarmee de kans dat een zeehond meerdere dagen wordt verstoord ook. Hierbij wordt aangetekend dat er in de berekeningen van is uitgegaan dat de kans dat een individuele zeehond wordt verstoord voor alle individuen uit de populatie gelijk is. Als er *worst case*

van wordt uitgegaan dat een veel kleiner deel van de populatie kan worden verstoord en er sprake is van dieren die steeds naar dezelfde locatie toegaan (grote mate van plaatstrouw), neemt de kans dat een zeehond meerdere malen wordt verstoord toe. Omdat het in een dergelijke situatie om een verwaarloosbaar aandeel van de totale populatie gaat, is het effect op de populatie als geheel nog steeds nihil.

Effecten op het gehoor van gewone en grijze zeehonden

Permanente effecten op het gehoor van gewone en grijze zeehonden (PTS) treden niet op (zie § 2.3.1).



Figuur 3-2 Berekende verdeling van SEL_{ss} bij heien met toepassing van een geluidsnorm van 168 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (750 m) op een representatieve paalpositie in windenergiegebied IJmuiden Ver noord (links boven), het percentage verstoorde zeehonden (rechtsboven), afgeleid van de dosis-responsrelatie in Figuur 2-3, dichtheid gewone zeehonden in de winter o.b.v. Aarts et al. 2021 (linksonder) en aantal verstoorde gewone zeehonden per km² a.g.v. heien op deze locatie (rechtsonder).

3.3 GEVOLGEN VOOR NATURA 2000-GEBIEDEN EN BESCHERMDE SOORTEN

3.3.1 Natura 2000-gebieden

Met uitzondering van de Vogelrichtlijngebieden Friese Front en Bruine Bank gelden in alle marien-estuariene Nederlandse Natura 2000-gebieden (ontwerp)instandhoudingsdoelstellingen voor bruinvissen, gewone zeehonden en grijze zeehonden (Tabel 3-4).

Tabel 3-4 Instandhoudingsdoelstellingen voor bruinvis, gewone zeehond en grijze zeehond in Nederlandse Natura 2000-gebieden. = : behoud omvang/kwaliteit leefgebied; > : verbetering kwaliteit leefgebied.

N2000-gebied	Bruinvis		Gewone zeehond		Grijze zeehond	
	omvang	kwaliteit	omvang	kwaliteit	omvang	Kwaliteit
Waddenzee	=*	=*	=	=	=	=
Noordzeekustzone	=	>	=	=	=	=
Voordelta	=*	>*	=	>	=	=
Vlakte van de Raan	=	=	=	=	=	=
Oosterschelde	=*	=*	=	>	=*	=*
Westerschelde en Saeftinghe	=*	=*	=	>	=*	=*
Klaverbank	=	=	=	=	=	=
Doggersbank	=	=	=	=	=	=

* Doel is vastgelegd in ontwerpwijzigingsbesluit van 5 maart 2018, maar nog niet definitief vastgesteld.

Effecten van de aanleg en exploitatie van windparken in de zoekgebieden voor de versnelling Wind op Zee 2016 – 2030 zijn alleen tijdens de aanlegfase van die omvang dat effecten op instandhoudingsdoelen voor zeezoogdieren in Natura 2000-gebieden niet op voorhand kunnen worden uitgesloten. Het gaat om de cumulatieve effecten van de toename van onderwater geluidsniveaus als gevolg van het heien van de funderingen voor de windturbines en de TenneT-platforms en de productie van onderwatergeluid tijdens het benodigde geofysische onderzoek via zogenaamde externe werking. Daarbij wordt onderscheid gemaakt in:

- Directe externe werking: het geluid beïnvloedt de kwaliteit van het leefgebied van de dieren waarvoor in het N2000-gebied instandhoudingsdoelstellingen gelden en
- Indirecte externe werking: de invloed van het geluid op dieren buiten het betreffende N2000-gebied moet deels worden toegerekend aan dit N2000-gebied (bijvoorbeeld als de foerageerfunctie buiten het N2000-gebied zodanig negatief zou worden beïnvloed dat dit niet verenigbaar is met de gestelde doelen voor het N2000-gebied).

Indirecte effecten op zeezoogdieren als gevolg van effecten op de populatieomvang van vissen (als stapelvoedsel voor zeezoogdieren) kunnen wel op voorhand worden uitgesloten. Door de geringere gevoeligheid van vissen voor geluidverstoring, de tijdelijkheid ervan, het lokale karakter en het grote verspreidingsgebied van de aanwezige soorten is uit te sluiten dat de Noordzeepopulatie negatief wordt beïnvloed. Dit betekent ook dat een negatieve invloed op de beschikbaarheid van voedsel voor dieren hoger in de voedselketen (vogels en zeezoogdieren) is uit te sluiten (zie voor onderbouwing par. 3.6.1 in het Achtergronddocument ten behoeve van MER en PB windenergiegebied Ten noorden van de Waddeneilanden voor vogels, vleermuizen, vissen en benthos, Bureau Waardenburg in prep.).

Deze paragraaf bevat de toetsing van de, in hoofdstuk 2 beschreven en nader geanalyseerde effecten van onderwatergeluid op bruinvissen en zeehonden aan de instandhoudingsdoelstellingen van de in Tabel 3-4 weergegeven Natura 2000-gebieden.

Bruinvissen

Van de constructie van windparken in de windenergiegebieden voor de versnelde aanleg van windenergie op de Noordzee tot en met 2030 is geen negatieve invloed op de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor bruinvissen in de Nederlandse Natura 2000-gebieden te verwachten. De verstoringcontouren overlappen namelijk niet of in zeer beperkte mate (tijdens aanleg kabeltracés) met de Natura 2000-gebieden. Er is **dus geen sprake van directe externe werking**. De totale omvang van het leef- en foerageergebied neemt echter wel tijdelijk af, waardoor een effect op de totale bruinvisspopulatie op het NCP, en daarmee op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden, kan ontstaan (indirecte externe werking).

Uit de in § 3.2.1 gepresenteerde resultaten blijkt dat het met de aanleg van de windparken van de versnelling gepaard gaande impulsieve geluid door heien en het benodigde seismische onderzoek significante gevolgen voor de bruinvispopulatie **niet zijn uit te sluiten**. Dit betekent dat negatieve gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van de bruinvis in de Nederlandse Natura 2000-gebieden via indirecte externe werking ook niet zijn uit te sluiten.

Zeehonden

Ook voor zeehonden geldt dat de windenergiegebieden voor de versnelde aanleg van windenergie op de Noordzee tot en met 2030 zo ver van de Natura 2000-gebieden liggen dat er geen sprake is van overlap van de verstoringcontouren met een van de gebieden. Er is dus **geen sprake van directe externe werking**. De omvang van het foerageergebied op de Noordzee neemt echter tijdelijk af, waardoor er sprake zou kunnen zijn van indirecte externe werking. In § 3.2.2 is vastgesteld dat cumulatieve effecten van de constructie van het windpark, inclusief de constructie van TenneT-platforms en het uitvoeren van seismisch onderzoek in de windenergiegebieden langs de tracés voor de zee kabels op de populaties van gewone en grijze zeehonden zijn uit te sluiten. Negatieve gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van deze soorten in de Natura 2000-gebieden via **indirecte externe werking zijn dan ook uit te sluiten**.

3.3.2 Beschermde soorten

Tijdens de aanleg van windparken op zee in de periode 2016 – 2030, inclusief de versnelde aanleg t.b.v. de aangescherpte doelstelling, treedt verstoring van gewone zeehonden, grijze zeehonden en bruinvissen op. Het verstoren van zeezoogdieren als gevolg van de constructie van een windpark kan door het bevoegd gezag worden beschouwd als een overtreding van verbodsbepalingen genoemd in artikel 3.5, lid 2 (opzettelijk verstoren) en lid 4 (beschadigen of vernielen van voortplantingsplaatsen en rustplaatsen) van de Wet natuurbescherming en daarmee dus ook in de Wet Windenergie op Zee (2014).

Uit de in § 3.2.2 opgenomen resultaten van berekeningen blijkt dat deze verstoring niet tot effecten op de populaties van gewone en grijze zeehonden zal leiden. Voor **zeehonden** is de Gunstige Staat van Instandhouding (GSI) daarom niet in het geding. Voor **bruinvissen** is dit niet het geval, want het is niet uit te sluiten dat de gestelde ecologische norm wordt overschreden, *i.e.* er is een kans van 5% dat de bruinvispopulatie met meer dan 5%, namelijk 6,0 – 7,5%, zal afnemen. Een effect op de GSI van de betreffende populatie kan daarom **niet met zekerheid worden uitgesloten**.

3.4 EFFECTEN NA (VERDERE) MITIGATIE

3.4.1 Overzicht mogelijkheden

Er zijn verschillende mogelijkheden om de negatieve effecten van onderwatergeluid bij de aanleg van windparken op zee op zeezoogdieren te beperken. Uit de analyses is gebleken dat het aantal dierverstoringsdagen maatgevend is voor de omvang van het effect op de populatie. Uit de berekeningen die voor het KEC 4.0 zijn uitgevoerd, is gebleken dat permanente effecten op het gehoor (PTS: *permanent threshold shift*) zijn uit te sluiten.

Het aantal dierverstoringsdagen wordt berekend door het aantal door het onderwatergeluid verstoorde dieren te vermenigvuldigen met het aantal impulsdagen. Het aantal verstoorde dieren wordt berekend uit de vermenigvuldiging van het oppervlak door geluid verstoorde gebied met de lokale zeezoogdierdichtheid. Effecten kunnen dus worden beperkt door:

1. De oppervlakte door geluid verstoord gebied te beperken en/of
2. De heiwerkzaamheden uit te voeren in een seizoen met een relatief lage dichtheid van zeezoogdieren en/of
3. Het aantal verstoringdagen (= het aantal funderingen) te beperken of
4. Een andere, minder geluid producerende funderingstechniek gebruiken (trillen, *blue piling* of schroeven).

Ad 1. Het oppervlak verstoord gebied kan worden beperkt door:

- De propagatie van heigeluid (verder) te beperken door het toepassen van geluidsdemping (heimantels, bellenschermen e.d.);

- Voor de aanleg van windparken gebieden te kiezen met een relatief geringe waterdiepte. Het geluid komt dan minder ver.

Ad 2. Heien als de dichtheid van zeezoogdieren laag is

Voor de actualisatie van het KEC is voor **bruinvissen** gebruik gemaakt van de recente kaart van Gilles et al. (2020) met een schatting van de dichtheid in het zomerseizoen. Uit eerder onderzoek van Geelhoed et al. (2011) en recenter onderzoek door Soldaat & Poot (2019) is gebleken dat er grote verschillen in de verspreiding tussen de seizoenen kunnen zijn. De gegevens laten het echter niet toe duidelijke uitspraken te doen over gebieden die in bepaalde seizoenen meer of minder door bruinvissen worden bezocht.

