

Effecten van windenergie op zee op zeezoogdieren

Achtergronddocument bij Plan-MER voor Partiële Herziening Programma Noordzee 2022 – 2027

Versie 1.1 – eindrapport
9 mei 2025

Colofon

Titel:	Effecten van windenergie op zee op zeezoogdieren
Ondertitel:	Achtergronddocument bij Plan-MER voor Partiële Herziening Programma Noordzee 2022 - 2027
Rapportnummer:	25.200b
Datum:	9 mei 2025
Auteur:	Dr. F. Heinis HWE Ecologie Graaf Wichmanlaan 9 1405 GV Bussum
Gecontroleerd door:	
In opdracht van:	Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat
Contactpersoon opdrachtgever:	

Inhoud

1	Inleiding	3
1.1	Achtergrond en kader	3
1.2	Referentiescenario Wind op Zee 2016 – 2031	3
1.3	Windenergiegebieden voor Partiële Herziening	5
2	Uitgangspunten bepaling effecten windparken op zeezoogdieren	6
2.1	Mogelijke effecten op zeezoogdieren	6
2.2	Effecten van impulsief geluid – Kader Ecologie en Cumulatie (KEC)	7
2.3	Methodiek effectbepaling volgens KEC 5.0	7
2.4	Effectbeoordeling en toetsing	14
3	Effecten van aanleg windparken volgens Routekaart 21 GW (referentie)	16
3.1	Inleiding	16
3.2	Effecten op populaties van zeezoogdieren	16
4	Effecten van aanleg windparken in de windenergiegebieden van de PH op zeezoogdieren	19
4.1	Inleiding	19
4.2	Effecten op populaties van zeezoogdieren	22
4.3	Gevolgen voor Natura 2000-gebieden	26
4.4	Effecten op beschermde soorten	28
4.5	Grensoverschrijdende effecten	28
4.6	Conclusies inschatting en beoordeling effecten	29
5	Leemten in kennis	31
6	Conclusies en aanbevelingen	33
7	Referenties	34

BIJLAGEN

Bijlage 1 Mogelijke effecten op zeezoogdieren

Bijlage 2 Effecten van heigeluid op het gehoor

1 Inleiding

1.1 ACHTERGROND EN KADER

Het Programma Noordzee 2022-2027 (PNZ) is op 18 maart 2022 door het kabinet vastgesteld als zelfstandige bijlage bij het Nationaal Waterprogramma 2022-2027. Het PNZ bevat een uitwerking van het te voeren beleid voor de ontwikkeling, het gebruik, het beheer, de bescherming of het behoud van de Noordzee. In het PNZ wordt onder meer het uit de verschillende beleidsvoornemens voortkomende kader voor de ruimtelijke ordening beschreven. Onderdeel van de ruimtelijke ordening is de aanwijzing van windenergiegebieden als eerste stap op weg naar de bouw van windparken op zee.

In het PNZ zijn windenergiegebieden aangewezen die voldoende ruimte bieden voor de realisatie van windparken tot en met ca. 2031¹. Het PNZ kondigt ook een tussentijdse wijziging aan, de Partiële Herziening (PH), met als doel windenergiegebieden voor de periode na 2031 aan te wijzen en daarbij de ruimtelijke ligging te bepalen van omliggende scheepvaartroutes. Een partiële herziening is nodig om de continuïteit van de realisatie van windparken op zee te borgen. Het aanwijzen van windenergiegebieden is daarvoor een noodzakelijke eerste stap. In de Kamerbrief² over de PH is de opgave voor windenergie op zee nader toegelicht.

Voor de PH van het PNZ moet een Plan mer-procedure worden doorlopen. Een van de onderwerpen die in het op te stellen Plan-MER aan de orde komen, betreft de mogelijke effecten van de aanleg van windparken in een drietal gebieden op zeezoogdieren (zie de Notitie Reikwijdte en Detailniveau voor een volledig overzicht)³. Voorliggend rapport bevat een beschrijving van de mogelijke effecten op zeezoogdieren van de aanleg van windparken in de gebieden 6/7, het deel van Doordewind dat nog niet wordt benut voor de uitvoering van de Routekaart 21 GW, Doordewind (west) en het eerder al aangewezen en te heroverwegen gebied Lageland. Deze effecten worden afgezet tegen de effecten van de windparken die vanaf 2016 zijn aangelegd of gepland volgens de Routekaart 2030, inclusief de aanvullingen daarop van april 2024 (het referentiescenario).

1.2 REFERENTIESCENARIO WIND OP ZEE 2016 – 2031

Het referentiescenario voor de PH bevat de windparken die zijn aangelegd of waarvan de aanleg is gepland vanaf 2016, volgens⁴:

- Routekaart 2023 zoals aangelegd (Borssele, Hollandse Kust Zuid, Hollandse Kust Noord);
- Routekaart 2030 = Routekaart 2023 plus Hollandse Kust West Kavel VI & VII, IJmuiden Ver Alpha & Beta en IJmuiden Ver Gamma;
- Routekaart 21 GW = Routekaart 2030 plus Nederwiek Zuid, Nederwiek Noord, Hollandse Kust West Kavel VIII, Ten Noorden van de Waddeneilanden, Doordewind Kavel I.

Een overzicht van opgestelde vermogens, aantal turbines en het aantal funderingen voor de TenneT-platforms, waarvan voor het referentiescenario in voorliggend achtergronddocument is uitgegaan, is opgenomen in Tabel 1-1. Dit is tevens het scenario waarvan de cumulatieve effecten zijn onderzocht voor onlangs gepubliceerde KEC 5.0 (Heinis et al., 2025). De ligging van de windparken van het referentiescenario is weergegeven in Figuur 1-1.

¹ Genoemd jaartal moet als indicatief worden beschouwd, want planning kan nog wat schuiven.

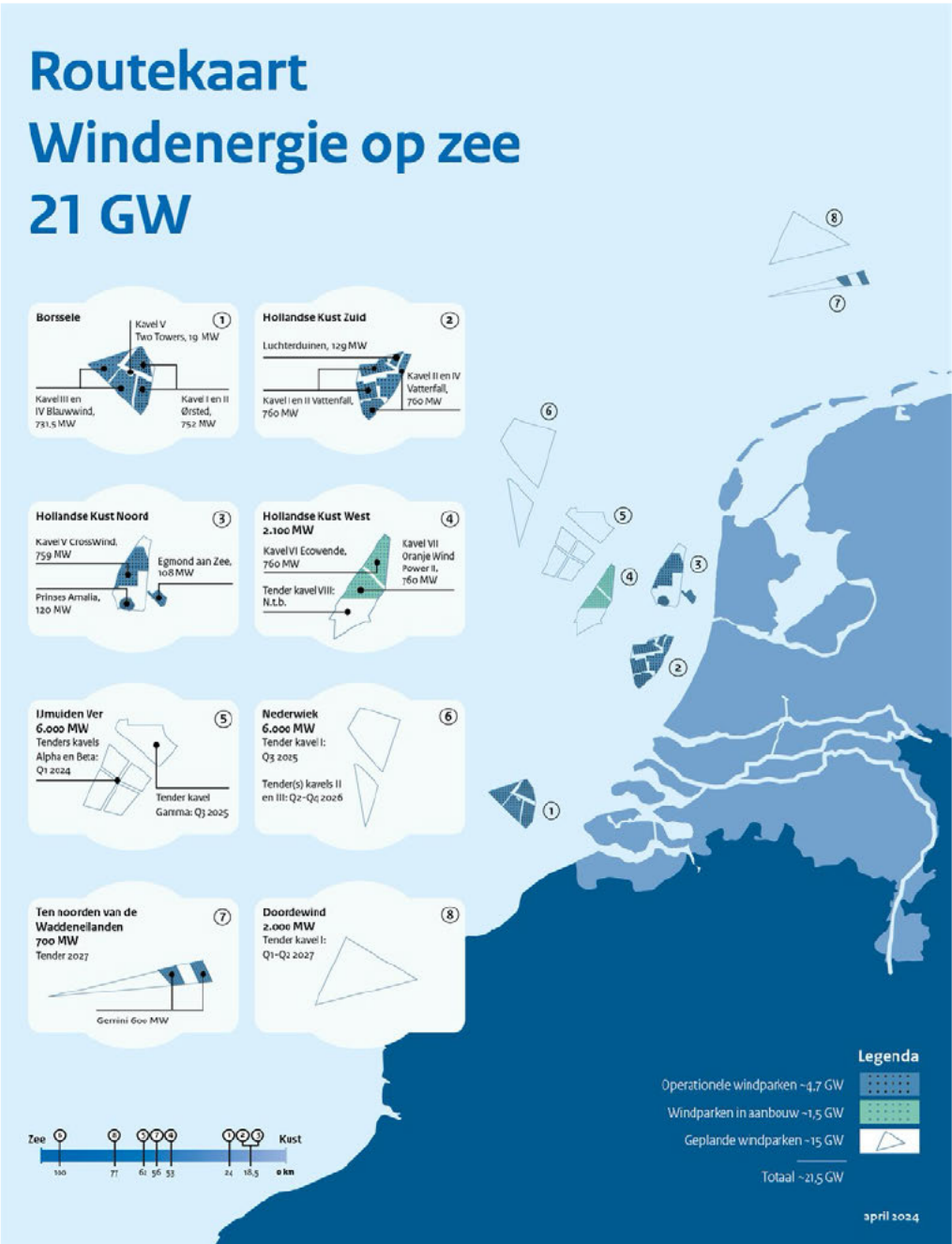
² Kamerbrief van de minister van IenW van 17 mei 2023 aan de TK, Kamerstukken II, 2022/2023, 35325, nr. 8.

³ <https://www.platformparticipatie.nl/programmanoordzee/concept-nrd-participatieplan-programmanoordzee/default.aspx>

⁴ <https://www.rijksoverheid.nl/ministeries/ministerie-van-economische-zaken-en-klimaat/documenten/kamerstukken/2024/04/25/update-aanvullende-routekaart-wind-op-zee>

Tabel 1-1 Wndparken van het referentiescenario voor de Partiële Herziening Programma Noordzee volgens de Routekaart 21 GW (april 2024) – uitgangspunten voor bepalen effecten onderwatergeluid op zeezoogdieren.

Naam	Totaal vermogen (MW)	Aantal turbine palen	Aantal platform palen
Borssele I – V	1.503	174	12
Hollandse Kust Zuid Kavel I – IV	1.529	139	12
Hollandse Kust Noord Kavel V	759	69	6
Hollandse Kust West Kavel VI & VII	1.520	108	12
IJmuiden Ver Alpha & Beta	4.020	268	32
IJmuiden Ver Gamma	2.295	153	16
Nederwiek Zuid	2.295	153	16
Nederwiek Noord	4.600	306	32
Doordewind Kavel I	2.300	115	16
Hollandse Kust West Kavel VIII	760	38	6
Ten Noorden van de Waddeneilanden	795	53	6
	22.376	1.576	166



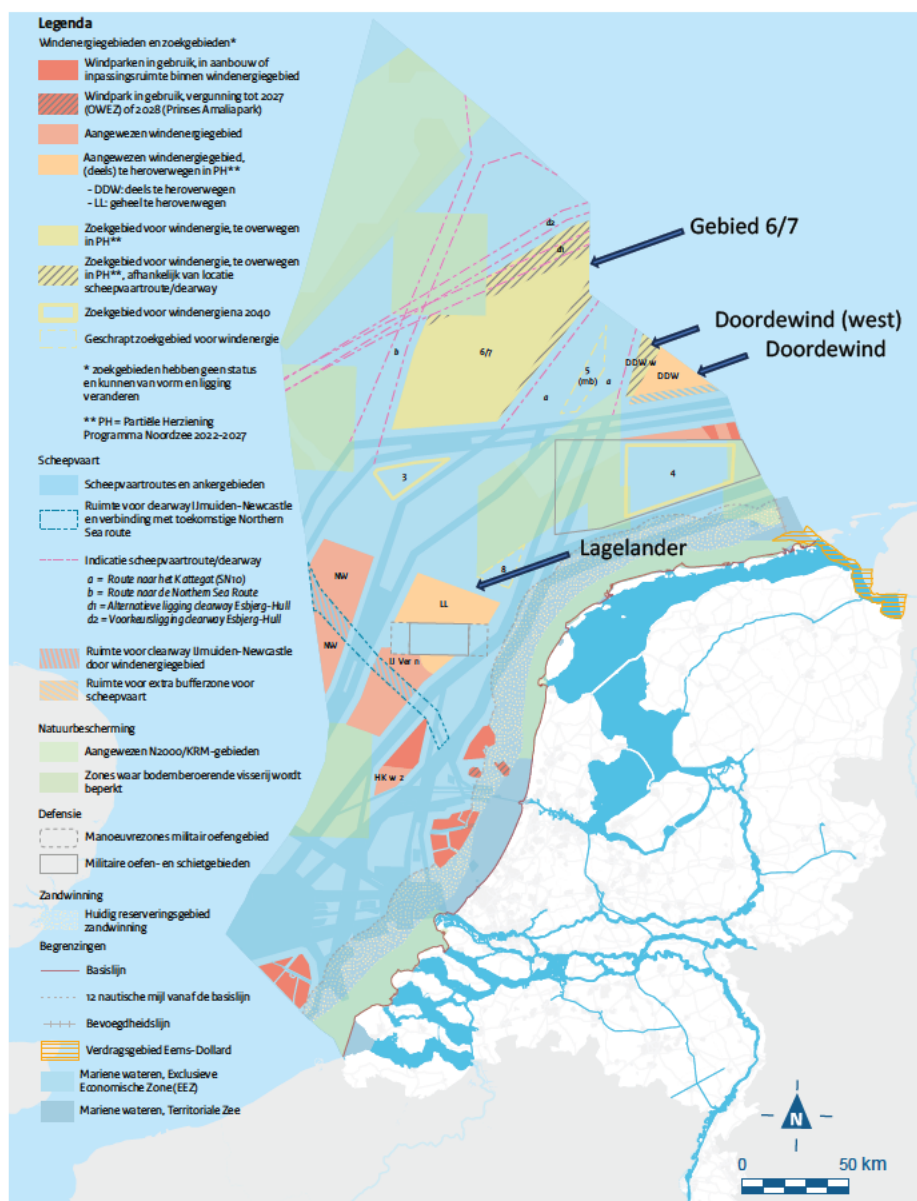
Figuur 1-1 Routekaart windenergie op zee ([Routekaart-windenergie-op-zee-april-2024.pdf \(rvo.nl\)](#))