Op grond van de door Aarts et al. (2021) geproduceerde kaarten kunnen seizoensverschillen voor **gewone en grijze zeehonden** wel worden meegenomen. Op een enkele uitzondering na (Hollandse Kust (noord)) liggen de nieuw aan te leggen windparken echter zo ver van de gebieden met de grootste dichtheden van zeehonden dat cumulatieve effecten van de aanleg van windenergie op zee in alle seizoenen kunnen worden uitgesloten.

Ad 3. Beperken van het aantal verstoringdagen

Voor het aanleggen van een windpark met een klein aantal, relatief grote turbines is een hogere heilenergie nodig dan voor de aanleg van een windpark met meer, kleinere turbines. Bij het toepassen van één universele geluidsnorm maakt het voor de omvang het verstoringsoppervlak in principe echter niet uit met welke energie wordt geheid. Op 750 m van de heilocatie mag het geluidsniveau de betreffende waarde immers niet overschrijden. In het geval dat gekozen wordt voor een kleiner aantal, relatief grote turbines zal het uiteraard wel moeilijker zijn de gestelde geluidsnorm te halen. Vanwege het feit dat er tussen verschillende alternatieven geen verschil in de omvang van het verstoringsoppervlak zal zijn, zullen effecten van een windpark met een geringer aantal, relatief grote turbines altijd gunstiger uitpakken dan die van een windpark met meer, kleinere turbines.

Ad 4. Toepassen van alternatieve funderingstechnieken

Geluid dat wordt geproduceerd tijdens de installatie van turbinefunderingen met andere technieken dan heien (trilhamers, schroeven, blue piling). Uit resultaten van proefprojecten is gebleken dat met deze technieken een substantiële geluidsreductie is te bereiken (zie review van Verfuss et al., 2019). Hoewel enkele technieken veelbelovend zijn, worden ze voor windenergie op zee nog niet in de praktijk toegepast.

3.4.2 Cumulatieve effecten wind op zee 2016 – 2030 bij (verdere) mitigatie

In § 3.3 is geconcludeerd dat niet is uit te sluiten dat de ecologische norm van een maximale reductie van 5% (zekerheid > 95%) van de populatie op het NCP voor **bruinvissen wordt overschreden**. Hierbij is ervan uitgegaan dat een geluidnorm van $SEL_{55}(750\text{ m}) = 168\text{ dB re } 1\text{ }\mu\text{Pa}^2\text{s}$ wordt toegepast voor de windparken van Routekaart 2030, inclusief de extra aanleg van 10 – 16 GW geïnstalleerd vermogen. Voor **gewone en grijze zeehonden op het NCP treden geen effecten op** en wordt de ecologische norm waarvan is uitgegaan dus niet overschreden.

Van de in de vorige paragraaf 3.4.1 aangegeven mogelijkheden voor mitigatie kan in de periode 2016 – 2030 alleen het verder verminderen van verstoring door het beperken de geluidpropagatie tot een belangrijke reductie van de berekende effecten leiden. Om daar een indruk van te krijgen, zijn voor het berekeningen uitgevoerd waarbij is uitgegaan van de toepassing van een geluidnorm van $SEL_{55}(750\text{ m}) = 160\text{ dB re } 1\text{ }\mu\text{Pa}^2\text{s}$ voor aanleg van windparken in de windenergiegebieden IJmuiden Ver ('oude' routekaart 2030) en de windenergiezoekgebieden voor de versnelde aanleg (zie Tabel 1-1). Het berekende aantal bruinvisverstoringdagen neemt daarmee met 1,0 – 1,2 miljoen af (45 – 47%).

De berekende cumulatieve effecten van de constructie van windparken op de bruinvispopulatie van de Noordzee en het NCP in de periode 2016 – 2030, inclusief de drie rekenvarianten voor de versnelling zijn opgenomen in Tabel 3-5. Voor een overzicht van het aantal bruinvisverstoringdagen per zoekgebied wordt verwezen naar Bijlage 4.

Uit de resultaten blijkt dat bij toepassen van een geluidnorm van $SEL_{ss}(750\text{ m}) = 160\text{ dB re } \mu\text{Pa}^2\text{s}^7$ voor de windenergie(zoek)gebieden IJmuiden Ver en later de geschatte populatiereductie, afhankelijk van de rekenvariant met grote zekerheid (>95%) ligt tussen 2,3% en 2,9% van het aantal bruinvissen op het NCP. Dat betekent dat de gestelde ecologische norm **niet wordt overschreden**.

Tabel 3-5 Schatting van de gevolgen van de aanleg van windenergie op zee op de bruinvisspopulatie op het NCP in de periode 2016 – 2030, inclusief rekenvarianten voor de versnelling (zie Figuur 1-1 en Tabel 1-2 voor windenergiegebieden van de rekenvarianten). Geluidnorm: $SEL_{ss}(750\text{ m}) = 160\text{ dB re } \mu\text{Pa}^2\text{s}$ voor windenergiegebieden IJmuiden Ver + windenergiezoekgebieden voor versnelling. Overige geluidnormen volgens kavelbesluiten.

	Variant III	Variant II	Variant I
Geïnstalleerd vermogen 2016 – 2030	10	10	10
Geïnstalleerd extra vermogen 2016 – 2030	16,7 GW	12,7 GW	10,7 GW
Aantal bruinvisverstoringsdagen internationaal	$23,9 \times 10^6$	$23,8 \times 10^6$	$23,7 \times 10^6$
Aantal bruinvisverstoringsdagen NL-bijdrage	$1,4 \times 10^6$	$1,3 \times 10^6$	$1,2 \times 10^6$
Populatiereductie internationaal zonder NL	44.464	44.464	44.464
Populatiereductie NL-bijdrage	1.797	1.624	1.410
Populatiereductie (% NCP-populatie)	2,9%	2,6%	2,3%

3.4.3 Gevolgen voor NL Natura 2000-gebieden en beschermde soorten na mitigatie

Natura 2000-gebieden

In § 3.3.1 is vastgesteld dat de constructie van windparken in de in windenergiegebied voor de versnelde realisatie van windenergie op zee tot en met 2030 de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor bruinvissen in de Nederlandse Natura 2000-gebieden niet negatief beïnvloedt (verstoringscontouren overlappen niet met de Natura 2000-gebieden). Er is dus geen sprake van directe externe werking. De totale omvang van het leef- en foerageergebied neemt echter wel af, waardoor een effect op de totale bruinvisspopulatie op het NCP, en daarmee op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden, kan ontstaan (indirecte externe werking).

Uit de in § 3.4.2 gepresenteerde resultaten blijkt dat als wordt uitgegaan van een relatief strenge geluidnorm, de berekende afname van de bruinvisspopulatie als gevolg van de realisatie van windenergie op zee tot en met 2030 met grote zekerheid (> 95%) maximaal 2,9% zal bedragen. De ecologische norm wordt niet overschreden en daarmee zijn significante gevolgen voor de bruinvisspopulatie op het NCP uit te sluiten. Dit betekent dat negatieve gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van de bruinvis in de Nederlandse Natura 2000-gebieden via indirecte externe werking ook zijn uit te sluiten.

Beschermde soorten

De Gunstige Staat van Instandhouding (GSI) van de bruinvisspopulatie is niet in het geding als deze met grote zekerheid (> 95%) met niet meer dan 5% afneemt. De resultaten van de berekeningen in § 3.4.2 laten zien dat door het opleggen van restricties aan de productie van geluid bij de constructie van windparken in de periode 2016 – 2030 de reductie van de bruinvisspopulatie op het NCP met grote zekerheid maximaal 2,9% bedraagt. Een effect op de GSI van de betreffende populatie kan daarmee met zekerheid worden uitgesloten.

3.5 GRENSOVERSCHRIJDENDE EFFECTEN

In de periode 2016 – 2030 kunnen de verstoringscontouren bij de constructie van windparken in een aantal zoekgebieden grenzen met buurlanden overschrijden. Het gaat om de Borssele windparken, zoekgebied 1, IJmuiden Ver en zoekgebied 5. Voor geen van deze zoekgebieden treedt overlap van de verstoringscontouren met buitenlandse Natura 2000-gebieden op waar instandhoudingsdoelstellingen voor bruinvissen of zeehonden gelden. Er is voor deze drie soorten dus geen sprake van directe externe werking, ook niet tijdelijk.

Uit de resultaten van de berekeningen blijkt dat effecten van de aanleg van windparken in de periode 2016 – 2030 op **gewone en grijze zeehonden** op het NCP niet optreden. De zeehonden op het NCP maken onderdeel uit van de internationale populatie van de Nederlandse, Duitse en Deense

⁷ N.B. De decibel-schaal is niet lineair, maar logaritmisch. Het betekent dat het geluid op 750 m van de heillocatie bij een niveau van $SEL_{ss} = 168\text{ dB re } 1\text{ } \mu\text{Pa}^2\text{s}$ 9 maal ($10 * \log(8)$) luider is dan bij toepassen van een lagere limiet van $SEL_{ss}(750\text{ m}) = 160\text{ dB re } 1\text{ } \mu\text{Pa}^2\text{s}$.

Deltawateren en Waddenzee. Grensoverschrijdende effecten op de totale populatie kunnen daardoor ook worden uitgesloten. Grensoverschrijdende effecten van de constructie van windparken op het NCP op Britse populaties gewone en grijze zeehonden kan worden uitgesloten. Hoewel er uitwisseling is van (met name grijze) zeehonden tussen het Verenigd Koninkrijk en de internationale Waddenzee en het Deltagebied gaat het om dermate kleine aantallen dat de kans dat zeehonden uit deze populaties worden verstoord verwaarloosbaar klein is.

Door de constructie van windparken op de internationale Noordzee in de periode 2016 – 2030 kunnen effecten op de totale **bruinvispopulatie** niet worden uitgesloten. Op grond van de gehanteerde uitgangspunten is berekend dat de Noordzeepopulatie maximaal met ca. 12 procent kan afnemen. Hiervan komt 3,1 – 3,9% voor rekening van de aanleg van windparken in het Nederlandse deel van de internationale Noordzee, wat neerkomt op een afname van de totale Noordzeepopulatie van 0,4 – 0,5% (Tabel 3-6).

Bij deze resultaten moet worden aangetekend dat de totale effecten van het internationale scenario op de Noordzeepopulatie mogelijk zijn overschat. Het geschatte effect is vooral een gevolg is van de relatief grote bijdrage van de aanleg van windparken in het Verenigd Koninkrijk. In het Verenigd Koninkrijk worden bij de aanleg van windparken namelijk geen geluidsreducerende maatregelen getroffen, waardoor het Aquarius 4 model verstoringsafstanden van meer dan 50 km berekent en zeer veel verstoorde bruinvissen). Dergelijke grote verstoringsafstanden zijn waarschijnlijk niet realistisch (zie Hoofdstuk 4 Onzekerheden en Leemten in kennis).

Tabel 3-6 Schatting van de gevolgen van de aanleg van windparken op zee op de internationale bruinvispopulatie in de periode 2016 – 2030 (internationale scenario), inclusief rekenvarianten voor de versnelling in Nederland (zie Figuur 1-1 en Tabel 1-2 voor windenergiegebieden van de rekenvarianten). Geluidnorm: SEL_{ss} (750 m) = 160 dB re μ 1 Pa²s voor windenergiegebieden IJmuiden Ver + windenergiezoekgebieden voor versnelling. Overige geluidnormen volgens regelgeving in Duitsland, Denemarken, België, het Verenigd Koninkrijk en de kavelbesluiten (NL).

	Rekenvariant		
	III	II	I
Geïnstalleerd vermogen 2016 - 2030 internationaal scenario (GW)	77,5	73,5	71,5
Aantal bruinvisverstoringsdagen internationaal scenario (vooral UK)	23.893.903	23.783.417	23.725.953
Aantal bruinvisverstoringsdagen NL bijdrage	1.412.726	1.302.240	1.244.776
Populatiereductie internationaal scenario	46.261	46.088	45.874
Populatiereductie NL-bijdrage	1.797	1.624	1.410
Populatiereductie internationaal scenario (% Noordzeepopulatie)	12,4%	12,4%	12,3%
Populatiereductie NL-bijdrage (% Noordzeepopulatie)	0,5%	0,4%	0,4%

4 Onzekerheden en leemten in kennis

Elke stap van de procedure die is doorlopen bij het bepalen van de effecten op populaties met de daarbij behorende parameters kent een bepaalde mate van onzekerheid. Het kan daarbij gaan om onzekerheden als gevolg van een min of meer bekende variatie, maar ook als gevolg van het feit dat over een bepaalde parameter weinig of vrijwel niets bekend is (dit is een kennisleemte). Een overzicht:

Kwantificering van brongeluid en geluidpropagatie

- Ondanks dat in de beschrijving van de fysica van de afstraling en propagatie van geluid significante verbeteringen zijn aangebracht in het Aquarius 4 model (de Jong e.a. 2019), blijft de kwantitatieve voorspelling van de SEL_{ss} onzeker. Dit geldt met name voor de hoogfrequente component van het geluid. De resultaten van de modellering met Aquarius 4 kwamen echter goed overeen met de ongewogen breedband SEL_{ss} die tijdens de constructie van het Gemini windpark is gemeten. Om (nog) meer vertrouwen en de voorspelde geluidniveaus te krijgen is het nodig dat het model voor meer scenario's wordt gevalideerd (verschillende hamerconfiguraties en omgevingsvariabelen). Bovendien worden in het Aquarius 4 model de effecten van mitigerende maatregelen, zoals heimantels en bellenschermen, nog niet expliciet berekend, maar als een correctie achteraf meegenomen.

Dosis-reponsrelatie voor verstoring/gedragsverandering

- In de berekeningen voor bruinvissen is vooralsnog geen rekening gehouden met de gehoorgevoeligheid als gevolg van de frequentie. Het is aannemelijk dat het toepassen van een met de frequentiegevoeligheid van het gehoor van de bruinvissen gewogen SEL-waarde een betere voorspelling geeft van de gedragsreactie. De ten tijde van het opstellen van de actualisatie van het KEC beschikbare gegevens lieten het echter niet toe duidelijke conclusies te trekken over de noodzaak daartoe. Tougaard et al. (2015a) hebben er enige tijd geleden op gewezen dat frequentieweging met een filter dat is gebaseerd op de inverse van het audiogram geschikt zou zijn voor het bepalen van effecten. De US National Marine Fisheries Service onderschrijft dit en heeft frequentieweging al geïmplementeerd in hun technische handleiding voor het bepalen van effecten op het gehoor van zeezoogdieren (NMFS, 2016). Als het gaat om projecten waar het heigeluid wordt gemitigeerd door gebruik van bellenschermen zou de toepassing van frequentieweging bij het bepalen van gedragsverstoring bij bruinvissen tot veel kleinere voorspelde verstoringsoppervlakken leiden, omdat het geluid in de voor bruinvissen relevante frequenties beter wordt gedempt (Dähne e.a. 2017). Dit geldt ook voor gebieden met relatief grote waterdiepten en waar geen mitigerende maatregelen worden genomen, zoals in het Verenigd Koninkrijk. Door bij de actualisatie van het KEC uit te gaan van breedband geluidniveaus worden voor dergelijke locaties zeer grote verstoringafstanden berekend (> 50 km), die in werkelijkheid niet worden waargenomen (Graham et al. 2019). In het Verenigd Koninkrijk wordt voor bruinvissen uitgegaan van een maximale verstoringafstand van 26 km (Tougaard et al. 2015b).

Kwantificeren van het aantal verstoorde dieren

- Voor bruinvissen wordt bij de actualisatie van het KEC gebruik gemaakt van de kaart van Gilles et al. (2020), die een schatting geeft van de gemiddelde zomerdichtheid van bruinvissen op de Zuidelijke Noordzee in de periode 2016 – 2019 (inclusief 95% betrouwbaarheidsinterval). Het betekent dat in de berekeningen geen rekening is gehouden met seizoenafhankelijke verschillen in de verspreiding. Verder is nog vrijwel niets bekend over eventuele seizoenafhankelijke migratiepatronen, locatietrouw en mogelijke sexe- en leeftijd-specifieke variatie hierin. Hoewel in Deense wateren (zender)onderzoek loopt, waardoor voor individuele dieren meer informatie beschikbaar komt (e.g. Sveegaard, 2011, Nielsen e.a. 2018), zal deze leemte voor de Noordzee niet op korte termijn worden opgevuld. Hierdoor blijft het lastig een nauwkeurigere schatting te maken van het aantal dieren die in verschillende tijden van het jaar worden beïnvloed.

Doorvertalen van effecten op individuele bruinvissen naar populatie-effecten (iPCoD)

- Omvang gevoelige deelpopulatie (vulnerable subpopulation), een van de parameters in het iPCoD model. In de berekeningen voor de actualisatie van het KEC, die aan de basis hebben

gelegen voor de berekeningen in deze notitie, is uitgegaan van een *vulnerable subpopulation* die gelijk is aan de totale omvang van de Noordzeepopulatie. De belangrijkste redenen hiervoor zijn 1) dat er geen duidelijke aanwijzingen zijn dat er binnen de Noordzeepopulatie van bruinvissen deelpopulaties zijn die aan een kleiner deelgebied zijn gebonden en 2) uit een recente publicatie blijkt dat de *home range* van bruinvissen behoorlijk groot kan zijn (Nielsen e.a. 2018). Voor het KEC 1.0 is de gevoeligheid van de modelresultaten voor drie verschillende grootten van de *vulnerable subpopulation* onderzocht (Heinis e.a. 2015). Uit deze analyses bleek dat de omvang van de *vulnerable subpopulation* een rol begint te spelen bij een (berekende) populatiereductie van ongeveer de helft van de omvang van de *vulnerable subpopulation*. Het totale effect wordt beperkt tot ongeveer 80% van de *vulnerable subpopulation*. Dit betekent ook dat bij hogere waarden berekende populatiereductie toeneemt met de gekozen omvang van de *vulnerable subpopulation*. Een keuze voor een relatieve grote vulnerable subpopulation reduceert daarom het risico dat effecten worden onderschat.

- Doorvertaling van bruinvisverstoring naar effecten op vital rates. Het iPCoD model is in 2018 grondig geüpdatet en verbeterd, met name voor de bruinvis. Bij het bepalen van de relatie tussen verstoring en *vital rates* is gebruik gemaakt van een door de Universiteit van Amsterdam in samenwerking met de Universiteit van St. Andrews ontwikkeld state-of-the-art energiebudget model. Uit de modelberekeningen blijkt duidelijk dat bruinvissen in veel gevallen voor een (tijdelijk) verlies van foerageermogelijkheden kunnen compenseren. Het is echter nog niet duidelijk of en zo ja, waarom de gebieden waar de grootste dichtheid wordt gezien ook de meest geschikte gebieden zijn. Hebben bruinvissen die uit een dergelijk geschikt gebied worden verdreven ook werkelijk minder kans te overleven en hoe hangen seizoensvariaties in het voorkomen samen met variaties in het voorkomen van voedsel?
- Aanname in iPCoD model over populatieontwikkeling en demografische parameters. In het Interim PCoD model is ervan uitgegaan dat de bruinvispopulatie stabiel is en dat de populatieontwikkeling niet afhangt van de dichtheid. Voor de modeluitkomsten betekent dit dat na een eenmaal aangebracht effect op de populatie, *i.e.* een afname als gevolg van de activiteiten, de populatie hiervan na het beëindigen van de activiteiten niet herstelt. Dit is waarschijnlijk niet realistisch. Voor een meer realistische inschatting van de populatieontwikkeling in de jaren van de verstoring, maar vooral na het beëindigen ervan is meer kennis nodig over dichtheidsafhankelijke effecten op populatieontwikkeling. Is de 'carrying capacity' bereikt en zo ja, wat zijn beperkende factoren voor populatiegroei? Speelt competitie om voedsel een rol als de dichtheid van dieren toeneemt als zij door onderwatergeluid uit een bepaald gebied worden verdreven?

Doorvertalen van effecten op individuele gewone en grijze zeehonden naar populatie-effecten

Voor de **gewone en de grijze zeehond** zijn door zenderonderzoek veel meer gegevens over het natuurlijke gedrag in het veld beschikbaar dan voor de bruinvis. Het betreft zowel populatieschattingen als kennis over beweging van individuele dieren. In combinatie met experimenteel bepaalde gegevens over de energetische 'kosten' van gedragsverandering (zie bijvoorbeeld Rosen et al. 2007; Sparling & Fedak 2004; Sparling et al. 2007) zou het effect op de populatie kunnen worden ingeschat door een zogenaamd '*agent based*' model (zie bijvoorbeeld (Nabe-Nielsen et al. 2014) te combineren met een Dynamisch Energie Budget. Inmiddels is door WMR, in samenwerking met SMRU/Universiteit van St. Andrews een start gemaakt met de ontwikkeling van een dergelijk model (Chudzinska et al. 2021). Het zal echter nog enkele jaren duren voordat dit model operationeel is. Voor het schatten van effecten op de gewone en grijze zeehonden op het NCP is daarom, net als voor de bruinvissen gebruik gemaakt van de 2019-update van het Interim PCoD model. Ook hier is ervan uitgegaan dat alle op het NCP voorkomende zeehonden tot de *vulnerable subpopulation* behoren. Voor overige gehanteerde demografische parameters wordt verwezen naar Heinis/de Jong et al (in prep.).