1.3 WINDENERGIEGEBIEDEN VOOR PARTIËLE HERZIENING

Te beschouwen windenergie(zoek)gebieden in het kader van de Partiële Herziening Programma Noordzee, aan te leggen na 2031, zijn:

- Niet benut deel Doordewind + Doordewind (west): 2 tot maximaal 4 GW
- Lagelander: maximaal 2 GW
- Windenergiezoekgebied 6/7: tenminste $19 \pm 0,5$ GW tot tenminste $21 \pm 0,5$ GW

De ligging van deze gebieden is weergegeven in Figuur 1-2.



Figuur 1-2 Windenergiegebieden voor de Partiële Herziening van het Programma Noordzee

2 Uitgangspunten bepaling effecten windparken op zeezoogdieren

2.1 MOGELIJKE EFFECTEN OP ZEEZOOGDIEREN

Zeezoogdieren kunnen zowel tijdens de aanleg als tijdens de exploitatie- en de verwijderingsfase effecten ondervinden van de op de Noordzee voorziene windparken. Een overzicht van de mogelijke negatieve effecten op zeezoogdieren tijdens de verschillende fases zijn opgenomen in **Fout!**

Verwijzingsbron niet gevonden..

Tabel 2-1 Mogelijke effecten van de aanleg, exploitatie en verwijdering van een windpark op zeezoogdieren.

Fase	Activiteit	Abiotisch effect	Mogelijk effect
Aanleg	Installatie monopaal, tripod, jacketfunderingen	Onderwatergeluid door heil- of trilhamers	Gehoor en/of gedrag
	Installatie drijvende en <i>gravity based</i> funderingen	Onderwatergeluid, vertroebeling	Gedrag Foerageermogelijkheden
	Geofysisch onderzoek	Onderwatergeluid	Gedrag
	Ruimen van explosieven en inzet ADDS	Onderwatergeluid	Verwonding, gehoor, gedrag
	Aanwezigheid schepen	Verstoring	Gedrag
	Aanleg kabels ⁵	Vertroebeling	Foerageermogelijkheden
Exploitatie	Draaiende turbines	Onderwatergeluid	Gedrag
	Aanwezigheid schepen	Verstoring	Gedrag
	Aanwezigheid kabels	Elektromagnetische velden	Gedrag
Verwijdering	Verwijderen funderingen	Onderwatergeluid	Gehoor en/of gedrag
	Aanwezigheid schepen	Verstoring	Gedrag
	Verwijderen kabels	Vertroebeling	Foerageermogelijkheden

Voor de partiële herziening van het Programma Noordzee is een inschatting gemaakt van mogelijke effecten op zeezoogdieren in de **aanlegfase** van windparken in de gebieden 6/7, Doordewind + Doordewind (west) en Lageland. Daarbij is er voor deze gebieden van uitgegaan dat de windturbines op monopaalfunderingen worden geplaatst en dat deze met hydraulische impacthamers worden geïnstalleerd. Er is dus geen rekening gehouden met mogelijk gebruik van alternatieve installatietechnieken (trilhamers e.d.) of andere funderingstypen dan monopalen (jackets, tripods, gravity based, drijvende funderingen). Daarnaast is uitsluitend een indicatieve inschatting van de effecten op zeezoogdieren van onderwatergeluid tijdens de installatie gemaakt en zijn de volgende, mogelijke effecten tijdens de aanleg buiten beschouwing gelaten:

- Verstoring door onderwatergeluid als gevolg van geofysische surveys voorafgaand aan de installatie van windturbines;
- Verwonding, effecten op het gehoor en verstoring door onderwatergeluid als gevolg van het ruimen van explosieven en de inzet van *Acoustic Deterrent Devices* (ADDs) binnen het windenergiegebied;
- Verstoring door activiteit van schepen tijdens de aanleg;
- Verstoring door vertroebeling als gevolg van de aanleg van elektriciteitskabels;
- Effecten op het gedrag als gevolg van de aanwezigheid van elektriciteitskabels (EMV).

Voor een beschrijving van de aard en indicatieve omvang van de effecten van deze activiteiten, voor zover bekend, wordt verwezen naar Bijlage 1.

⁵ Hiermee worden de infield kabels bedoeld die van de windturbines naar het TenneT-platform lopen.

2.2 EFFECTEN VAN IMPULSIEF GELUID – KADER ECOLOGIE EN CUMULATIE (KEC)

Om op gestructureerde en consistente wijze inzicht te krijgen in de effecten van de constructie van windparken op de omvang van de populaties van belangrijke soorten in het Nederlandse deel van de Noordzee, is het kader Ecologie en Cumulatie (KEC) ontwikkeld. Het voor de eerste maal in 2016 toegepaste KEC bevat een aanpak voor het bepalen en beoordelen van cumulatieve effecten van over een bepaalde periode tijdens de aanleg van windparken geproduceerde onderwatergeluid op belangrijke populaties van zeezoogdieren, de KEC-procedure (zie Intermezzo KEC-procedure).

KEC-procedure

De KEC-procedure voor het berekenen van de effecten van heigeluid op de populaties van zeezoogdieren bestaat uit een aantal opeenvolgende, en goed van elkaar te onderscheiden rekenstappen (zie § 2.3 voor een uitgebreide beschrijving van de stappen. Hierbij wordt voor iedere stap in de effectketen van geluidproductie tot het effect op de populatie een realistische *worst case* inschatting van de omvang gemaakt. Een belangrijke tussenstap is de berekening van de dierverstoringsdagen, te weten de som van het aantal dieren dat op een heidag per project wordt verstoord over het totale aantal heidagen en over alle projecten. Deze cumulatieve verstoring vormt de input voor het door de Universiteit van St. Andrews en SMRU ontwikkelde Interim PCoD model waarmee de effecten op de populatie worden berekend. In de laatste stappen worden de berekende populatie-effecten vergeleken met de ecologische norm en wordt – zo nodig – bekeken bij welke geluidslimiet hieraan kan worden voldaan.

De via deze aanpak geschatte effecten op de populatie worden getoetst aan een door de overheid vastgestelde ecologische norm. Voor de belangrijkste zeezoogdiersoorten op de Nederlandse Noordzee - bruinvis, gewone zeehond en grijze zeehond - betekent het dat de populatie met grote zekerheid (95%) met niet meer dan 5% mag afnemen. Een significant effect op de populatie is uit te sluiten als aan deze norm wordt voldaan. Bij overschrijding van de ecologische norm is het nodig de effecten te mitigeren door het opleggen van een (strengere) limiet aan de hoeveelheid te produceren onderwatergeluid, de geluidnorm. Deze is gedefinieerd als het breedband geluidblootstellingsniveau van een enkele heiklap (ongewogen breedband *single strike sound exposure level*, SELss) op 750 m.

Sinds 2016 is het KEC naar aanleiding van wijzigingen in de ambities van de overheid voor de ontwikkeling van wind op zee (de routekaarten) een aantal malen geüpdatet, voor de laatste maal in 2022 (KEC 4.0). In elke update zijn, naast de berekening van de cumulatieve effecten van een nieuw scenario voor de ontwikkeling van wind op zee ook altijd de meest recente inzichten op het gebied van de effecten van impulsief onderwatergeluid verwerkt. In het eerste kwartaal van 2025 zal een volgende actualisatie van het KEC worden gepubliceerd, het KEC 5.0 voor zeezoogdieren. Net als in de eerdere KECs zijn, naast de gebruikelijke scenario- en kennisupdate als laatste stap de cumulatieve effecten van heigeluid op de populatie getoetst aan de ecologische norm en is de geluidnorm, waarvan in het scenario is uitgegaan, geëvalueerd. Voor de windparken die in de periode 2016 – 2031 in het Nederlandse deel van de Noordzee zijn aangelegd of voorzien, vormt de Routekaart 21 GW (april 2024) het uitgangspunt.

De opgedane inzichten en de resultaten van de berekeningen voor het KEC 5.0 zijn gebruikt voor de bepaling en de beoordeling van de effecten van de aanleg van windparken in het kader van de Partielle Herziening van het Programma Noordzee.

2.3 METHODIEK EFFECTBEPALING VOLGENS KEC 5.0

2.3.1 Overzicht stappen effectbepaling

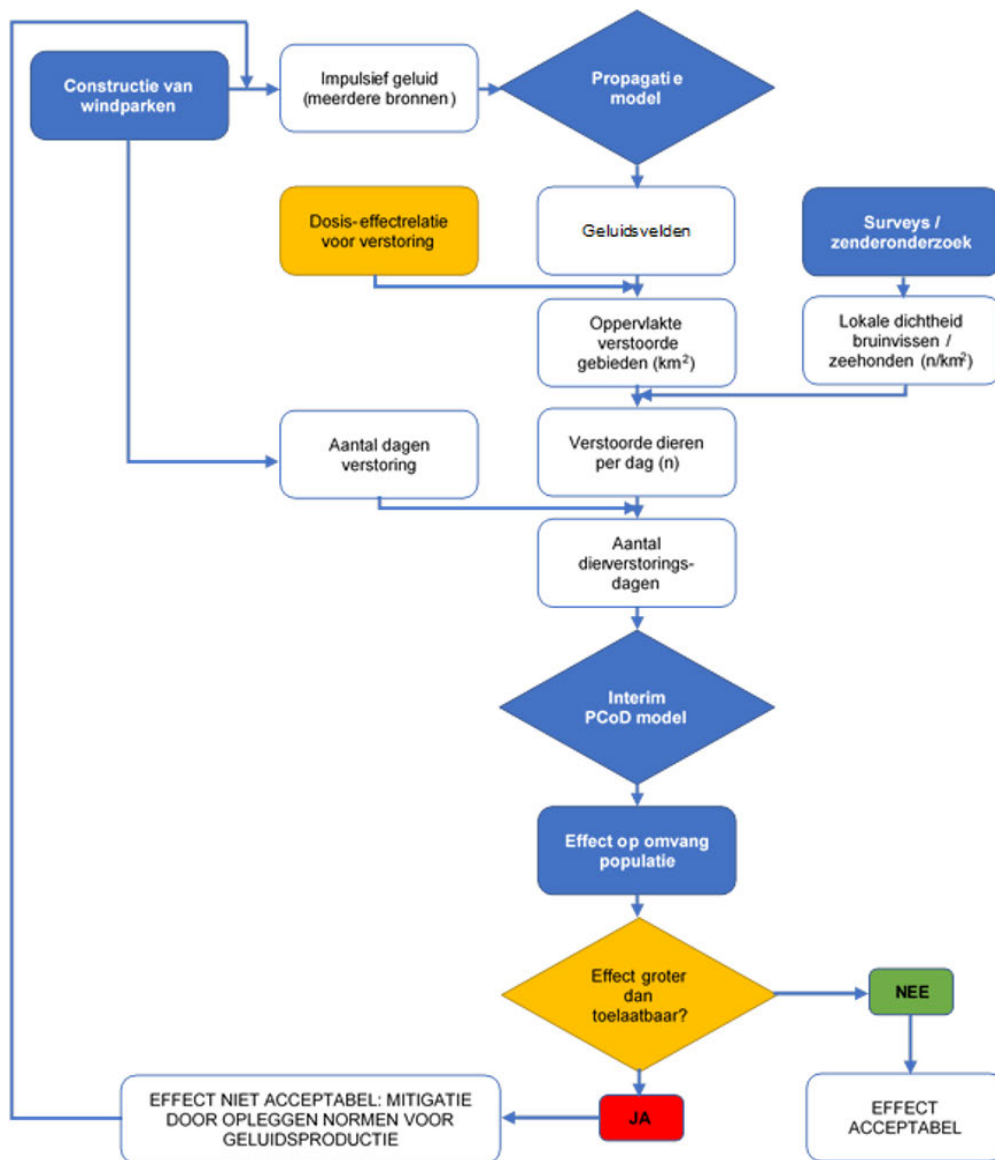
De bepaling van mogelijke (cumulatieve) effecten van impulsief onderwatergeluid tijdens de aanleg van windparken op de Noordzee op de populaties van bruinvissen en zeehonden verloopt via een

stapsgewijze procedure, de zogenaamde 'redeneerlijn'. Hierbij is ervan uitgegaan dat effecten van impulsief geluid op het gedrag zowel voor bruinvissen als gewone en grijze zeehonden maatgevend zijn en dat permanente effecten op het gehoor (*Permanent Threshold Shift*, PTS) niet zullen optreden. Dit is in het KEC 5.0 voor een aantal situaties onderbouwd (Heinis et al., 2025). Zie ook bijlage 2 bij voorliggende notitie.

Bij de berekening zijn in het KEC de volgende, in Figuur 2-1 weergegeven stappen onderscheiden:

1. Berekenen van een realistische *worst case* in de verspreiding van het geluid als gevolg van een enkele heiklap 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 elke locatie; de berekende geluidverspreiding en een 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;
4. Berekenen van het aantal dierverstoringsdagen uit het aantal verstoorde dieren per dag vermenigvuldigd met het aantal dagen waarop wordt geheid (= het aantal turbinefunderingen); er is dus in principe van uitgegaan dat niet meer dan 1 paal per 24 uur wordt geheid;
5. Schatten van het mogelijke effect op de populatie met gebruikmaking van het Interim PCoD model (versie 6.02);
6. Beoordelen van de geschatte populatieafname en toetsen aan de, door de overheid gestelde ecologische doelstelling voor voor de uitrol van windenergie op zee tot en met 2030 voor bruinvissen en zeehonden;
7. Aanpassen van op te leggen geluidsnorm als effecten op populatie als niet acceptabel zijn beoordeeld (overschrijding van de ecologische norm).

De stappen worden in de hiernavolgende paragrafen 2.3.2 – 2.3.5, en 2.4 nader beschreven, evenals de uitwerking ervan voor het Plan-MER voor de PH.



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.

2.3.2 Bepaling van het brongeluid en de verspreiding ervan

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). Voor het schatten van de onderwatergeluidniveaus die optreden bij de constructie van windparken is gebruik gemaakt van het, in het kader van Wozep⁶ verder ontwikkelde, Aquarius 4 model (de Jong et al., 2018). De met het Aquarius 4 model gegenereerde rekenresultaten voor breedbandgeluid komen goed overeen met de in het veld gemeten breedband geluidsniveaus (de Jong et al., 2018). Voor het berekenen van de effecten op zeezoogdieren zijn met Aquarius 4 onderwatergeluidkaarten gegenereerd.

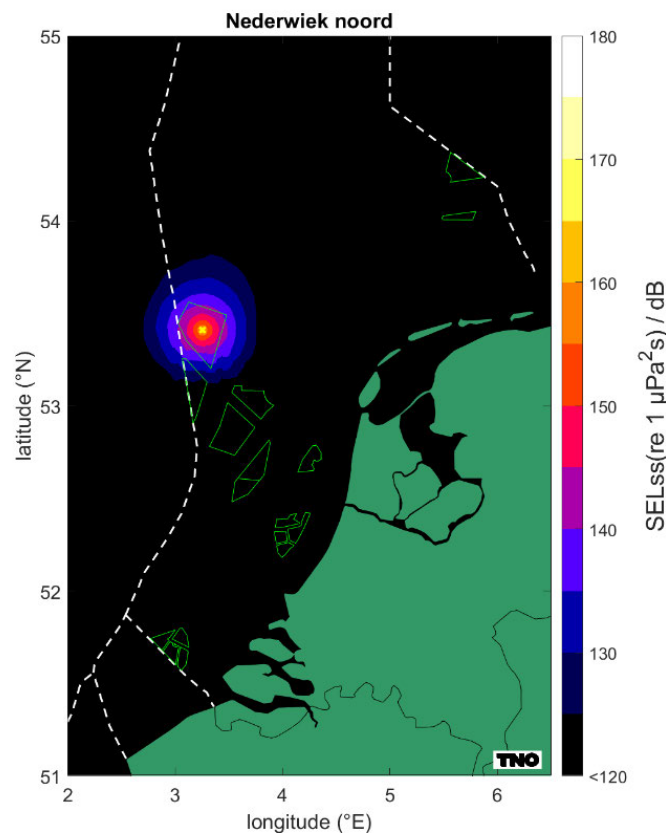
Voor het bepalen van de effecten op zeezoogdieren voor het Plan-MER worden de resultaten van de berekeningen gebruikt die zijn uitgevoerd voor het KEC 5.0 en de resultaten van berekeningen die in de

⁶ Wozep = Wind op Zee Ecologisch Programma, zie <https://zoek.officiëlebekendmakingen.nl/kst-33561-26.html> en www.noordzeeloket.nl/functies-gebruik/windenergie/ecologie/wind-zee-ecologisch-programma-wozep/

verkennende fase van de PH zijn uitgevoerd. Daarbij is ervan uitgegaan dat een limiet wordt gesteld aan de hoeveelheid geproduceerd onderwatergeluid. Voor windparken die al zijn aangelegd of waarvoor kavelbesluiten zijn genomen, is uitgegaan van de daarin gestelde limiet. Voor de windparken van de Routekaart 21 GW, waarvoor nog geen kavelbesluiten zijn genomen, is conform het KEC 5.0 uitgegaan van een limiet van $SEL_{ss} = 164 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ (750 m) en voor de windparken van de PH van een limiet van $SEL_{ss} = 160 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ (750 m).

2.3.3 Berekenen van de oppervlakte verstoord gebied

De oppervlakte rond de heillocatie waarbinnen dieren verstoord kunnen worden door het heigeluid is berekend aan de hand van de met het Aquarius 4 model gegenereerde onderwatergeluidkaarten. In deze kaarten is de geluidverspreiding als gevolg van een enkele heiklap weergegeven (Single Strike Sound Exposure Level = SEL_{ss}). Een voorbeeld van een dergelijke geluidkaart is weergegeven in Figuur 2-2.



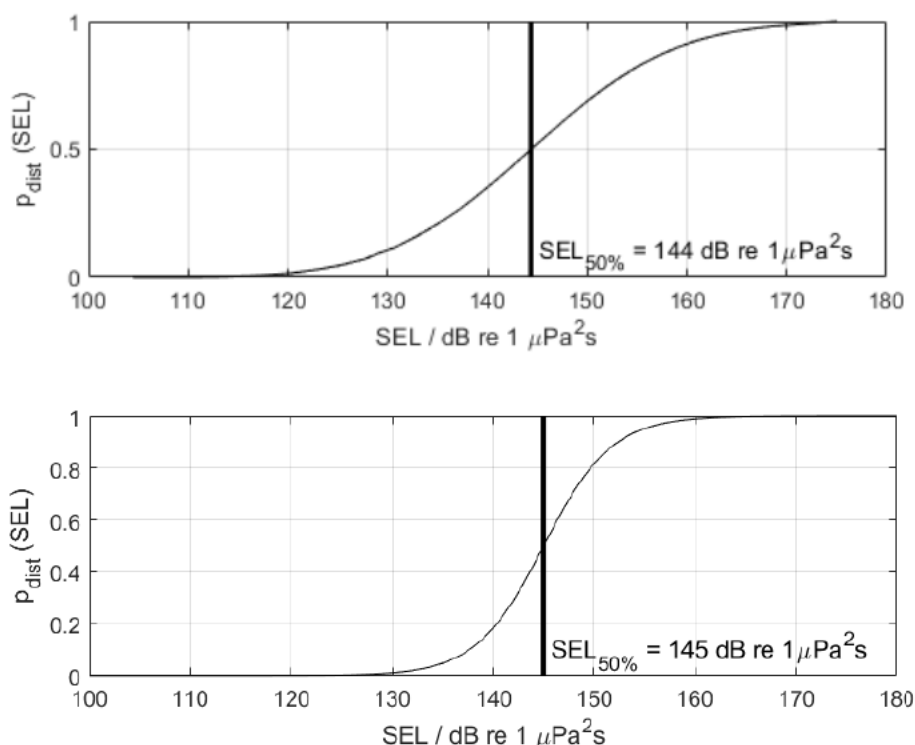
Figuur 2-2 Voorbeeld van berekende verspreiding van de SEL_{ss} bij het gemitigeerde heien van een monopaalfundering voor de centrale KEC 5.0 locatie in het windenergiegebied Nederwiek Noord met toepassing van een geluidslimiet van $SEL_{ss} = 164 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ (750 m).

Bij het bepalen van effecten van geluidsverstoring op het gedrag is rekening gehouden met verschillen in de gedragsrespons van bruinvissen en zeehonden in relatie tot de afstand van de heillocatie; de kans dat een dier reageert is groter naarmate het dier zich dichterbij de geluidsbron bevindt. Relaties tussen het geluidsniveau (ongewogen breedband Single Strike Sound Exposure Level) en het optreden van een significante gedragsrespons zijn 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).

Op basis van van de in

Figuur 2-3 weergegeven relaties kan voor elk heiscenario (locatie, type fundering, hamerenergie) en een zogenaamd effectief verstoringsoppervlak voor bruinvissen en zeehonden worden berekend door per

punt op de kaart de, bij het daar berekende geluidsniveau behorende kans te vermenigvuldigen met het oppervlak van de gridcel (ca. 0,1 km²) rond het punt en dit vervolgens te sommeren over alle punten van de geluidkaart. Voor het in Figuur 2-2 weergegeven voorbeeld voor het gemitigeerde heien van een monopaalfundering bedraagt het effectieve verstoringsoppervlak ongeveer 1.100 km² voor bruinvissen en 480 km² voor zeehonden.



Figuur 2-3 Relaties tussen geluidsdosis (ongewogen breedband 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 (zie Heinis et al., 2022 voor onderbouwing). De verticale lijn en de in de figuren weergegeven $SEL_{50\%}$ -waarde geven aan bij welke SEL er 50% kans op verstoring van de dieren is. Uit Heinis et al. (2022).

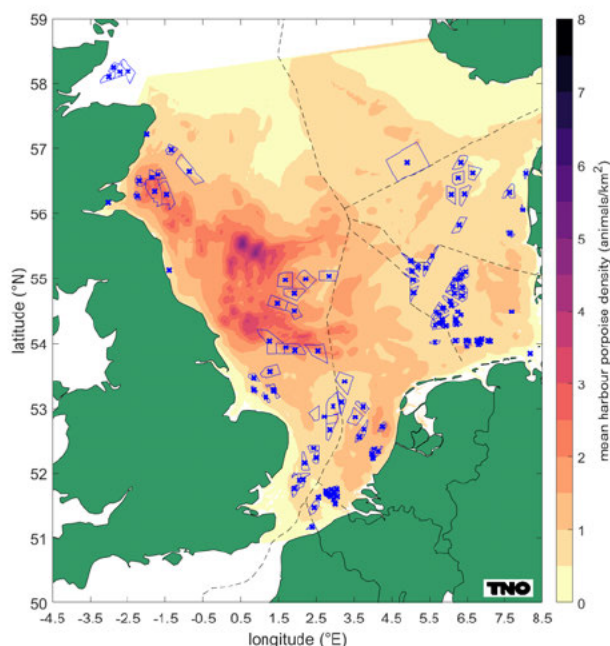
2.3.4 Berekenen van het aantal verstoorde dieren

Het aantal verstoorde dieren per heidag per kavel/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.