5 Conclusies

- Mits de geluidproductie tijdens de aanleg voldoende wordt beperkt, treden bij de versnelde ontwikkeling van windenergie op zee tot en met 2030 geen onacceptabele cumulatieve effecten op de populaties van bruinvissen, gewone en grijze zeehonden op het NCP op: de gestelde ecologische normen worden niet overschreden.
- Effecten op Natura 2000-gebieden waar instandhoudingsdoelstellingen voor deze drie soorten gelden, kunnen daarmee worden uitgesloten, noch is de Gunstige Staat van Instandhouding voor deze soorten in het geding.
- Uit de berekeningen blijkt dat tot ca. 16,7 GW extra vermogen kan worden geïnstalleerd bovenop de eerder in de KECs 1.0 – 3.0 beoordeelde ca. 10,7 GW.
- Voor de berekeningen zijn *worst case* uitgangspunten gehanteerd; door verder onderzoek kan de onzekerheid aanzienlijk worden gereduceerd; dit zal tot kleinere berekende effecten leiden, met name voor bruinvissen.
- Ook de toepassing van alternatieve, geluidarme technieken zal tot kleinere, berekende effecten leiden.

6 Referenties

- Aarts, G., et al. in prep.
- Aarts, G., J. Cremer, R. Kirkwood, J.T. van der Wal, J. Matthiopoulos & S. Brasseur, 2016. Spatial distribution and habitat preference of harbour seal (*Phoca vitulina*) in the Dutch North Sea. Wageningen Marine Research report C118/16.
- Aarts, G., S. Brasseur & R. Kirkwood, 2018. Behavioural response of grey seal to pile-driving. Wageningen Marine Research Report, C006/18.
- Ainslie, M.A., C.A.F. de Jong, H.S. Dol, G. Blacquière & C. Marasini, 2009. Assessment of natural and anthropogenic sound sources and acoustic propagation in the North Sea. Report TNO-DV 2009 C085.
- Binnerts, B., C. de Jong, M. Ainslie, M. Nijhof, Roel Müller & E. Jansen, 2016. Validation of the Aquarius models for prediction of marine pile driving sound. Sponsored by Rijkswaterstaat. TNO report TNO 2016 R11338.
- Booth, C., and F. Heinis, 2018. Updating the Interim PCoD Model: Workshop Report - New transfer functions for the effects of permanent threshold shifts on vital rates in marine mammal species.
- Booth, C., F. Heinis & J. Harwood, 2019. Updating the Interim PCoD Model: Workshop Report – New transfer functions for the effects of disturbance on vital rates in marine mammal species. Report Code SMRUC-BEI-2018-011.
- Brandt, M.J., A-C. Dragon, A. Diederichs, M.A. Bellmann, V. Wahl, W. Piper, J. Nabe-Nielsen & G. Nehls, 2018. Disturbance of harbour porpoises during construction of the first seven offshore wind farms in Germany. Mar. Ecol. Prog. Ser. 596: 213 – 232.
- Chudzinska, M., J. Nabe-Nielsen, S. Smout, G. Aarts, S. Brasseur, I. Graham, P. Thompson, B. McConnell, 2021. AgentSeal: Agent-based model describing movement of marine central-place foragers. Ecological Modelling 440 (2021) 109397.
- Costa, D.P., 2012. A bioenergetics approach to developing a population consequences of acoustic disturbance model. In: Popper AN, Hawkins A (eds) "The effects of noise on aquatic life. Advances in experimental medicine and biology." Springer Science and Business Media, New York, NY, p. 423–426.
- Dähne, M., J. Tougaard, J. Carstensen, A. Rose & J. Nabe-Nielsen, 2017. Bubble curtains attenuate noise from offshore wind farm construction and reduce temporary habitat loss for harbour porpoises. Mar Ecol Prog Ser 580: 221–237.
- de Jong, C.A.F., B. Binnerts, M. Prior, M. Colin, M. Ainslie, I. Muller & I. Hartstra, 2018. Wozep – WP2: update of the Aquarius models for marine pile driving sound predictions. TNO Report, TNO 2018 R11671.
- Geelhoed, S., M. Scheidat, G. Aarts, R. van Bemmelen, N. Janinhoff, H. Verdaat & R. Witte, 2011. Shortlist Masterplan Wind - Aerial surveys of harbour porpoises on the Dutch Continental Shelf. IMARES report C103/11.
- Gilles, A., N. Ramirez-Martinez, D. Nachtsheim & U. Siebert, 2020. Update of distribution maps of harbour porpoises in the North Sea. Comissioned by Rijkswaterstaat. University of Veterinary Medicine, Institute for Terrestrial and Aquatic Wildlife Research (ITAW).
- Gilles, A., S. Viquerat, E.A. Becker, K.A. Forney, S.C.V. Geelhoed, J. Haelters, J. Nabe-Nielsen, M. Schiedat, U. Siebert, S. Sveegaard, F.M. van Beest, R. van Bemmelen & G. Aarts, 2016. Seasonal habitat-based density models for a marine top predator, the harbor porpoise, in a dynamic environment. Ecosphere 7: e01367. 10.1002/ecs2.1367.
- Graham, I.M., N.D. Merchant, A. Farcas, T.R. Barton, B. Cheney, S. Bono & P.M. Thompson, 2019. Harbour porpoise responses to pile-driving diminish over time. R. soc. open sci. 6: 190335.
- Harwood, J., S. King, R. Schick, C. Donovan & C. Booth, 2013. A protocol for implementing the interim population consequences of disturbance (PCOD) approach: quantifying and assessing the effects of UK offshore renewable energy developments on marine mammal populations. Report SMRUL-TCE-2013-014. Scottish Marine and Freshwater Science 5(2).
- Heinis F., C.J. de Jong & Werkgroep Onderwatergeluid, 2015. Cumulatieve effecten van impulsief onderwatergeluid op zeezoogdieren. Rapport TNO 2015 R10335.
- Heinis, F., C.A.F. de Jong, S. von Benda-Beckmann & B. Binnerts, 2019. Framework for Assessing Ecological and Cumulative Effects – 2018; Cumulative effects of offshore wind farm construction on harbour porpoises. HWE rapport: 18.153RWS_KEC2018, January 2019.

- Kastelein, R.A., P.J. Wensveen, J.M. Terhune & C.A.F de Jong, 2011. Near-threshold equal-loudness contours for harbor seal (*Phoca vitulina*) derived from reaction times during underwater audiometry: A preliminary study. *J. Acoust. Soc. Am.* 129: 488 – 495.
- Ministerie Landbouw, Natuurbeheer en Voedselkwaliteit (Ministry of Agriculture, Nature and Food Quality), 2020. Updated Conservation Plan for the Harbour Porpoise *Phocoena phocoena* in the Netherlands: Maintaining a Favourable Conservation Status.
- Ministerie van Economische Zaken & Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2016a. Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee. Deelrapport A: Methodebeschrijving.
- Ministerie van Economische Zaken & Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2016b. Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee. Deelrapport B: Beschrijving en beoordeling van cumulatieve effecten bij uitvoering van de Routekaart Windenergie op zee.
- Ministerie van Infrastructuur en Milieu, i.s.m. ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, 2012. Mariene Strategie voor het Nederlandse deel van de Noordzee 2012-2020, Deel 1.
- Nabe-Nielsen, J. R.M. Sibly, J. Tougaard, J. Teilmann & S. Sveegaard, 2014. Effects of noise and by-catch on a Danish harbour porpoise population. *Ecol. Modell.* 272, 242–251.
- New, L.F., J. S. Clark, D. P. Costa, E. Fleishman, M. A. Hindell, T. Klanjšček, D. Lusseau, S. Kraus, C. R. McMahon, P. W. Robinson, R. S. Schick, L. K. Schwarz, S. E. Simmons, L. Thomas, P. Tyack, J. Harwood. 2014. Using short-term measures of behaviour to estimate long-term fitness of southern elephant seals. *MEPS* 496:99-108.
- Nielsen, N.H., J. Teilmann, S. Sveegaard, R.G. Hansen, M-H.S. Sinding, R. Dietz & M.P. Heide-Jørgensen, 2018. Oceanic movements, site fidelity and deep diving in harbour porpoises from Greenland show limited similarities to animals from the North Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 597, 259 – 272.
- NMFS – National Marine Fisheries Service, 2016. Technical Guidance for Assessing the Effects of Anthropogenic Sound on Marine Mammal Hearing: Underwater Acoustic Thresholds for Onset of Permanent and Temporary Threshold Shifts. NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-55.
- NRC – National Research Council, 2005. Marine mammal populations and ocean noise: Determining when noise causes biologically significant effects. National Academies Press, Washington DC.
- Rosen, D.A.S., A.J. Winship & L.A. Hoopes, 2007. Thermal and digestive constraints of foraging behaviour in marine mammals. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 362: 2151-2168.
- Soldaat, L. & M. Poot, 2020. Analyse bruinvisgegevens en evaluatie monitoring Noordzee – Kwaliteitsborging IHM 2019. CBS research paper, projectnummer 190220.
- Sparling, C.E. & M.A. Fedak, 2004. Metabolic rates of captive grey seals during voluntary diving. *J Exp Biol* 207: 1615-1624.
- Sparling, C.E., J-Y. Georges, S.L. Gallon, M. Fedak & D. Thompson, 2007. How long does a dive last? Foraging decisions by breath-hold divers in a patchy environment: a test of a simple model. *Animal Behaviour* 74: 207-218.
- Sveegaard, S., J. Teilmann, P. Berggren, K.N. Mouritsen, D. Gillespie & J. Tougaard, 2011. Acoustic surveys confirm the high-density areas of harbor porpoises found by satellite tracking. *ICES Journal of Marine Science* 68: 929–936.
- Tougaard, J., A.J. Wright & P.T. Madsen, 2015a. Cetacean noise criteria revisited in the light of proposed exposure limits for harbour porpoises. *Marine Pollution Bulletin* 90: 196–208.
- Tougaard, J., S. Buckland, S. Robinson & B. Southall, 2015b. An analysis of potential broad-scale impacts on harbour porpoise from proposed pile driving activities in the North Sea. Report of an expert group convened under the Habitats and Wild Birds Directives – Marine Evidence Group. Commissioned by Department for Environment, Food and Rural Affairs (Defra).
- Verfuss, U.K., R.R. Sinclair & C.E. Sparling, 2019. A review of noise abatement systems for offshore wind farm construction noise, and the potential for their application in Scottish waters. *Scottish Natural Heritage Research Report No.* 1070.
- Whyte, K.F., D.J.F Russell, C.E.F. Sparling, B. Binnerts & G. Hastie, 2020. Estimating the effects of pile driving sounds on seals: Pitfalls and possibilities. *J. Acoust. Soc. Am.* 147, 3948.