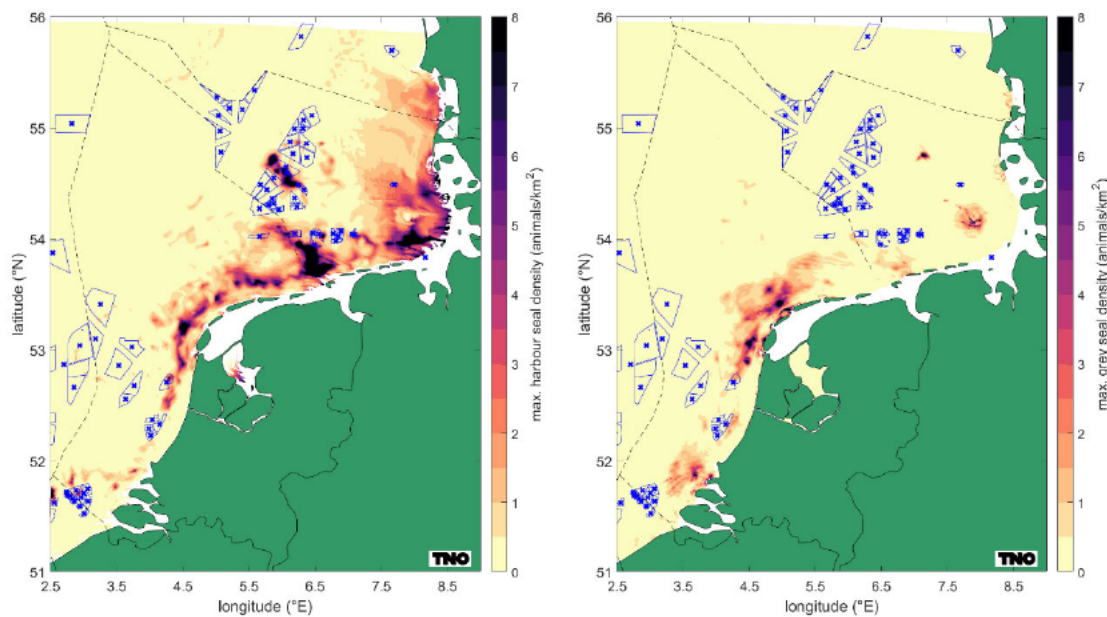
Voor **bruinvissen** is de lokale dichtheid afgeleid van de kaart die door Gilles et al. (2020) in opdracht van Rijkswaterstaat is samengesteld (Figuur 2-4). Het betreft een update van de kaart voor de zomerdichtheid van bruinvissen van Gilles et al. (2016), aangevuld met gegevens van tellingen in de 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.

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 2-5 zijn kaarten weergegeven van de maximale⁷ dichtheid per roostercel ($\sim 300 \text{ m} \times 400 \text{ m}$) over het jaar.



Figuur 2-4 Schatting van de gemiddelde dichtheid van bruinvissen op de zuidelijke Noordzee in de periode 2014-2019 (naar: Gilles et al., 2020). x-en: de per windpark/windenergiegebied gekozen locaties waarvoor in het KEC 5.0 berekeningen zijn uitgevoerd.



Figuur 2-5 Schatting van de maximale dichtheid van gewone zeehonden (links) en grijze zeehonden (rechts) per roostercel over het jaar (naar Aarts et al., 2021). x-en: de per windpark/windenergiegebied gekozen locaties waarvoor in het KEC 5.0 berekeningen zijn uitgevoerd.

2.3.5 Bepalen van populatie-effecten volgens het KEC 5.0

Voor het schatten van de cumulatieve effecten op de populaties van bruinvissen en zeehonden is gebruik gemaakt van het Interim Population Consequences of Disturbance (PCoD) model van

⁷ Door per roostercel voor de maximale dichtheid te kiezen, geeft de kaart een niet geheel realistische verdeling van de zeehonden weer. De maximale dichtheid kan voor een bepaalde roostercel in een andere maand vallen dan voor een andere roostercel. Hiervoor is gekozen om *worst case* effecten te kunnen berekenen.

SMRU/University St. Andrews (Harwood et al., 2013). De benaderingswijze die aan dit model ten grondslag ligt, wordt internationaal gebruikt (NRC, 2005; New et al., 2014) wat betekent dat niet alleen de werkwijze, maar ook de verkregen uitkomsten internationaal vergelijkbaar zijn (voor andere modellen zie Intermezzo Berekenen van effecten van verstoring op populaties van zeezoogdieren).

In het Interim PCoD model wordt een kwantitatieve relatie gelegd tussen de duur van de gedragsverandering (= aantal dagen dat een dier in zijn normale gedrag wordt verstoord, het aantal **dierverstoringsdagen**) 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 et al., 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 twee 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 et al., 2019). Bij de berekeningen voor het KEC 5.0 is gebruik gemaakt van de nieuwste versie 6.02 van het Interim PCoD model (<http://www.smruc consulting.com>).

Het totale aantal **dierverstoringsdagen** is berekend door het aantal mogelijk verstoorde dieren per dag (zie § 2.3.4) te vermenigvuldigen met het aantal **heidagen**. Daarbij is aangenomen dat alle funderingstypen binnen 1 dag worden geheid. In het iPCoD model wordt ervan uitgegaan dat elke heidag (ongeacht de heiduur) gemiddeld genomen tot een 6 uur durende verstoring leidt bij **bruinvissen** die zich in het door geluid verstoorde gebied bevinden. Dit is een pragmatische keuze, die is gemaakt tijdens de expert elicitation ter onderbouwing van de transfer functies in het iPCoD model (Booth et al., 2019) en is o.a. gebaseerd op onderzoek door van Beest et al. (2018). Voor **zeehonden** is in het model van een langere verstoringsduur van 24 uur uitgegaan, hoewel de deskundigen het er tijdens de expert elicitation over eens waren dat hiermee de duur van de verstoring wordt overschat. Ondanks dat Russell et al. (2016) hebben laten zien dat de verstoring bij gewone zeehonden veel korter duurt (ca. 4 uur: heitijd + 2 uur), konden zij het niet met elkaar eens worden over wat de verstoringsduur zou moeten zijn⁸.

In de Interim PCoD berekeningen is er tot op heden van uitgegaan dat de bruinvisspopulatie 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. Zoals aangegeven in Heinis et al. (2022) is dit waarschijnlijk niet realistisch.

Het Interim PCoD model biedt de optie om het effect van dichtheidsafhankelijkheid in rekening te brengen, maar tot op heden ontbraken de benodigde gegevens om een betrouwbare schatting te kunnen maken van de modelparameters. In het kader van de ontwikkeling van een nieuw Interim PCoD model + DEB (zie Intermezzo Interim PCoD + DEB) is een schatting gemaakt van de modelparameters waarmee het effect van dichtheidsafhankelijkheid op de berekeningen is onderzocht. Voor het KEC 5.0 zijn enkele indicatieve berekeningen uitgevoerd, maar is nog niet bepaald of en zo ja, hoe de eerder vastgestelde ecologische norm op basis van deze resultaten kan worden aangepast. De consequentie hiervan is dat in de beoordeling van de effecten van de windparken van de PH de (berekende) afname door de eerdere aanleg van windparken moet worden meegenomen. Er is dus *worst case* van uitgegaan dat geen tussentijds herstel van de populatie heeft plaatsgevonden.

⁸ Het is niet ondenkbaar dat enkele experts bij hun inschattingen van de kans op effecten op de *vital rates* van een kortere verstoringsduur zijn uitgegaan.

Intermezzo Interim PCoD + DEB

In het KEC 5.0 zijn voor bruinvissen ook berekeningen uitgevoerd met een nieuwe, zeer recent beschikbaar gekomen, versie van het Interim PCoD model, waarin het oordeel van deskundigen over de relatie tussen verstoring en *vital rates* (voortplantingssucces en kans op overleving) is vervangen door een *dynamisch energie budget* model (DEB). Dergelijke modellen volgen veranderingen in de energie-inname en het -verbruik van individuen in de loop van de tijd en berekenen hoe herhaalde verstoring de energie-inname en daardoor de *vital rates* kan beïnvloeden. Uit de Interim PCoD + DEB berekeningen voor het KEC 5.0 scenario blijkt dat er geen risico is op een afname van de bruinvispopulatie. Omdat nog niet duidelijk is wat de verschillen tussen de twee versies van het model kan verklaren, wordt vanuit voorzorg voorlopig uitgegaan van de resultaten van de berekeningen met de eerdere versie van het Interim PCoD model.

2.4 EFFECTBEOORDELING EN TOETSING

2.4.1 Principes

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. 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 is dat met grote zekerheid (95%) moet kunnen worden vastgesteld dat de huidige (Nederlandse) bruinvispopulatie als gevolg van de aanleg van de windparken op zee met niet meer dan 5% mag afnemen.

Deze ecologische norm is in de daaropvolgende actualisaties van het KEC gehandhaafd en voor gewone zeehonden en grijze zeehonden overgenomen. Als wordt voldaan aan deze norm worden aanvullende effecten van de aanleg van Wind op Zee op de populatie als niet significant beoordeeld en zijn gevolgen voor het bereiken van de instandhoudingsdoelen van de N2000-gebieden uit te sluiten. Ook is de staat van instandhouding van de soorten dan niet in het geding en zijn er geen effecten op de indicatoren van descriptor D1 van de Kaderrichtlijn Marine Strategie.

Bij een verwachte overschrijding van de ecologische norm 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 tijdens de heiwerkzaamheden voor de constructie van windparken en de bijbehorende TenneT platforms.

2.4.2 Beoordeling van de effecten op zeezoogdieren voor de Partiële Herziening

Voor het onderzoek naar de effecten op zeezoogdieren van de aanleg van windparken in de periode 2016 – 2040 vormen de dierverstoringsdagen die ten grondslag liggen aan de Interim PCoD berekeningen voor het KEC 5.0 het uitgangspunt. Deze bepalen namelijk hoeveel dierverstoringsdagen er nog over zijn voor de verdere ontwikkeling van wind op zee. Voor **bruinvissen** is voor het KEC 5.0 berekend dat er na aanleg van de windparken van de Routekaart 21 GW van een ‘budget’ van 2,3 miljoen bruinvisverstoringsdagen⁹ ca. 1,7 miljoen zijn gebruikt (zie Intermezzo ‘Relatie tussen bruinvisverstoringsdagen en populatieafname’). Dat betekent dat er nog ca. 0,6 miljoen bruinvisverstoringsdagen over zijn voor de verdere uitrol van wind op zee als dezelfde ecologische norm wordt gehandhaafd en dezelfde uitgangspunten voor de berekeningen worden gehanteerd als voor het KEC 5.0.

⁹ Bij een aantal van 2,3 miljoen bruinvisverstoringsdagen is er een 5% kans dat de bruinvispopulatie met 5% afneemt.

Relatie tussen bruinvisverstoringsdagen en populatieafname

Voor het KEC 5.0 is vanwege onderzoek naar de effecten van verschillende aannames voor ontwikkeling van wind op zee, dosis-effectrelaties en demografische parameters een groot aantal scenario's doorgerekend. Uit onderzoek naar het verband tussen het totale aantal bruinvisverstoringsdagen en de bij de verschillende scenario's berekende populatiereductie blijkt dat bij een gegeven set van demografische parameters het totale aantal bruinvisverstoringsdagen de belangrijkste verklarende factor voor de berekende populatiereductie is. Het verband is bij benadering lineair, dat wil zeggen dat het percentage populatiereductie omgekeerd evenredig met het aantal bruinvisverstoringsdagen toeneemt. Dit maakt het mogelijk om voor een bepaalde ecologische norm (= percentage populatiereductie) het aantal bruinvisverstoringsdagen af te leiden waarbij aan die ecologische norm wordt voldaan (zie § 5.5.1 in: Heinis et al., 2025). Op grond van de gevonden relatie is berekend dat aan de huidige ecologische norm voor de bruinvispopulatie in het Nederlandse deel van de Noordzee wordt voldaan bij een maximaal aantal van 2,3 miljoen bruinvisverstoringsdagen. Hierbij is uitgegaan van de actuele inschatting van de demografische parameters voor de bruinvispopulatie (geboortecijfer van 0,34 per jaar).

Voor **zeehonden** is in het KEC 5.0 geen budget vastgesteld, maar bleken de *worst case* berekende effecten op de populatie van de windparken van de Routekaart 21 GW voor beide soorten zeehonden minder dan 2% te bedragen (zie verder § 3.2.2). De relatief dicht bij de kust gelegen windparken Borssele, Hollandse Kust (noord) en Ten noorden van de Waddeneilanden leveren daarbij ongeveer de helft van het aantal zeehondverstoringsdagen voor gewone zeehonden en een derde van het aantal voor grijze zeehonden.