BIJLAGE 1 ECOLOGISCHE EFFECTNORM ZEEHONDEN

Memo

Aan: Jeroen Vis (LNV)

Van: Floor Heinis

CC: Martine Graafland (RWS ZD), Frans-Peter Lam (TNO)

Datum: 3 juni 2021

Betreft: Ecologische effectnorm zeehonden (ALI - *Acceptable Level of Impact*)

1 Achtergrond

In hoofdstuk 4 van deelrapport B van de eerste versie van het Kader Ecologie en Cumulatie (KEC 1.0) is een mogelijke aanpak voor het bepalen van effecten van de realisatie van windenergie op zee op populaties van gewone en grijze zeehonden beschreven. Daarin is voorgesteld om de stappen uit de redeneerlijn voor bruinvissen direct te vertalen naar zeehonden, maar verder niet in het KEC uit te werken. Er kon namelijk worden beredeneerd dat de verwachte effecten van de aanleg van de in het KEC 1.0 beoordeelde Nederlandse windparken op de zeehondenpopulaties minder groot zouden zijn dan op de bruinvisspopulatie. Dit was vooral gebaseerd op het feit dat de gemiddelde dichtheid van bruinvissen op de onderzochte windenergiegebieden hoger is dan die van zeehonden. In de update 2018 van het KEC is deze lijn voortgezet (KEC 3.0). In de MERren en PBs die aan de kavelbesluiten voor de windenergiegebieden uit het Energieakkoord en de Routekaart Wind op Zee 2030 ten grondslag liggen, zijn mogelijke effecten op zeehonden echter wel berekend en op hoofdlijnen beoordeeld. In alle gevallen is op grond van waargenomen dichtheden van zeehonden in de windenergiegebieden en tijdelijkheid van de effecten geconcludeerd dat significante effecten op de populaties niet zouden optreden. Mogelijke effecten van verstoring door het constructiegeluid op de *vital rates* van gewone en grijze zeehonden en de eventuele doorvertaling naar effecten op de populatieomvang zijn in deze studies echter niet bepaald.

In de KEC 4.0 update wordt de redeneerlijn voor het berekenen van de effecten van de realisatie van windenergie op zee op de populaties van gewone en grijze zeehonden weer opgepakt. De voorgestelde aanpak uit KEC 1.0 zal, mede op basis van de ervaringen in de MER/PB-studies worden geactualiseerd. Voor het kwantificeren van effecten op de populatie zal gebruik worden gemaakt van het Interim PCoD model, waarvan in 2019 ook voor zeehonden een volledige update is gepubliceerd. Ten behoeve van het KEC 4.0 zullen dus, net als voor bruinvissen, effecten van de constructie van windparken op zee op de populaties van gewone en grijze zeehonden worden berekend. Dit maakt het ook mogelijk om de resultaten van deze berekeningen te toetsen aan een, nog op te stellen ecologische effectnorm voor zeehonden.

Het is de bedoeling dat het bevoegd gezag als onderdeel van het KEC 4.0 een norm stelt aan de acceptabele impact van de aanleg van de windparken op de beide zeehondensoorten. Hierna wordt daarvoor op grond van een aantal overwegingen een voorstel gedaan.

2 Advies voor een acceptabele effectnorm voor zeehonden

Op 27 mei j.l. is een overleg met de Werkgroep Zeezoogdieren en Onderwatergeluid geweest, waarin ook de acceptabele effectnorm voor zeehonden aan de orde kwam. In dit overleg is voorgesteld om van dezelfde norm uit te gaan als voor bruinvissen op grond van de overwegingen in onderstaande tabel, mede omdat er geen zwaarwegende redenen lijken te zijn om een andere, strengere of soepelere norm te hanteren. In het werkgroepoverleg zijn geen argumenten naar voren gebracht om van een andere norm uit te gaan.

Soort	Landelijke Svl	Populatietrend	
		Nederland	Internationaal
Bruinvis	Gunstig	Stabiel	Stabiel
Gewone zeehond	Gunstig	Stabiel/groeiend	Stabiel?
Grijze zeehond	Gunstig	Groeiend	Groeiend

Het betekent dat voor bruinvissen, gewone en grijze zeehonden de volgende norm voor een acceptabel ecologisch effect zou gaan gelden:

“Door de aanleg van windparken op zee moeten populatie van bruinvissen, gewone zeehonden en grijze zeehonden op het NCP met grote zekerheid (>95%) op minimaal 95% van de huidige omvang blijven (ofwel: de kans dat de populatiereductie $\geq 5\%$ moet $\leq 5\%$ zijn).”

BIJLAGE 2 MODELLERING HEIGELUID

Per locatie is de onderwatergeluidverspreiding voor het heien van een representatieve fundatiepaal (turbine en platform) berekend. De geluidverspreiding hangt af van:

- type heihamer, massa van de hamer en hamerklapenergie
- massa van het aambeeld en contactstijfheid
- diameter, wanddikte en materiaal van de heipaal
- lengte van de heipaal in het water en in het sediment
- mitigatiemaatregel (bellenscherm, mantel, ...)
- waterdiepte (bathymetrie) rond de paal
- sedimenteigenschappen rond de paal (dichtheid, geluidssnelheid en absorptie)
- windsnelheid / golfhoogte

TNO heeft in de afgelopen jaren een suite van Aquarius rekenmodellen ontwikkeld waarmee de onderwatergeluidverspreiding rond een heipaal berekend kan worden. De keuze van een modelversie uit die suite hangt af van de beschikbare informatie en de complexiteit van de berekening (aantal door te rekenen variaties). De onzekerheid in de berekende geluidverspreiding zou in theorie af moeten nemen wanneer meer gedetailleerde informatie beschikbaar is. De beperkte modelvalidatie (PAWP, Luchterduinen, Gemini) laat zien dat we nog niet goed in staat zijn om die onzekerheid te kwantificeren, omdat we de bijdragen van de diverse parameters (zie de lijst hierboven) aan de onzekerheid niet goed kunnen scheiden.

- Voor de heigeluidberekeningen in deze studie is gebruik gemaakt van het, in het kader van Wozep verder ontwikkelde, Aquarius 4 model, zie de Jong e.a. (2018).
- De Aquarius 4 modelberekeningen leiden tot een geluidverspreiding in termen van het tertsbandspectrum van de SELss in de omgeving van de paal als functie van afstand en diepte.
- Als maat voor het kwantificeren van mogelijke verstoring van bruinvissen gebruiken we, in overeenstemming met de KEC redeneerlijn uit 2015, de ongewogen breedband waarde van de berekende SELss.
- Daarbij kiezen we de maximale waarde van de SELss over de waterdiepte⁸. In Aquarius 4 wordt de SELss als functie van de diepte berekend in 10 equidistante stappen en vervolgens het maximum genomen.

Hamer

Hamerstype en energie worden in een laat stadium van het ontwerp gekozen. Voor deze studie wordt op aangeven van RWS aangenomen dat in alle gevallen de windturbines geplaatst worden op monopile fundaties, die worden geslagen met een geschatte maximum hamerenergie van 2000 kJ. Naar verwachting zal het vermogen per turbine over de jaren toenemen. Voor het heien van de monopiles voor turbines groter dan 12 MW wordt een maximum hamerenergie van 4000 kJ aangenomen. De grootste huidige hamer van IHC heeft een vermogen van 4000 kJ (max paaldiameter 7,5 m). Ook voor het heien van de kleinere palen (2-3m) voor de jacket fundaties van de platforms wordt een hamerenergie van 2000 kJ verondersteld, op basis van informatie verstrekt door TenneT.

Het Aquarius 4 model maakt gebruik van een geïdealiseerd model van de hamer (Deeks & Randolph, 1994). Daarvoor zijn gegevens nodig van de kinetische energie van de hamer, de massa's van de hamer en het aambeeld en van de contactstijfheid tussen hamer en aambeeld. Een analyse van alle mogelijke hamer types valt buiten de scope van de studie bij gebrek aan voldoende gedetailleerde gegevens. De bij Gemini toegepaste (IHC S-2000) hamer is als startpunt gebruikt voor het bepalen van de uiteindelijke parameters:

- Turbines t/m 12 MW: paaldiameter $D = 5.5$ m, 2000 kJ hamerenergie
- Turbines 15 MW: paaldiameter $D = 7,5$ m, 4000 kJ hamerenergie
- Platformpalen: paaldiameter $D = 3$ m, 2000 kJ hamerenergie

⁸ In het Aquarius 1 kwam dat goed overeen met de waarde op 1 m van de bodem.

Overige parameters:

- Wanddikte monopile (API formule): $t = 0.01D + 6.35e^{-3}$ m
- Aambeeld massa = ram massa = hamerenergie * (1 ton/20 kJ)
- Contactstijfheid 20 GN/m

Locaties

De door RWS aangeleverde scenario's geven een centrale locatie voor elk gepland park. Dit levert niet noodzakelijk een 'realistische worst case' voor de berekende verstoringoppervlakte. Die worst case zal in het algemeen optreden bij de grootste diepte in het park en op de grootste afstand van de kust. Per park is daarom op basis van de bathymetrie een 'realistische worst case' locatie in de nabijheid van het opgegeven centrale punt gekozen.

Sediment

In de Aquarius modellen wordt het sediment gemodelleerd als een equivalente uniforme vloeistof (zonder afschuifstijfheid of gelaagdheid). In het Wozep onderzoek is aangetoond dat deze aanname laagfrequent leidt tot een goede match met de U8 meetdata, mits rekening gehouden wordt met een frequentieafhankelijke absorptie in het sediment. De volgende keuzen zijn gemaakt:

- 'Medium sand' parameterwaarden (Ainslie 2010, tabel 4.18): $\rho = 2086 \text{ kg/m}^3$, $c = 1797 \text{ m/s}$, en $\alpha = 0.88 \text{ dB}/\lambda$, bij een geluidsnelheid in het water van 1500 m/s.
- Afnemende absorptie ($\sim f^{1.8}$) beneden 250 Hz

Wind

Vanwege onzekerheid over de betrouwbaarheid van de modellering van het extra propagatieverlies ten gevolge van verstoring van het wateroppervlak door wind en golven is besloten om voorzichtigheidshalve dit effect weg te laten in de Aquarius 4 berekeningen, dus windsnelheid 0 m/s

- In 2015 werd het gemiddelde genomen van het met Aquarius 1 berekende verstoringsooppervlak met en zonder windverliezen. Achteraf is geconstateerd dat het model voor windverliezen in Aquarius 1 vooral zinvol was om de fout die gemaakt werd door de keuze voor een puntbronmodel te compenseren.
- In de nieuwe Aquarius 4 versie is dat niet meer nodig en nemen we de contouren voor berekeningen zonder wind.