3 Effecten van aanleg windparken volgens Routekaart 21 GW (referentie)

3.1 INLEIDING

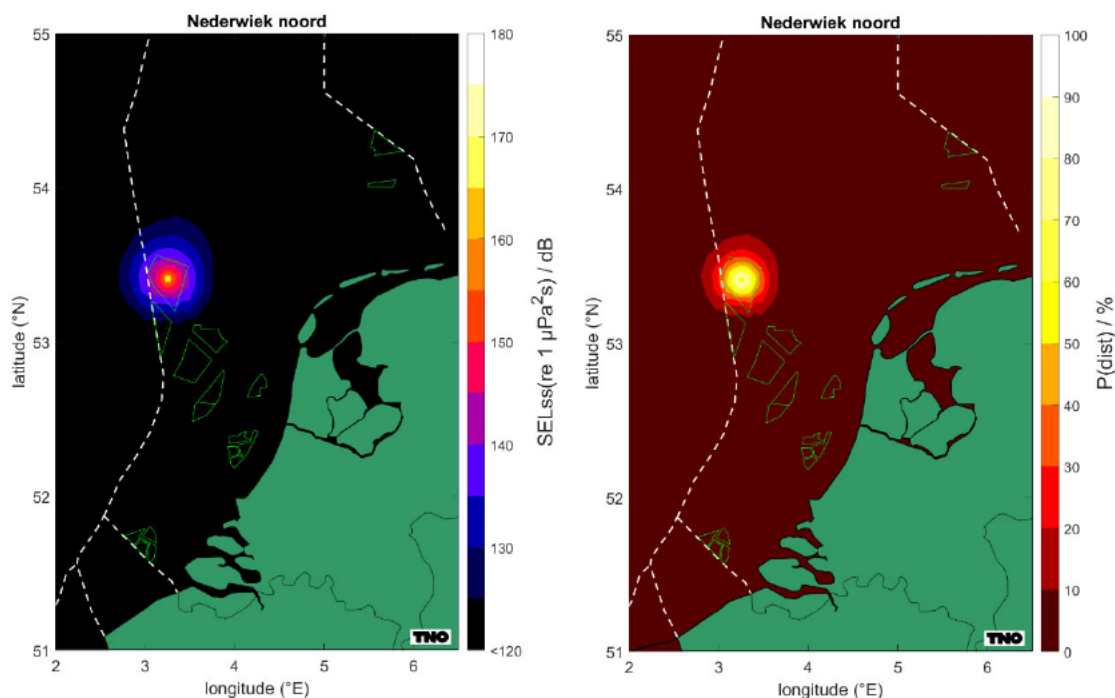
Dit hoofdstuk bevat een beschrijving van de mogelijke cumulatieve effecten van impulsief geluid voor de aanleg van windparken op de Noordzee in de periode 2016 – 2031 (referentie). De berekeningen zijn gebaseerd op de uitgangspunten van het KEC 5.0 (zie hiervoor Hoofdstuk 2 en Heinis et al., 2025). De berekening van het aantal bruinvisverstoringdagen t.g.v. het heien van funderingen van turbines en platforms zijn uitgevoerd voor één paalpositie per kavel of windenergiegebied. Verder is er voor de berekening van de omvang van het effect voor de windenergiegebieden van deze routekaart van uitgegaan dat een limiet wordt gesteld aan het ongewogen breedbandgeluidsniveau op 750 meter van de heillocatie.

3.2 EFFECTEN OP POPULATIES VAN ZEEZOOGDIEREN

3.2.1 Bruinvis

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 Nederwiek Noord weergegeven in Figuur 3-1 (linkerpaneel). Bij deze geluidverdeling is ervan uitgegaan dat een geluidsnorm van $SEL_{ss} = 164 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ op 750 m wordt toegepast. Het rechterpaneel in deze figuur geeft bijbehorende kans op gedragsverstoring weer. Voor een dag waarop een turbinefundering wordt geheid, is berekend dat op deze locatie 932 bruinvissen worden verstoord. Voor het heien van de funderingen van de TenneT-platforms is dat wat minder, namelijk 878 bruinvissen.



Figuur 3-1 Voorbeeld van de berekende verdeling van SEL_{ss} (ongewogen, breedband) bij heien met toepassing van een geluidsnorm van $SEL_{ss} = 164 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ (750 m) (links) op de centrale locatie in Nederwiek Noord en de bijbehorende kans op gedragsverstoring van bruinvissen (rechts). Zie § 2.3 voor berekening.

Een schatting van de berekende cumulatieve effecten van de constructie van windparken op de bruinvispopulatie op het NCP in de periode 2016 – 2031 is opgenomen in Tabel 3-1. Voor het geactualiseerde cumulatiescenario op basis van de Routekaart 21 GW van april 2024 bedraagt het aantal berekende bruinvisverstoringdagen 1,7 miljoen. Voor dit scenario werd met het Interim PCoD model en een betrouwbaarheid van minimaal 95% een populatieafname van 3,7% berekend. Dit is minder dan de maximaal toelaatbare reductie van de bruinvispopulatie van 5% en daarmee volgens de door de overheid vastgestelde ecologische norm niet significant. Het effect is wat groter dan indertijd berekend voor een, wat opgesteld vermogen betreft vergelijkbare variant uit het KEC 4.0 (populatiereductie 2,6% voor 22,7 GW). Dit is een gevolg van de hogere geluidnorm waarvan in het KEC 5.0 voor de windparken van IJmuiden Ver en later is uitgegaan (160 versus 164 dB SELss).

Tabel 3-1 Schatting van de gevolgen van de aanleg van windenergie op zee op de bruinvispopulatie op het NCP in de periode 2016 – 2031 volgens de Routekaart 21 GW.

Windenergiegebied	Opgesteld vermogen (MW)	Geluidsnorm (SELss dB)	Bruinvis-verstoringdagen (duizenden)
Borssele I, II	752	169	74
Borssele III, IV, V	751	170	82
Hollandse Kust (zuid) I – IV	1.529	173	160
Hollandse Kust (noord) V	759	170	97
Hollandse Kust (west) VI, VII	1.520	168	156
IJmuiden Ver I – IV (Alpha en Beta)	4.020	164	270
IJmuiden Ver Gamma	2.295	164	142
Nederwiek (zuid) I	2.295	164	132
Nederwiek (noord) II, III	4.600	164	313
Doordewind I	2.300	164	166
Hollandse kust (west) VIII	760	164	39
Ten noorden van de Waddeneilanden (west)	795	164	71
Totaal			1.705
Populatiereductie			3,7%

Effecten op het gehoor van bruinvissen

Permanente effecten op het gehoor van bruinvissen (PTS) treden niet op (zie bijlage 2 voor onderbouwing).

3.2.2 Zeehonden

Effecten op het gedrag van zeehonden

Voor zeehonden ontstaat in de uren dat rond de heillocatie wordt geheid een kleiner (effectief) verstoringsoppervlak dan dat van bruinvissen, omdat zeehonden minder gevoelig op onderwatergeluid reageren. Gemiddeld over alle parken van de Routekaart 21 GW is het effectieve verstoringsoppervlak voor zeehonden ongeveer de helft van dat voor bruinvissen. In combinatie met het gegeven dat de dichtheid van zeehonden dichtbij de kust het grootst is, betekent het dat het aantal verstoorde zeehonden in de meeste windenergiegebieden laag is. Zo is voor het in weergegeven Figuur 3-1 voorbeeld berekend dat op een dag waarop een turbinefundering wordt geheid op deze locatie 64 gewone zeehonden en 13 grijze zeehonden worden verstoord.

Een schatting van de berekende cumulatieve effecten van de constructie van windparken op de populaties van gewone en grijze zeehonden op het NCP in de periode 2016 – 2031 is opgenomen in Tabel 3-2. Voor het geactualiseerde cumulatiescenario op basis van de Routekaart 21 GW van april 2024 bedraagt het totale aantal berekende dierverstoringdagen voor 268 duizen voor de gewone zeehond en voor de grijze zeehond. Voor dit scenario werd met het Interim PCoD model en een betrouwbaarheid van minimaal 95% een populatieafname van 1,5% voor gewone zeehonden berekend en voor grijze zeehonden 1,1%. Dit is minder dan de maximaal toelaatbare reductie van de populatie van 5% en daarmee volgens de door de overheid vastgestelde ecologische norm niet significant.

Effecten op het gehoor van gewone en grijze zeehonden

Permanente effecten op het gehoor van gewone en grijze zeehonden (PTS) treden niet op (zie bijlage 2 voor onderbouwing).

Tabel 3-2 Schatting van de gevolgen van de aanleg van windenergie op zee op de populaties van Gewone zeehonden en grijze zeehonden op het NCP in de periode 2016 – 2031 volgens de Routekaart 21 GW.

Windenergiegebied	Opgesteld vermogen (MW)	Geluidsnorm (SELss dB)	Dierverstoringsdagen (duizenden)	
			Gewone	Grijze
Borssele I, II	752	169	18	7
Borssele III, IV, V	751	170	35	4
Hollandse Kust (zuid) I – IV	1.529	173	17	40
Hollandse Kust (noord) V	759	170	41	26
Hollandse Kust (west) VI, VII	1.520	168	13	8
IJmuiden Ver I – IV (Alpha en Beta)	4.020	164	18	9
IJmuiden Ver Gamma	2.295	164	12	7
Nederwiek (zuid) I	2.295	164	15	3
Nederwiek (noord) II, III	4.600	164	21	4
Doordewind I	2.300	164	33	4
Hollandse kust (west) VIII	760	164	2	1
Ten noorden van de Waddeneilanden (west)	795	164	44	5
Totaal			268	118
Populatiereductie			1,5%	1,1%

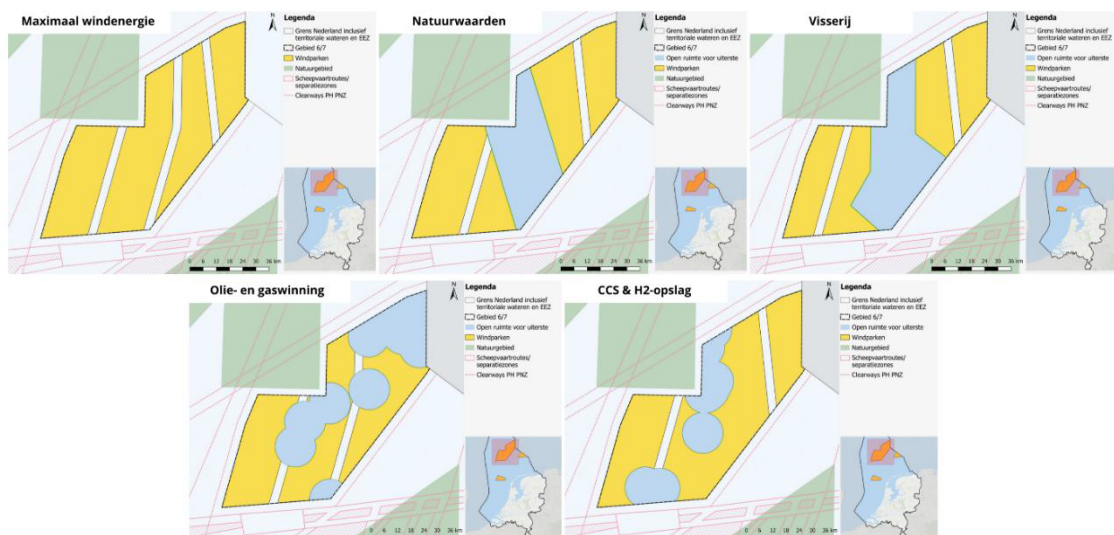
4 Effecten van aanleg windparken in de windenergiegebieden van de PH op zeezoogdieren

4.1 INLEIDING

4.1.1 Gebieden

De Partiele Herziening van het Programma Noordzee 2022-2027 (PH) heeft als primaire opgave om op de Noordzee ruimte te vinden voor ten minste 23 – 26 GW opgesteld vermogen aan windenergie. Hiertoe worden drie gebieden beschouwd, zoekgebied 6/7 en de reeds aangewezen gebieden Doordewind en Lageland (zie Figuur 1-2 voor ligging gebieden). Aan Doordewind is aan westzijde een zoekgebied toegevoegd, Doordewind (west), om de begrenzing aan te laten sluiten bij geplande Duitse windparken.

Zoekgebied 6/7 is verreweg het grootste gebied, en dat betekent dat in dit gebied de meeste ruimte nodig zal zijn om de ambitie van windenergie op zee waar te kunnen maken. Het gebied wordt omsloten door een scheepvaartroute in het zuiden en een drietal *clearways*. Verder grenst het in het noordwesten aan het KRM-gebied Centrale Oestergronden en ligt Natura 2000-gebied Friese Front ten zuidwesten in de nabijheid. De waterdiepte varieert tussen ongeveer 40 en 50 m, waarbij het relatief slibrijke middendeel het diepst is. Het gebied heeft een oppervlakte van ca. 4.640 km² en is daarmee groter dan de ruimte die nodig is voor de opgave van de PH. Er kan daarom bij de gebiedsindeling rekening worden gehouden met andere belangen, zoals mijnbouw, natuurwaarden en visserij. De ruimtelijke belangen van andere sectoren zijn daarom in kaart gebracht. In een vijftal, zogenaamde ‘uitersten’ is weergegeven welke ruimten in gebied 6/7, wetende dat windparken in het gebied geplaatst worden, vanuit het perspectief van verschillende sectoren belangrijk zijn om vrij te houden van windparken (Figuur 4-1). Kenmerken van deze uitersten zijn weergegeven in Tabel 4-1. Vervolgens is voor de indeling van dit gebied via een stapsgewijze aanpak gekomen tot een drietal keuzeopties, die zich onderscheiden door de omvang van een binnen het gebied gelegen zone zonder windturbines.



Figuur 4-1 Kaartbeelden van de 5 uitersten voor de indeling van zoekgebied 6/7

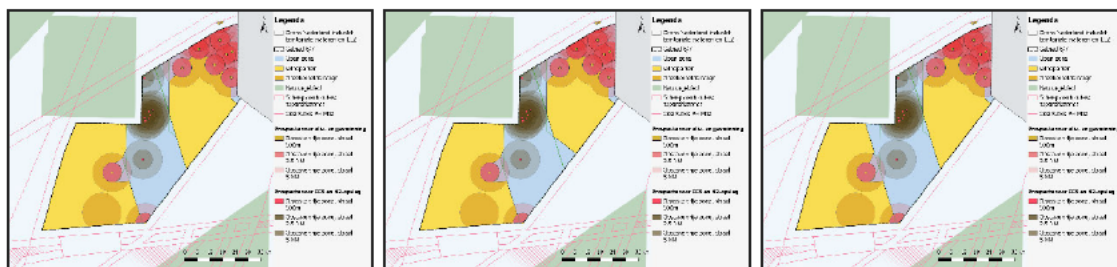
Tabel 4-1 Karakterisering van de 5 uitersten; er is uitgegaan 20 MW turbines met een onderlinge afstand van 1.380 m.

Uiterste	Oppervlak met windturbines (km ²)	GW	Aantal turbines
Maximaal windenergie	3.560	37,4	1.869
Natuurwaarden	2.676	28,1	1.405
Visserij	2.424	25,4	1.272
Olíe- en gaswinning (helikopterzones rond platforms)	2.650	27,8	1.391
CO ₂ - en waterstofopslag	2.919	30,6	1.532

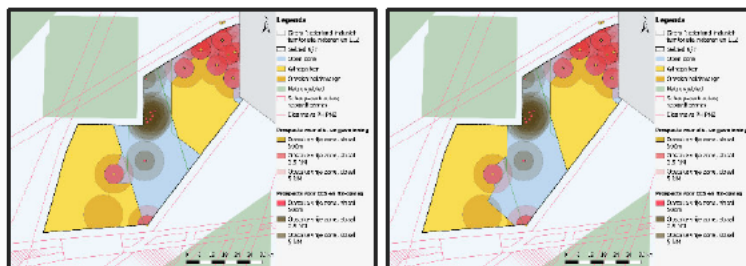
In onderstaande Tabel 4-2 zijn de belangrijkste kenmerken van de drie opties voor de indeling van gebied 6/7 samengevat, zoals die op basis van de stapsgewijze aanpak zijn overgebleven. Binnen elke optie zijn 2 of 3 voorbeelden voor een mogelijke gebiedsindeling uitgewerkt, die verschillen in oppervlakte, vorm en oriëntatie van de open zone (Figuur 4-2 t/m Figuur 4-4). Er zijn nog diverse onzekerheden die betrekking hebben op benutten van meer of minder *prospects* voor mijnbouw (- 4,8 GW of + 1 à 2 GW) en benodigde ruimte voor helikopterbereikbaarheid (- 2,9 GW). Daarnaast zijn er nog onzekerheden over de afstand van windturbines tot waar (onacceptabele) effecten op zeevogels optreden.

Tabel 4-2 Keuzeopties voor indeling van gebied 6/7, op basis van stapsgewijze aanpak en clustering getrechterde varianten.

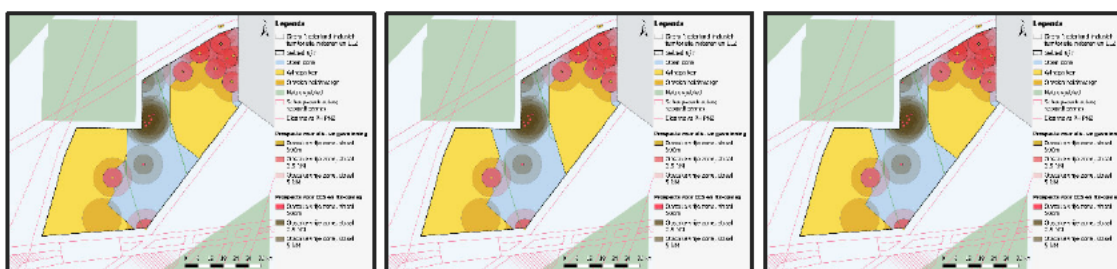
Gebiedsindeling	Omvang open zone	Minimale breedte open zone	Bandbreedte aantal GW (+/- 0,5 GW)
Basis open zone	1.319 – 1.419 km ²	20 – 25 km	21 GW
Bredere open zone (breder dan basis)	1.420 – 1.519 km ²	25 – 30 km	20 GW
Meest brede open zone	1.520 – 1.619 km ²	25 – 30 km	19 GW



Figuur 4-2 Voorbeeld gebiedsindelingen getrechterde variant 'Basis open zone', ca. 21 GW



Figuur 4-3 Voorbeeld gebiedsindelingen getrechterde variant 'Bredere open zone', ca. 20 GW



Figuur 4-4 Voorbeeld gebiedsindelingen getrechterde variant 'Meest brede open zone', ca. 19 GW

Doordewind is in het Programma Noordzee 2022-2027 aangewezen als windenergiegebied. Voor Doordewind is al 2 GW voorzien in het kader van de Routekaart 21 GW. In de PH is daarnaast zoekgebied Doordewind (west) ingetekend, waarmee Doordewind in westelijke richting is uitgebreid. In het plan-MER worden de effecten van het eventueel ontwikkelen van 2 – 4 GW bovenop de 2 GW van de Routekaart 21 GW bepaald. De totale oppervlakte van Doordewind + Doordewind (west) bedraagt ca. 570 km². Het wordt aan noordoostelijke zijde begrensd door de Duitse Exclusieve Economische Zone (EEZ), aan de zuidkant door een scheepvaartroute en aan de westkant door de *clearway* naar het Kattegat (SN10).

Lagelander is in het Programma Noordzee 2022-2027 aangewezen als windenergiegebied. Het gebied is echter niet opgenomen in de Routekaart 21 GW. In de PH wordt Lagelander heroverwogen voor 2 GW voor de periode na 2031, maar alleen als terugvaloptie als in de andere gebieden onvoldoende ruimte wordt gevonden. Aan de oost- en westkant wordt het gebied begrensd door scheepvaartroutes en aan de zuidkant door het militaire oefengebied EHD-41. Lagelander heeft een oppervlakte van ca. 750 km² en is veel groter dan nodig is voor het realiseren van 2 GW windenergie. Hiervoor zal ongeveer 200 km² nodig zijn.

4.1.2 Effectbepaling en -beoordeling

Een beschrijving en beoordeling van de ecologische effecten voor de verschillende (deel)aspecten is opgenomen in de hierna volgende § 4.2. Om voor gebied 6/7 inzicht te krijgen in de maximale bandbreedte van mogelijke effecten worden eerst de effecten van de uitersten met het minste en het meeste effect beoordeeld. Voor zeezoogdieren zijn dat in alle gevallen respectievelijk het visserij- uiterste en het windenergie- uiterste, omdat de effecten op zeezoogdieren vooral door het aantal op te stellen windturbines worden bepaald. Vervolgens worden de effecten van de drie onderzochte opties voor een gebiedsindeling beschreven en beoordeeld. Voor Doordewind en Lagelander zijn alleen effecten van (verschillen in) het opgestelde vermogen onderzocht.

De effecten van de aanleg van windparken in de drie gebieden op zeezoogdieren worden aan de hand van de volgende 7-puntsschaal beoordeeld:

Beoordeling	Oordeel ten opzichte van de referentiesituatie
Sterk negatief	Het voornemen leidt tot een sterk negatieve verandering
Negatief	Het voornemen leidt tot een negatieve verandering
Beperkt negatief	Het voornemen leidt tot een beperkt negatieve verandering
Enigszins negatief	Het voornemen leidt tot een enigszins negatieve verandering
Neutraal	Het voornemen onderscheidt zich niet van de referentiesituatie
Beperkt positief	Het voornemen leidt tot een beperkt positieve verandering
Sterk positief	Het voornemen leidt tot een sterk positieve verandering

Voor zeezoogdieren is de geschatte procentuele verandering in de populatiegrootte op het NCP, enigszins arbitrair, als volgt gekoppeld aan de beoordelingsschaal:

Beoordeling	Procentuele verandering populatie op het NCP
Sterk negatief	Afname meer dan 20%
Negatief	Afname 10 – 20%
Beperkt negatief	Afname 5 – 10%
Enigszins negatief	Afname minder dan 5% (= niet significant, zie § 2.4.1)
Neutraal	Verwaarloosbare af- of toename
Beperkt positief	Toename 5 – 20%
Sterk positief	Toename meer dan 20%

4.2 EFFECTEN OP POPULATIES VAN ZEEZOOGDIEREN

4.2.1 Gegevens en uitgangspunten effectberekening

Tot nu toe worden bij de aanleg van windturbines op de Noordzee heihamers gebruikt voor het in de zeebodem verankeren van de funderingen. Daarbij wordt veel geluid geproduceerd dat onderwater tot effecten op zeezoogdieren leidt. Daarbij kunnen tijdelijke of permanente effecten op het gehoor optreden of kunnen dieren in hun normale gedrag worden verstoord. Deze verstoring heeft gevolgen voor de *fitness* van verstoorde dieren als ze tijdelijk niet of minder kunnen foerageren. Als hierdoor effecten op de overleving of reproductie ontstaan, kan dit gevolgen voor de populatie hebben. Daarom wordt in Nederland een limiet gesteld aan de hoeveelheid geluid die tijdens heien mag worden geproduceerd. Hierdoor worden effecten op de populaties zeezoogdieren zoveel mogelijk beperkt. Effecten op bruinvissen zijn daarbij maatgevend.

Voor het bepalen van de effecten van de gebieden van de PH op zeezoogdieren is uitgegaan van een geluidnorm van SELss (750m) = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. Mogelijke effecten van onderwatergeluid dat wordt geproduceerd tijdens geofysische surveys voorafgaand aan de bouw van het windpark en de ruiming van eventueel aanwezige explosieven uit de Tweede wereldoorlog (UXO's) zijn niet beschouwd (zie Bijlage 1). Ook zijn de mogelijke effecten van de aanleg van funderingen voor TenneT-platforms en platforms voor waterstof elektrolyse niet meegenomen in de (indicatieve) berekeningen. De effecten van het heien van funderingen voor platforms zijn echter beperkt t.o.v. die van het heien van windturbines.

Effecten van het tijdens de **aanleg** van windparken geproduceerde onderwatergeluid zijn uitgedrukt in het aantal bruinvisverstoringdagen. Dit is het aantal tijdens het heien van een turbinefundering verstoorde bruinvissen vermenigvuldigd met het aantal turbinefunderingen (zie § 2.3.1). Voor het KEC 5.0 is berekend dat na aanleg van de windparken van de Routekaart 21 GW er van een budget van 2,3 miljoen bruinvisverstoringdagen¹⁰ ca. 1,7 miljoen zijn gebruikt (zie § 2.4). Dat betekent dat er nog ca. 0,6 miljoen bruinvisverstoringdagen over zijn voor de verdere uitrol van wind op zee als dezelfde ecologische norm wordt gehandhaafd en dezelfde uitgangspunten voor de berekeningen worden gehanteerd als voor het KEC 5.0.

In de **operationele fase** van een windpark wordt ook geluid geproduceerd door draaiende windturbines en onderhoudsschepen. De aard van dit geluid is anders dan het geluid van heihamers (continu in plaats van impulsief) en het geluidsniveau is veel lager. Continu geluid van operationele windturbines is in het algemeen alleen van belang wanneer het omgevingsgeluid van wind en scheepvaart laag is (Tougaard et al., 2020; Bellmann et al., 2023). Met betrekking tot windpark-gerelateerde scheepvaart wordt in de studie van Bellmann et al. (2023) voorzichtig geconcludeerd dat dit mogelijk tot een beperkte toename van het onderwatergeluid in het windpark kan leiden, maar dat de toename daarbuiten beperkt is, zeker voor windparken nabij scheepsroutes. Dit wordt bevestigd door onderzoek in de Borssele windparken waarin werd gezien dat bruinvissen operationele windparken niet mijden. Deze windparken liggen echter in de nabijheid van drukke scheepvaartroutes. Het is niet duidelijk of, en zo ja in hoeverre aan windparken gerelateerd scheepvaartgeluid tot effecten op populaties van zeezoogdieren in de windenergiegebieden van de PH kan leiden. Het gaat daarbij met name om zoekgebied 6/7 wat nu een relatief rustig gebied is. In het eerder genoemde DEMASK project wordt nader onderzoek gedaan naar het in kaart brengen van het onderwatergeluid in en rond operationele windparken.

¹⁰ Bij een aantal van 2,3 miljoen bruinvisverstoringdagen is er een 5% kans dat de bruinvispopulatie met 5% afneemt; dit wordt als een niet significant effect op de populatie beschouwd.