Transformatorplatforms

- gemiddeld 2 jacketpalen per dag
- hamerenergie 2000 kJ
- aanleg van de platforms één jaar voor het heien van de turbinefundaties

BIJLAGE 3 MODELLERING GEOFYSISCH SURVEYS

Bijlage 3.1 Beschrijving scenario's

Geofysische surveys worden over tijdsspanne van een aantal (1-5) jaren voor de aanleg van een windpark uitgevoerd om bodemgesteldheid in verschillende lagen in kaart te brengen en eventuele aanwezigheid van oude munitie te identificeren. Deze surveys beslaan zowel het gebied waar geheid (turbines en platforms) wordt, als ook het tracé waarlangs de kabels naar de kust worden gelegd.

Het scenario voor de geofysische survey bestaat uit 4 deelscenario's:

- 1) Globale survey van het gebied van het toekomstig windmolenpark
- 2) Gedetailleerde survey van de locaties van de toekomstige turbines, platforms en infield-kabels
- 3) Globale survey van het kabeltracé
- 4) Gedetailleerde survey van het kabeltracé

Ad 1) Globale survey van het gebied van het toekomstig windmolenpark

Uitgangspunten:

- Een geofysische survey bestrijkt ongeveer 10 km² per dag en gaat 24 uur continu door (afgezien van slecht weer en de maandelijkse uitwisseling van de bemanning, die we in deze studie negeren). Het aantal dagen per park = oppervlak geofysische survey (km²) gedeeld door 10.
- We nemen aan dat deze in het 5 jaar voor aanleg van het park wordt uitgevoerd.
- Er wordt gewerkt met een multibeam, een sidescan sonar, een magnetometer, een subbottom profiler en een multi channel sparker, de verschillende doelen). Hier wordt uitgegaan van het gebruik van een sparker als *worst case* scenario, wat leidt tot effectafstanden van 3 km.
- We doen geen locatie-specifieke akoestische berekeningen, maar gaan er van uit dat per dag 10 km² gescand wordt, met een geschatte maximale verstoringsafstand (sarker) van ~3 km. Voor een rechthoekig scangebied wordt dat ~84 km² verstoringsoppervlak per dag.

Ad 2) Gedetailleerde survey van de locaties van de toekomstige turbines, platforms en infield-kabels

Uitgangspunten:

- Typische uitgevoerd 1 a 2 jaar voor aanleg park (conform Gemini). Hierbij gaan we uit van 1 jaar voor de aanleg.
- Rest zelfde aannames als bij de Globale surveys (1)

Ad 3) Globale survey van het kabeltracé

Uitgangspunten:

- Het betreft een survey van het tracé van windzoekgebied naar land. Daarnaast wordt tevens een survey van de locatie van het platform / de platforms voorzien, vooral m.b.t. obstakels (Side Scan Sonar, Bathymetrie) en magnetische contacten (ivm 'unexploded ordnance', ook wel UXO's).
- Het totale gesurveyde oppervlak wordt geschat door het aantal km kabel maal een strook breedte. Deze breedte is afhankelijk van het aantal kabels en afstand tot het part (geschatte waarden in Bijlagetabel 3-3).
- Typische uitgevoerd 2 jaar voor het globale onderzoek.
- Tijdens deze survey wordt gebruik gemaakt van een Magnetometer, Sidescan Sonar, Subbottom profiler, Singlebeam en Multibeam Echolood. Een multi channel sparker is mogelijk niet nodig als de sub-bottom profiler voldoende informatie op kan leveren tot de begraafdiepte van de kabels (1 – 2 meter) vermeerderd met de hoogte van de zandgolven (locatie specifiek) en wordt hier niet meegenomen.
- omdat geen zeer diepe bodempenetratie nodig is. Hier hanteren we een effectafstand voor de sub-bottom profiler typische afstand van 1 km (zie Bijlagetabel 3-4).

We doen geen locatie-specifieke akoestische berekeningen, maar gaan er van uit dat per dag 10 km² gescand wordt, met een geschatte maximale verstoringsafstand (sub-bottom profiler) van ~1 km. Voor een rechthoekig scangebied wordt dat ~30-36 km² verstoringsoppervlak per dag (afhankelijk van tracé).

Ad 4) Gedetailleerde survey van het kabeltracé

Uitgangspunten:

- Het tracé van windzoekgebied naar land, wordt geschat door het aantal km tracé maal een strook rond de kabel (ca. 100 meter rond de kabel).
- Vindt plaats 1 jaar voor de aanleg van het turbines.
- Tijdens de survey wordt gebruikt gemaakt van de volgende systemen: Magnetometer, Sidescan Sonar, Subbottom profiler, Singlebeam en Multibeam Echolood, omdat geen zeer diepe bodempenetratie nodig is. Hier hanteren we een effectafstand voor de sub-bottom profiler typische afstand van 1 km (zie Bijlagetabel 3-4). Over het grootste gebied is een beperkte penetratie nodig, alleen tussen de kust en die 3 km lijn is wel een diepere penetratie nodig – orde 10 meter.
- We doen geen locatie-specifieke akoestische berekeningen, maar gaan er van uit dat per dag 10 km² gescand wordt, met een geschatte maximale verstoringsafstand (sub-bottom profiler) van ~1 km. Hierbij worden eventuele bijdrage van inzet sparker tijdens de laatste 3 km en de kust en in rond het gebied van de platforms verwaarloosd. Voor een rechthoekig sangebied wordt dat ~30-36 km² verstoringsooppervlak per dag (afhankelijk van tracé).

De bovenstaande scenario's leiden tot de volgende schema's per park (Bijlagetabel 3-1) en per platform/kabeltracé (Bijlagetabel 3-2):

Bijlagetabel 3-1 Schema geofysische survey per park

Wanneer	Activiteit	Verstoringsooppervlak per dag / km ²
5 jaar voor aanleg	Globale survey gebied windmolenpark en platforms	84
1 jaar voor aanleg	Gedetailleerde survey van de locaties van de toekomstige turbines en platforms	84

Bijlagetabel 3-2 Schema geofysische survey per kabeltracé

Wanneer	Activiteit	Verstoringsooppervlak per dag / km ²
2 jaar voor aanleg	Globale survey van het kabeltracé	36
1 jaar voor aanleg	Gedetailleerde survey van het kabeltracé	36

Schattingen voor de kabeltracés zijn afhankelijk van de afstand tot het land en type kabelverbinding (AC of DC). De bij de schatting van het aantal bruinvisverstoringdagen ten gevolge van de surveys gehanteerde waardes staan aangegeven in onderstaande Bijlagetabellen 3-3 en 3-4. Met de aanname dat het aantal dierverstoringdagen voor de globale en gedetailleerde surveys gelijk is, wordt het totale aantal geschatte bruinvisverstoringdagen voor de vier surveys van het scenario voor de geofysische survey voor de Nederlandse zoekgebieden voor wind op zee (uit bijlagetabellen 3-3 en 3-4) geschat op 61.622. Dat komt overeen met ongeveer 3% van het geschatte aantal bruinvisverstoringdagen door het heien bij de aanleg van de parken (ongeveer 2,7 miljoen).

Bijlagetabel 3-3 Geschatte waarde voor de bruinvisverstoringdagen ten gevolge van een geofysische survey van de zoekgebieden, berekend uit de in de tabel aangegeven aangenomen parameters voor deze surveys.

Zoekgebied	Oppervlak	Aantal dagen survey	Verstorings-oppervlak per dag / km ²	Dichtheid voorjaar (ind/km ²)	bruinvisverstoringdagen
Borssele 3	61	6	84	0,71	365
Borssele 4 - Blauwwind	61	6	84	0,71	362
Borssele 1	56	6	84	0,80	375
Borssele 2	56	6	84	0,73	344
Borssele Site V -Two towers	1	0,1	84	0,75	4
Hollandse Kust Zuid Holland I	52	5	84	1,12	488
Hollandse Kust Zuid Holland II	52	5	84	1,07	469
Hollandse Kust Noord (Tender 2019)	94	9	84	1,42	1121
Hollandse Kust Zuid Holland III	54	5	84	1,04	471
Hollandse Kust Zuid Holland IV	54	5	84	1,08	491
Hollandse Kust West - (Tender 2020/2021)	140	14	84	1,09	1284
Ten noorden van de Waddeneilanden - (Tender 2022)	70	7	84	0,80	472
IJmuiden Ver	400	40	84	0,95	3184
Hollandse Kust West zuidelijke punt	70	7	84	1,07	631
IJmuiden Ver Noord	200	20	84	0,97	1627
Zoekgebied 2 Zuid	400	40	84	1,02	3435
Zoekgebied 5 Oost origineel	400	40	84	0,77	2595
Zoekgebied 1 Zuid	200	20	84	0,80	1337
Zoekgebied 2 Noord	400	40	84	1,07	3610
totaal					22664

Bijlagetabel 3-4 Geschatte waarde voor de bruinvisverstoringdagen ten gevolge van een geofysische survey van het kabeltracé voor de zoekgebieden, berekend uit de geschatte afstanden van de transformator platforms tot het land, en bijbehorende in de tabel aangegeven aangenomen parameters voor deze surveys.