4.2.2 Effectinschatting en -beoordeling zoekgebied 6/7

Voor zoekgebied 6/7 is een indicatieve inschatting gemaakt van de effecten van de aanleg van windparken op basis van berekeningen die in de verkennende fase van de PH door TNO zijn uitgevoerd (Heinis, 2023). Daarbij is voor twee locaties in het gebied de geluidsverspreiding voor het heien van funderingen voor 20 MW turbines berekend, uitgaande van een geluidsnorm van 160 dB (SELss 750 m). Voor het berekenen van het aantal per heidag verstoorde bruinvissen is, net als voor het KEC 4.0 en KEC 5.0, uitgegaan van de dichtheidskaart van Gilles et al. (2020).

Het aantal berekende bruinvisverstoringdagen voor de uitersten en de getrechterde varianten is weergegeven in Tabel 4-3 en varieert van 2,3 tot 3,3 miljoen bruinvisverstoringdagen voor de uitersten en van ca. 1,6 tot 1,9 miljoen bruinvisverstoringdagen voor de getrechterde varianten. Het aantal van 0,6 miljoen bruinvisverstoringdagen, dat na de aanleg van windparken volgens de Routekaart 21 GW nog beschikbaar is voor de verdere ontwikkeling van windenergie op zee, wordt in alle gevallen overschreden. Bij aanleg van windparken in gebied 6/7, gecumuleerd met de effecten van de aanleg van de windparken van de Routekaart 21 GW, zou dat kunnen leiden tot een afname van het aantal bruinvissen op het NCP met ongeveer 9 – 11% voor de uitersten en 7 – 8% voor de getrechterde varianten.

Effecten op gewone en grijze zeehonden zijn als neutraal beoordeeld, omdat zeehonden niet of nauwelijks in gebied 6/7 voorkomen. Het gebied ligt namelijk zo ver van de ligplaatsen af dat gewone zeehonden op hun foerageertochten het gebied niet zullen aandoen. Incidenteel zouden tussen het Verenigd Koninkrijk en de Waddenzee migrerende zeehonden in het gebied kunnen voorkomen. Het betreft daarbij vooral grijze zeehonden. De gemiddelde dichtheid is echter nog steeds heel laag. Het aantal door geluid verstoorde zeehonden tijdens de aanleg zal daarom een beperkte en waarschijnlijk verwaarloosbare, bijdrage leveren aan mogelijke effecten op de populatie.

Tabel 4-3 Inschatting en beoordeling van effecten op zeezoogdieren voor zoekgebied 6/7

Uitersten	Bruinvisverstoringdagen (in miljoenen)	Beoordeling bruinvissen	Beoordeling zeehonden
Uiterste met minste effect: visserij	2,3	Beperkt negatief	Neutraal
Uiterste met meeste effect: windenergie	3,3	Negatief	Neutraal
Groepen van getrechterde varianten			
Meest brede open zone (18,5 – 19,5 GW)	1,6 – 1,7	Beperkt negatief	Neutraal
Bredere open zone (20 GW)	1,8	Beperkt negatief	Neutraal
Basis open zone (20,5 – 21,5 GW)	1,8 – 1,9	Beperkt negatief	Neutraal

4.2.3 Effectinschatting en -beoordeling Doordewind en Doordewind (west)

Voor Doordewind en Doordewind (west) is een indicatieve inschatting gemaakt van de effecten van de aanleg van windparken op basis van berekeningen die voor het KEC 4.0 door TNO zijn uitgevoerd (Heinis et al., 2022). Het gaat daarbij om de aanleg van 2 of 4 GW bovenop de 2 GW die al in kader van de Routekaart 21 GW is gepland. Daarbij is voor één locatie in het midden van Doordewind de geluidsverspreiding voor het heien van funderingen voor 20 MW turbines berekend, uitgaande van een geluidsnorm van 160 dB (SELss 750 m). Voor het berekenen van het aantal per heidag verstoorde bruinvissen is, net als voor het KEC 4.0 en KEC 5.0, uitgegaan van de dichtheidskaart van Gilles et al. (2020).

Voor Doordewind en Doordewind (west) is berekend dat de aanleg van 2 GW extra opgesteld vermogen tot ongeveer 99 duizend bruinvisverstoringdagen leidt. Voor de aanleg van 4 GW is dat het dubbele (Tabel 4-4). Door de aanleg wordt respectievelijk ongeveer 17% en 33% van de ontwikkelingsruimte van 0,6 miljoen bruinvisverstoringdagen gebruikt die na de aanleg van de windparken van de Routekaart 21

GW nog over is. Het betekent dat de ecologische norm voor bruinvissen niet wordt overschreden als na aanleg van de windparken van de Routekaart 21 GW 2 of 4 GW in Doordewind wordt aanlegd.

Effecten op gewone en grijze zeehonden van de aanleg in Doordewind zijn verwaarloosbaar, omdat zeehonden daar niet of nauwelijks voorkomen. Het gebied ligt namelijk zo ver van de ligplaatsen af dat gewone zeehonden op hun foerageertochten het gebied niet zullen aandoen. Incidenteel zouden tussen het Verenigd Koninkrijk en de Waddenzee migrerende zeehonden in het gebied kunnen voorkomen. Het betreft daarbij vooral grijze zeehonden. De gemiddelde dichtheid is echter nog steeds heel laag. Het aantal door geluid verstoorde zeehonden tijdens de aanleg zal daarom een beperkte en waarschijnlijk verwaarloosbare bijdrage leveren aan mogelijke effecten op de populatie. De effecten zijn daarom als neutraal beoordeeld.

Tabel 4-4 Inschatting en beoordeling van effecten op zeezoogdieren voor Doordewind

Onderzocht gebied	Bruinvisverstoringsdagen (in miljoenen)	Beoordeling bruinvissen	Beoordeling zeehonden
Doordewind (+2 GW)	0,099	Enigszins negatief	Neutraal
Doordewind (+4 GW)	0,199	Enigszins negatief	Neutraal

4.2.4 Effecten van aanleg in Lageland

Ook voor Lageland is de indicatieve inschatting van de effecten van de aanleg van een windpark gebaseerd op berekeningen die voor het KEC 4.0 door TNO zijn uitgevoerd (Heinis et al., 2022). Het gaat daarbij om de aanleg van 2 GW. Daarbij is voor één locatie in het midden van Lageland de geluidsverspreiding voor het heien van funderingen voor 20 MW turbines berekend, uitgaande van een geluidsnorm van 160 dB (SELss 750 m). Voor het berekenen van het aantal per heidag verstoorde bruinvissen is, net als voor het KEC 4.0 en KEC 5.0, uitgegaan van de dichtheidskaart van Gilles et al. (2020).

Voor Lageland is berekend dat de aanleg van 2 GW opgesteld vermogen tot ongeveer 66 duizend bruinvisverstoringsdagen leidt (Tabel 4-5). Door de aanleg wordt ongeveer 11% van de ontwikkelingsruimte van 0,6 miljoen bruinvisverstoringsdagen gebruikt die na de aanleg van de windparken van de Routekaart 21 GW nog over is. Het betekent dat de ecologische norm voor bruinvissen niet wordt overschreden als na aanleg van de windparken van de Routekaart 21 GW nog 2 GW in Lageland wordt aanlegd.

Omdat Lageland dicht bij de kust ligt dan Doordewind, is er een kans dat zeehonden het gebied tijdens foerageertochten (incidenteel) aandoen. Ook is de kans groter dat grijze zeehonden het gebied doorkruisen tijdens de migratie tussen het Verenigd Koninkrijk en Nederland of *vice versa*. Daarom is Lageland enigszins negatief beoordeeld.

Tabel 4-5 Inschatting en beoordeling van effecten op zeezoogdieren voor Lageland

Onderzocht gebied	Bruinvisverstoringsdagen (in miljoenen)	Beoordeling bruinvissen	Beoordeling zeehonden
Lageland (2 GW)	0,066	Enigszins negatief	Enigszins negatief

4.2.5 Gezamenlijke effecten van combinaties van de windenergiegebieden

Bij het bepalen van de cumulatieve effecten van verschillende windenergiegebieden is gekeken naar verschillende mogelijkheden om het totaal aantal GW over verschillende gebieden te verdelen (verdelingsopties). Als de beschikbare ruimte voor windparken in Lageland, Doordewind en de getrechterde varianten voor zoekgebied 6/7 bij elkaar wordt opgeteld, bieden de verschillende gebieden samen ruimte voor een totaal opgesteld vermogen van 19 tot 25 GW. Bij deze optelling is rekening gehouden met een open zone in zoekgebied 6/7 en is ervan uitgegaan dat niet meer dan 2 GW

in Doordewind worden gerealiseerd. Voor dit gebied is namelijk geconstateerd dat 4 GW alleen haalbaar is, als geen in rekening wordt gehouden met een voldoende obstakelvrije ruimte voor een mijnbouwplatform. Tegelijkertijd kan blijken dat alsnog meer windenergie mogelijk is dan 25 GW, bijvoorbeeld door het wegvallen van (*prospects* voor) mijnbouwplatforms. Daarom is voor zoekgebied 6/7 ook een verdelingsoptie meegenomen met een gebiedsindeling waarin geen open zone wordt vrijgehouden (windenergie-uiteerste), in combinatie met 4 GW in Doordewind en 2 GW in Lagelander. Bezien vanuit de meeste andere belangen dan windenergie is dit een *worst case* verdelingsoptie, die ruimte biedt aan ongeveer 43 GW opgesteld vermogen. Tabel 4-6 bevat een overzicht van verdelingsopties waarvan de cumulatieve effecten op zeezoogdieren zijn bepaald.

Tabel 4-6 Cumulatieve invulling opgave windenergiegebieden: verdelingsopties voor opgesteld vermogen. N.B. Er zijn meer combinaties mogelijk, maar met de maximale bandbreedte van cumulatieve effecten is met deze verdelingsopties afgedekt.

Gebied	Opgesteld vermogen en verdeling hiervan over gebieden (GW)					
	Basis ± 21	Basis ± 21	Basis ± 21	Meest breed ± 19	Meest breed ± 19	Uiterste windenergie ± 37
Zoekgebied 6/7 Basis = basis open zone Meeste breed = meest brede open zone						
Doordewind	2	2	0	2	0	4
Lagelander	2	0	2	2	0	2
Totaal	± 25	± 23	± 23	± 23	± 19	± 43

In Tabel 4-7 zijn de effecten op bruinvissen voor een aantal combinaties van de windenergiegebieden weergegeven. Te zien is dat de effecten het kleinst zijn als in gebied 6/7 van de variant met de meest brede open zone wordt uitgegaan. In dat geval wordt de minimale doelstelling van 23 – 26 GW opgesteld vermogen echter niet gehaald. De effecten op bruinvissen worden grotendeels bepaald door het aantal turbines (= het aantal verstoringsdagen) en daarom zijn de effecten het grootst bij het scenario, waarin de basisvariant voor gebied 6/7 wordt gecombineerd met 2 GW in Doordewind en 2 GW in Lagelander. De verschillen tussen de scenario's waarin de basisvariant voor gebied 6/7 wordt gecombineerd met 2 GW in Doordewind dan wel 2 GW in Lagelander zijn marginaal (en een fractie kleiner in Lagelander).

De cumulatieve effecten van de **worst case combinatiemogelijkheid** worden vooral bepaald door het aanzienlijk grotere opgestelde vermogen waarvan voor zoekgebied 6/7 is uitgegaan (zie ook Tabel 4-3). Met ongeveer 0,3 miljoen bruinvisverstoringsdagen van 4 GW in Doordewind en 2 GW in Lagelander is de bijdrage van deze gebieden zeer beperkt. Ten opzichte van de verdelingsoptie van ongeveer 25 GW worden zo'n 1,5 miljoen meer bruinvisverstoringsdagen berekend. De geschatte reductie van de bruinvispopulatie, gecumuleerd met de effecten van de aanleg van de windparken van de Routekaart 21 GW, zou in de *worst case* combinatie ongeveer 11% bedragen, in plaats van ongeveer 8% voor de verdelingsoptie van 25 GW.

Tabel 4-7 Indicatie van effecten op bruinvispopulatie bij verschillende combinaties van windenergiegebieden

	Opgesteld vermogen (GW)					
	± 25	± 23	± 23	± 23	± 19	± 43
Gebied 6/7 – variant Basis = basis open zone Meest breed = meest brede open zone	Basis ± 21	Basis ± 21	Basis ± 21	Meest breed ± 19	Meest breed ± 19	Uiterste windenergie ± 37
Doordewind	2	2	0	2	0	4
Lagelander	2	0	2	2	0	2
Verstoring bruinvissen (miljoen bruinvisverstoringsdagen)	2,0 – 2,1	1,9 – 2,0	1,9 – 2,0	1,8 – 1,9	1,6 – 1,7	3,6
Indicatieve totale reductie bruinvispopulatie NCP (%)*	8,0 – 8,2	7,8 – 8,0	7,8 – 8,0	7,6 – 7,8	7,2 – 7,4	11,4

* Bij de weergegeven populatiereductie is de reductie als gevolg van de aanleg van de windparken volgens de Routekaart 21 GW inbegrepen. Deze is geschat op 3,7% (zie § 3.2.1).