Transformator-platform	Lengte tracé naar land / km (inschatting)	Breedte tracé / km (inschatting)	Oppervlak tracé / km ²	aantal km ² survey per dag	Aantal dagen survey	Verstorings-oppervlak per dag / km ²	Dichtheid voorjaar (ind/km ²)	bruinvisverstoringdagen
Borssele 1&2	61	1.2	73	10	7	36	0,71	187
Borssele 3&4	68	1.2	82	10	8	36	0,71	209
HK-ZH I&II	48	1.2	58	10	6	36	0,71	147
HK N	20	1.2	24	10	2	36	0,71	61
HK-ZH III&IV	40	1.2	48	10	5	36	0,71	123
HKW alpha & beta	87	1.2	104	10	10	36	0,71	534
TNW	120	1.2	144	10	14	36	0,97	503
IJmuiden Ver alpha & beta	200 × 2	1.2	240	10	24	36	0,71	1227
HKW-Z	80	1.2	96	10	10	36	0,71	245
IJmuiden Ver Noord	200	1.2	240	10	24	36	0,71	613
Zoekgebied 2 Zuid alpha & beta	200 × 2	1.2	240	10	24	36	0,71	1227
Zoekgebied 5 Oost alpha & beta	133 × 2	1.2	160	10	16	36	0,97	1115
Zoekgebied 1 Zuid	238	1.2	286	10	29	36	0,71	730
Zoekgebied 2 Noord alpha & beta	200 × 2	1.2	240	10	24	36	0,71	1227
totaal								8148

Bijlage 3.2 Schatting effectafstanden geofysische instrumenten

Geotechnische surveys worden uitgevoerd ter voorbereiding van de aanleg van de windparken met diverse akoestische bronnen zoals multi-beam en side-scan sonars, bottom profilers en sparkers. De bronsterkte en frequentiebereik van de survey signalen wijken sterk af van heigeluid. Op basis van globale informatie over de akoestische bronnen in combinatie met een met de frequentiegevoeligheid van het gehoor van bruinvissen gewogen drempelwaarde is een schatting gemaakt van de verstoringafstand voor verschillende type systemen die gebruikt worden in deze surveys (Bijlagetabel 3-5).

Bijlagetabel 3-5 Typische systemen die tijdens geofysische surveys gebruikt bij de aanleg van windparken, platforms en kabeltracés. De derde kolom geeft een inschatting van verstoringafstanden aan voor de verschillende type systemen.

Type systeem	Voorbeeld systeem	Maximale geschatte effectafstand	
		bruinvis	zeehond
Multibeam Echosounder:	Kongsberg EM2040 Dual Head, Dual Swath / Dual Ping – Frequency 400 kHz	Boven bruinvisgehoorgrens; Geen significante sub-harmonischen; Verwachte effect afstanden (verwaarloosbaar) klein	Boven zeehondgehoorgrens; Geen significante sub-harmonischen; Verwachte effect afstanden (verwaarloosbaar) klein
Side Scan Sonar:	Edgetech 4200 300/600 –Frequency: 239 kHz (LF) and 555 kHz (HF)	Boven bruinvisgehoorgrens; Geen significante sub-harmonischen. Verwachte effect afstanden (verwaarloosbaar) klein	Boven zeehondgehoorgrens; Geen significante sub-harmonischen. Verwachte effect afstanden (verwaarloosbaar) klein
Sub-Bottom Profiler: Magnetometer: Geomatrix G882 Cesium vapour magnetometer	Innomar SES 2000 Standard parametric sub-bottom profiler – Power: > 50kW ; Frequency: 8 – 100 kHz	Maximale effectafstanden tussen 1 en 2 km (veroorzaakt door primaire frequentie van de bron op 100 kHz; zie Bijlagefiguur 3-2)	Primaire frequentie slecht hoorbaar door zeehonden. Bij secundaire frequenties is de verwachte afstand (verwaarloosbaar) klein.
Sparker Single Channel	GSO 200-tip sparker (assumed operated at 500 J)	Maximale effectafstanden rond 25 km (Op basis van schattingen; zie Bijlagefiguur 3-2)	Maximale effectafstanden tussen 1 en 2 km (Op basis van schattingen; zie Bijlagefiguur 3-3)
Sparker Multi Channel	GSO 360-tip Sparker seismic source + 2000 J PSU (operated at 900 J)	Maximale effectafstanden rond de 40 km (Op basis van schattingen; zie Bijlagefiguur 3-2)	Maximale effectafstanden tussen 3 en 4 km (Op basis van schattingen; zie Bijlagefiguur 3-3)

De aannames voor de inschattingen van verstoringafstanden voor de bruinvis staan in de onderstaande paragrafen verder uitgewerkt en samengevat in Bijlagetabel 3-5).

Akoestische eigenschappen van geofysische surveys:

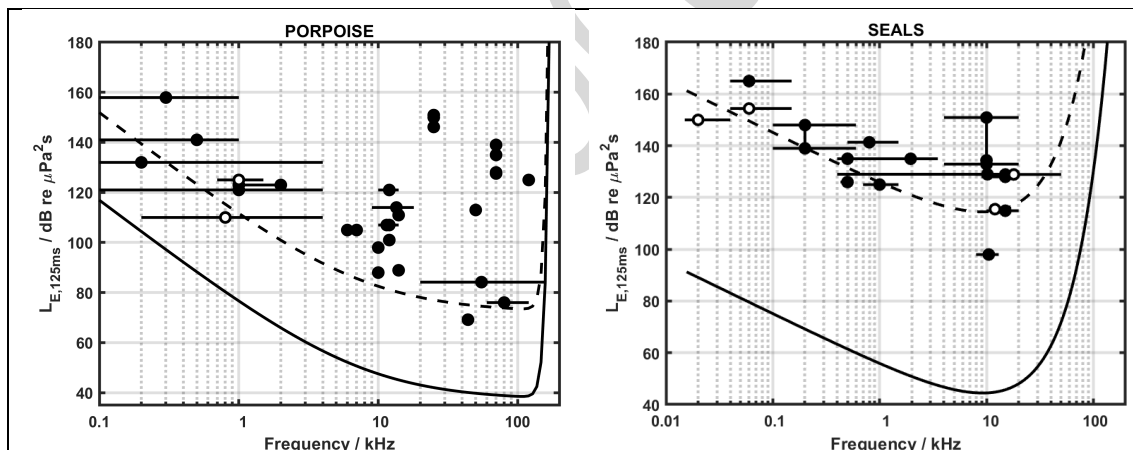
De tijdens geofysische surveys gebruikte echosounders zenden hoogfrequente signalen uit (> 200 kHz) en niet hoorbaar voor bruinvissen en zeehonden. Metingen van dit soort type systemen duiden erop dat er nauwelijks akoestische energy bij lagere frequenties wordt uitgezonden (bijv. Crocker et al. 2018). De bronnen die significante geluidsniveaus veroorzaken bij voor bruinvissen en zeehonden hoorbare frequenties zijn de sub-bottom profilers en sparkers.

Een typische gebruikte sub-bottom profiler, een zgn ‘parametrische sub-bottom profiler’, genereert laagfrequent (~ 10 kHz) geluid door simultaan meerderere hoogfrequente (~ 100 kHz) geluiden uit te zenden. Door hoge frequenties te gebruiken leidt dit tot een zeer directionele, naar beneden gerichte bundel (~ 3-6 graden -3 dB bundelbreedte) laagfrequente bron. Uit de folders van aanbieders van

parametrische sub-bottom profilers is af te leiden dat de het bronniveau (SL) rond hoofdfrequenties (85 – 125 kHz) > 240 dB re 1 $\mu\text{Pa}\cdot\text{m}$ zit. De bronniveaus bij de lage frequenties liggen rond de 202 dB re 1 $\mu\text{Pa}\cdot\text{m}$. Dit komt overeen met een typische 30-40 dB reductie in bronniveau van de secundaire frequenties in een parametrische sonar (Moffet & Melen, 1977). Voor de afschatting van de effectafstanden wordt hier uitgegaan van een typische SL = 240 dB re 1 $\mu\text{Pa}\cdot\text{m}$ op 100 kHz. Voor de secundaire frequenties is van een SL = 202 dB re 1 $\mu\text{Pa}\cdot\text{m}$ uitgegaan op 10 kHz. Typische puls-lengtes voor de sub-bottom profiler zijn in de orde van $t_{\text{puls}} \sim 0.04 - 30$ ms. Hier wordt uitgegaan van een source level energy (SLE) binnen de hoofdbundel van $\text{SLE} = \text{SL} + 10 \cdot \log_{10}(t_{\text{puls}} / 1\text{s})$ dB ~ 187 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\cdot\text{m}^2\cdot\text{s}$. Voor het horizontaal afgestraalde geluid, dat effectief propageert en tot verstoring kan leiden, wordt hier nog eens 60 dB afgetrokken vanwege de hoge directionaliteit van deze bron.

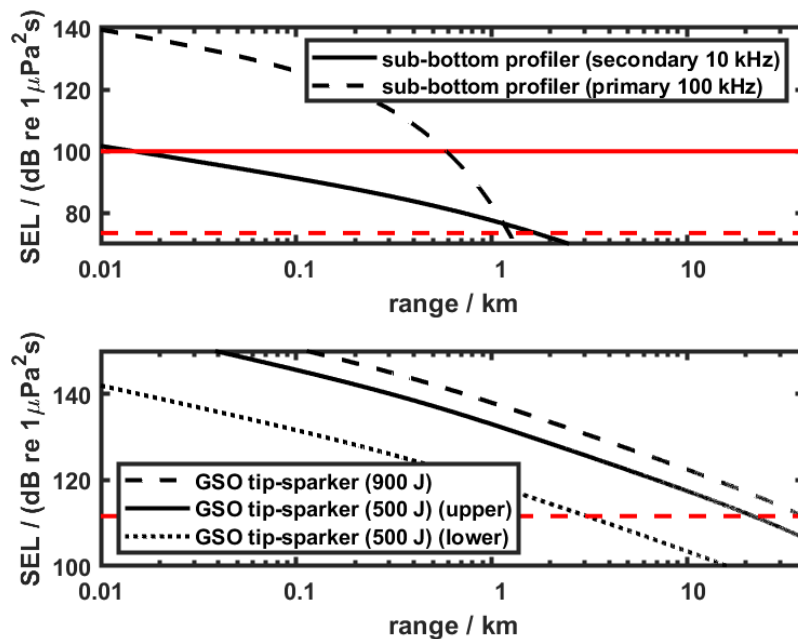
Sparkers zijn systemen die luchtbellen genereren aan de hand van elektrische ontledingen aan zgn. ‘tips’. Dit produceert luchtbel wat een breedbandig impuls geluid genereert, die typisch hogere frequenties heeft dan een airgun die vaak voor seismische surveys wordt gebruikt. Typische bronniveaus worden gegeven in Crocker et al. (2018), en is afhankelijk van het gebruikte vermogen en vertoont vrij grote bandbreedtes: SLE ~ 167 -181 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\cdot\text{m}^2\cdot\text{s}$ (500 J) en ESL ~ 179 -186 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\cdot\text{m}^2\cdot\text{s}$ (900 J). Voor deze analyse wordt uitgegaan van de maximaal aangegeven waarden. De bandbreedtes van de gegeneerde puls zijn $\text{BW}_{-3\text{dB}} \sim 1.2$ -1.9 kHz (500 J), en $\text{BW} \sim 3.2$ kHz (1000 J) (Crocker et al. 2018). Deze signalen worden in de onderstaande berekeningen grof benaderd door een signaal van 1 kHz met bovengenoemde SLE aan te nemen. Voor directionaliteit nemen we aan dat het vergelijkbaar is met een enkele airgun pulse.

Drempelwaarden voor gedragsverstoring zijn afgeleid uit een review van verstoringdrempels dat in het kader van WOZEP is uitgevoerd (de Jong & von Benda-Beckmann, 2017) en staan voor drie hier gehanteerde frequenties in Bijlagefiguur 3-1 samengevat.

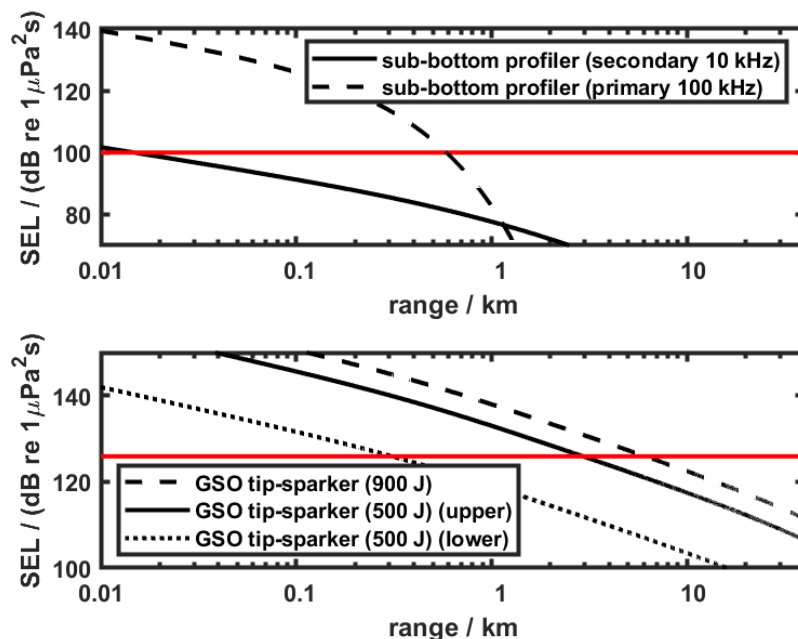


Bijlagefiguur 3-1 SELs drempelwaarden voor bruinvis- en zeehondverstoring (gestreepte lijn) voor hogere frequente bronnen dan pile driving), op basis waarvan effectafstanden zijn geschat. Hierbij is van een SEL van 35 dB (voor de bruinvis), resp. 70 dB (voor de zeehond) boven de energetische gehoorcurve uitgegaan.

Het propagatieverlies voor deze bronnen op de Noordzee wordt geschat aan de hand van een cilindrische en de zgn. ‘mode-stripping’ regimes voor een puntbron (Vgl. 9.46 uit Ainslie, 2010), met waarden representatief voor een zanderige bodem (typisch voor de Noordzee). De afstanden die corresponderen met de verstoringdrempelwaarden uit Bijlagetabel 3-5 staan weergegeven in Bijlagefiguur 3-2 en 3-3.



Bijlagefiguur 3-2 Single pulse SEL (zwarte lijnen) als functie van afstand tot de bron voor een parametrische sub-bottom profiler met de primaire frequentie (gestippelde lijn) en secundaire frequentie (bovenste panel) en twee type sparkers (onderste panel). De rode lijnen geven de frequentie afhankelijke bruinvisverstoringsdrempels aan (uit Bijlagefiguur 3-1).



Bijlagefiguur 3-3 Single pulse SEL (zwarte lijnen) als functie van afstand tot de bron voor een parametrische sub-bottom profiler met de primaire frequentie (gestippelde lijn) en secundaire frequentie (bovenste panel) en twee type sparkers (onderste panel). De rode lijnen geven de frequentie afhankelijke zeehondverstoringsdrempels aan (uit Bijlagefiguur 3-1).

Referenties:

- Crocker, S.E. Fratantonio, F.D., Hart, P.E., Foster, D.S., O'Brien, T.F. & S. Labak (2018). Measurement of Sounds Emitted by Certain High-Resolution Geophysical, Survey Systems IEEE JOURNAL OF OCEANIC ENGINEERING 99, 1-18, 10.1109/JOE.2018.2829958.
- de Jong, C. & S. von Benda-Beckmann (2017). Wozep underwater sound: frequency sensitivity of porpoises and seals, TNO Report TNO 2017 R11238, 1-53.
- Moffett, M.B., and Mellen, R.H. (1977). Model for parametric acoustic sources. The Journal of the Acoustical Society of America 61, 325-337; doi: 10.1121/1.381310.

BIJLAGE 4 DIERVERSTORINGS-DAGEN VOOR DE NL-WINDPARKEN

Bruinvissen

	Diepte m	Norm SELss dB	Verstorings- oppervlak km ²	Bruinvis- dichtheid km ⁻²	Aantal palen	Bruinvis- verstorings- dagen
Borssele 3	29,9	170	1154	0,7	42	34.500
Borssele 4 - Blauwwind	29,8	170	1625	0,7	39	44.811
Borssele 1	25,8	169	1169	0,8	50	46.623
Borssele 2	32,5	169	768	0,7	47	26.461
Borssele Site V - Two towers	31,4	170	1235	0,7	2	1.852
Hollandse Kust Zuid Holland I	22,2	173	1099	1,1	38	46.301
Hollandse Kust Zuid Holland II	21,2	173	1104	1,1	35	41.545
Hollandse Kust Noord (Tender 2019)	23,6	170	944	1,4	72	96.882
Hollandse Kust Zuid Holland III	21,0	173	994	1,0	38	38.901
Hollandse Kust Zuid Holland IV	20,0	173	880	1,1	35	33.320
Hollandse Kust West - (Tender 2020/2021)	25,5	168	1140	1,1	123	152.976
Ten noorden van de Waddeneilanden - (Tender 2022)	37,2	168	2500	0,8	50	99.296
IJmuiden Ver	25,4	168	1475	0,9	273	380.940
Hollandse Kust West zuidelijke punt	27,6	168	1326	1,1	50	70.709
IJmuiden Ver Noord	25,7	168	1344	1,0	137	178.026
Zoekgebied 5 Oost origineel	25,9	168	3161	0,8	273	663.477
Zoekgebied 1 Zuid	39,2	168	1628	0,8	103	133.080
Zoekgebied 1 Noord	27,3	168	1541	0,8	206	265.286
Zoekgebied 2 Noord	26,5	168	1329	1,1	206	293.334

Met strengere geluidnorm voor zoekgebieden vanaf aanleg 2027 (IJmuiden Ver en later)

IJmuiden Ver	25,4	160	653	1,0	267	169.155
Hollandse Kust West zuidelijke punt	27,6	160	597	1,1	50	32.254
IJmuiden Ver Noord	25,7	160	606	1,0	137	79.810
Zoekgebied 5 Oost origineel	25,9	160	571	1,0	273	271.164
Zoekgebied 1 Zuid	39,2	160	1327	0,8	103	57.464
Zoekgebied 1 Noord	27,3	160	713	0,8	206	110.486
Zoekgebied 2 Noord	26,5	160	597	1,1	206	134.456

Gewone zeehonden

	Diepte m	Norm SELss dB	Verstorings- oppervlak km ²	Zeehond- dichtheid km ⁻²	Aantal palen	Zeehond- verstorings- dagen
Borssele 3	29,9	170	299	0,4	42	7.917
Borssele 4 - Blauwwind	29,8	170	401	0,6	42	10.239
Borssele 1	25,8	169	301	0,3	50	3.188
Borssele 2	32,5	169	213	0,2	50	1.947
Borssele Site V -Two towers	31,4	170	318	0,5	5	781
Hollandse Kust Zuid Holland I	22,2	173	424	0,1	38	2.456
Hollandse Kust Zuid Holland II	21,2	173	434	0,1	38	1.119
Hollandse Kust Noord (Tender 2019)	23,6	170	386	0,8	72	33.741
Hollandse Kust Zuid Holland III	21,0	173	414	0,2	38	2.938
Hollandse Kust Zuid Holland IV	20,0	173	370	0,1	38	1.078
Hollandse Kust West - (Tender 2020/2021)	25,5	168	341	0,1	123	1.730
Ten noorden van de Waddeneilanden - (Tender 2022)	37,2	168	483	0,6	50	20.790
IJmuiden Ver	25,4	168	365	0,04	273	4.205
Hollandse Kust West zuidelijke punt	27,6	168	351	0,04	50	502
IJmuiden Ver Noord	25,7	168	358	0,1	137	2.556
Zoekgebied 5 Oost origineel	25,9	168	532	0,1	273	17.636
Zoekgebied 1 Zuid	39,2	168	377	0,1	103	1.850
Zoekgebied 1 Noord	27,3	168	353	0,1	206	2.463
Zoekgebied 2 Noord	26,5	168	347	0,3	206	22.939

Grijze zeehonden

	Diepte m	Norm SELss dB	Verstorings- oppervlak km ²	Zeehond- dichtheid km ⁻²	Aantal palen	Zeehond- verstorings- dagen
Borssele 3	29,9	170	299	0,04	42	975
Borssele 4 - Blauwwind	29,8	170	401	0,05	42	795
Borssele 1	25,8	169	301	0,11	50	1.064
Borssele 2	32,5	169	213	0,07	50	690
Borssele Site V -Two towers	31,4	170	318	0,07	5	102
Hollandse Kust Zuid Holland I	22,2	173	424	0,29	38	7.258
Hollandse Kust Zuid Holland II	21,2	173	434	0,27	38	3.862
Hollandse Kust Noord (Tender 2019)	23,6	170	386	0,56	72	23.078
Hollandse Kust Zuid Holland III	21,0	173	414	0,29	38	4.500
Hollandse Kust Zuid Holland IV	20,0	173	370	0,50	38	6.582
Hollandse Kust West - (Tender 2020/2021)	25,5	168	341	0,06	123	2.318
Ten noorden van de Waddeneilanden - (Tender 2022)	37,2	168	483	0,08	50	2.200
IJmuiden Ver	25,4	168	365	0,04	273	4.518
Hollandse Kust West zuidelijke punt	27,6	168	351	0,04	50	685
IJmuiden Ver Noord	25,7	168	358	0,06	137	2.843
Zoekgebied 5 Oost origineel	25,9	168	532	0,10	273	4.396
Zoekgebied 1 Zuid	39,2	168	377	0,03	103	1.155
Zoekgebied 1 Noord	27,3	168	353	0,03	206	1.711
Zoekgebied 2 Noord	26,5	168	347	0,18	206	13.251