4.3 GEVOLGEN VOOR NATURA 2000-GEBIEDEN

4.3.1 Instandhoudingsdoelstellingen

Met uitzondering van de Vogelrichtlijngebieden Friese Front en Bruine Bank gelden in alle marien-estuariene Nederlandse Natura 2000-gebieden instandhoudingsdoelstellingen voor bruinvissen, gewone zeehonden en grijze zeehonden (Tabel 4-8). Daarnaast gelden er op de Noordzee in niet-Nederlandse Natura 2000-gebieden/Special Areas of Conservation (SAC) doelstellingen voor zeezoogdieren. De dichtstbijzijnde gebieden zijn Borkum-Riffgrund in Duitsland en Southern North Sea in het Verenigd Koninkrijk.

Tabel 4-8 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	=	=	=	=	=	=

Effecten van de aanleg en exploitatie van windparken in de gebieden van de PH zijn alleen tijdens de aanlegfase van die omvang dat effecten op instandhoudingsdoelen voor zeezoogdieren in Natura 2000-gebieden niet op voorhand kunnen worden uitgesloten (zie § 2.1). Het gaat om de effecten van de toename van onderwater geluidsniveaus als gevolg van het heien van de funderingen voor de windturbines 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. In relatie tot de aanleg van windparken op zee is sprake van directe externe werking als verstoringcontouren als gevolg van de productie van onderwatergeluid tijdens de aanleg overlappen met een Natura 2000-gebied;
- **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). Voor de Nederlandse Natura 2000-gebieden is het uitgangspunt bij de toetsing van de effecten op de populaties van zeezoogdieren dat met grote zekerheid (95%) moet kunnen worden vastgesteld dat de huidige (Nederlandse) populatie als gevolg van de aanleg van de windparken op zee met niet meer dan 5% afneemt. Dit is de ecologische norm. Als wordt voldaan aan deze norm worden effecten van de aanleg van Wind op Zee op de populatie als niet significant beoordeeld en zijn gevolgen voor het bereiken van de instandhoudingsdoelen van de Natura 2000-gebieden door indirecte externe werking uit te sluiten.

4.3.2 Bruinvissen

Het is op voorhand niet uit te sluiten dat **directe externe effecten** van het tijdens de aanleg geproduceerde onderwatergeluid op de instandhoudingsdoelstelling van bruinvissen in twee Natura 2000-gebieden optreden. Het gaat om de gebieden Klaverbank en de Doggersbank. Deze liggen op respectievelijk 18 en 24 km van het dichtstbijzijnde onderzochte gebied (zoekgebied 6/7). Dit zijn waarden die rond de voor het KEC 5.0 berekende effectieve verstoringafstand voor bruinvissen liggen als geluidsmitigatie wordt toegepast. Als geen mitigatie wordt toegepast, zijn (veel) grotere verstoringafstanden berekend, maar het is de vraag hoe realistisch dat is (zie verder § 5.3.1 in Heinis et

al., 2025). De overige Natura 2000-gebieden met instandhoudingsdoelstellingen voor bruinvissen liggen te ver weg om effecten via directe externe werking te ondervinden.

Tijdens de aanleg neemt totale omvang van het leef- en foerageergebied tijdelijk af, omdat bruinvissen door het geproduceerde onderwatergeluid in hun normale gedrag worden verstoord. Hierdoor kan een effect op de bruinvispopulatie op het NCP ontstaan, en daarmee op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden (**indirecte externe werking**).

Uit de in § 4.2.2 gepresenteerde resultaten blijkt dat door de aanleg van windparken in zoekgebied 6/7 het aantal van 0,6 miljoen bruinvisverstoringdagen ruim wordt overschreden (Tabel 4-3). Dit is de ruimte die er na de aanleg van de windparken van de Routekaart 21 GW nog is om aan de ecologische norm voor bruinvissen te blijven voldoen (95% zekerheid dat de populatie met niet meer dan 5% afneemt). Dat betekent dat significante gevolgen voor de bruinvispopulatie op het NCP **niet zijn uit te sluiten** en dat daarmee significante gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van de Nederlandse Natura 2000-gebieden die voor bruinvissen zijn aangewezen via indirecte externe werking ook niet zijn uit te sluiten (zie § 2.4.1 en Tabel 4-8). Door de aanleg van windparken in Doordewind en Lagelander wordt het aantal van 0,6 miljoen bruinvisverstoringdagen niet overschreden, wat betekent dat significante gevolgen voor de bruinvispopulatie door de aanleg van windparken in deze gebieden zijn uit te sluiten en daarmee dus ook voor de instandhoudingsdoelstellingen van de Natura 2000-gebieden.

Uit de in Tabel 4-7 weergegeven resultaten voor een aantal combinaties van windenergiegebieden van de PH is af te leiden dat het aantal van 0,6 miljoen bruinvisverstoringdagen in alle gevallen ruim wordt overschreden. Als aan de opgave van de PH wordt voldaan, zijn **significante gevolgen** voor de bruinvispopulatie daarom **niet uit te sluiten** en dus ook niet voor de instandhoudingsdoelstellingen van de Natura 2000-gebieden die voor bruinvissen zijn aangewezen. De windparken kunnen daarom alleen worden aangelegd als aanvullende mitigerende maatregelen worden genomen of als uit nader onderzoek zou blijken dat de effecten minder groot zijn dan met de indicatieve berekeningen voor de PH is ingeschat.

4.3.3 Zeehonden

Voor zeehonden zijn effecten van het tijdens de aanleg geproduceerde onderwatergeluid op de instandhoudingsdoelstelling Natura 2000-gebieden via **directe externe werking uit te sluiten**. De voor het KEC 5.0 berekende effectieve verstoringafstand voor zeehonden bedraagt 10 – 15 km als geluidsmitigatie wordt toegepast. De Natura 2000-gebieden Klaverbank en Doggersbank liggen op respectievelijk 18 en 24 km van het dichtstbijzijnde onderzochte gebied (zoekgebied 6/7). De overige Natura 2000-gebieden met instandhoudingsdoelstellingen voor zeehonden liggen te ver weg om effecten via directe externe werking te ondervinden.

Tijdens de aanleg neemt totale omvang van het leef- en foerageergebied tijdelijk af, omdat eventueel aanwezige zeehonden door het geproduceerde onderwatergeluid in hun normale gedrag worden verstoord. Hierdoor kan een effect op de populaties van gewone en grijze zeehonden op het NCP ontstaan, en daarmee op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden (**indirecte externe werking**). Vanwege de grote afstand van de windenergiegebieden van de PH tot de ligplaatsten is de kans dat gewone en grijze zeehonden de gebieden in de periode dat er windparken worden aangelegd tijdens hun foerageertochten zullen aandoen verwaarloosbaar. Dit geldt in iets mindere mate voor Lagerlander, omdat dit gebied dicht bij de kust ligt en de maximale actieradius vanaf de ligplaatsten ca. 50 km is. Gecumuleerd met de ingeschatte effecten van de Routekaart 21 GW zal door een eventueel extra effect van verstoring door onderwatergeluid tijdens de aanleg van Lagelander de ecologische norm niet worden overschreden. **Significante effecten** op de populaties van gewone en grijze zeehonden op het NCP zijn daarom uit te sluiten. Een effect op de instandhoudingsdoelstellingen

van Natura 2000-gebieden die voor gewone en grijze zeehonden zijn aangewezen via indirecte externe werking zijn daarmee ook **uit te sluiten**.

4.4 EFFECTEN OP BESCHERMDE SOORTEN

Tijdens de aanleg van windparken in de gebieden van de PH treedt verstoring van gewone zeehonden, grijze zeehonden en bruinvissen op. Het verstoren van bruinvissen als gevolg van de constructie van een windpark kan door het bevoegd gezag worden beschouwd als een overtreding van verbodsbepalingen genoemd in artikel 11.46, lid 1 onder b (opzettelijk verstoren) van het Besluit activiteiten leefomgeving (Bal).

De Gunstige Staat van Instandhouding (GSI) is niet in het geding, als door de aanleg van windparken op zee de afname van de bruinvispopulatie met grote zekerheid (95%) niet meer dan 5% zal bedragen. In § 4.2.5 is beschreven dat bij de constructie van windparken met een totaal opgesteld vermogen van minimaal 23 – 26 GW niet is uit te sluiten dat de afname meer dan 5% zal bedragen. Dit betekent dat de GSI van de bruinvissen op het NCP in het geding is. De windparken kunnen daarom alleen worden aangelegd als aanvullende mitigerende maatregelen worden genomen of als uit nader onderzoek zou blijken dat de effecten minder groot zijn dan met de indicatieve berekeningen voor de PH is ingeschat.

4.5 GRENSOVERSCHRIJDENDE EFFECTEN

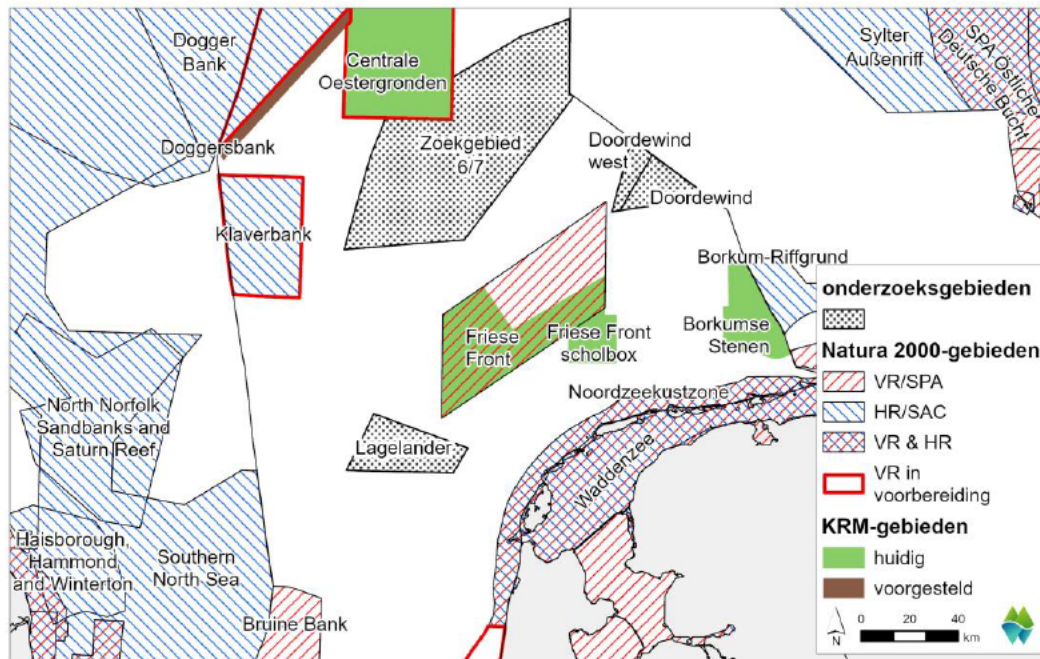
In de Vogel- en Habitatrichtlijnen wordt geen onderscheid gemaakt tussen effecten op nationale en internationale Natura 2000-gebieden. Vanuit dit kader dient het geheel aan effecten op alle Natura 2000-gebieden, die mogelijk in hun natuurlijke kenmerken kunnen worden aangetast, te worden meegenomen. Dit betekent dat voor die soorten waarvoor een Natura 2000-gebied is aangewezen en de gunstige staat van instandhouding zou kunnen worden aangetast door het windenergiegebied, alle relevante Natura 2000-gebieden in de toetsing dienen te worden meegenomen. Daarom is ook onderzocht of de aanleg van windparken in de windenergiegebieden van de PH effecten op de natuurlijke kenmerken van de Vogelrichtlijngebieden (VR) en Habitatrichtlijngebieden (HR) in Duitsland en het Verenigd Koninkrijk kan hebben (Figuur 4-5). In het Verenigd Koninkrijk heten deze respectievelijk Special Protection Areas (SPAs) en Special Areas of Conservation (SACs). Deze worden hieronder samengenomen onder de noemer beschermde gebieden.

Grensoverschrijdende effecten op in buurlanden beschermde soorten zeezoogdieren kunnen optreden als de kwaliteit van gebieden met instandhoudingsdoelstellingen negatief wordt beïnvloed of als het voornemen de staat van instandhouding van de soorten in het buurland negatief beïnvloedt. De door onderwatergeluid veroorzaakte verstoringcontouren overlappen voor geen van de drie zoekgebieden met Duitse Natura 2000-gebieden waar instandhoudingsdoelstellingen voor zeezoogdieren gelden. Het dichtst bijzijnde beschermde gebied dat in Duitsland is aangewezen voor zeezoogdieren is Borkum Riffgrund (voor bruinvis, gewone zeehond en grijze zeehond).

Het dichtstbijzijnde beschermde gebied in het Verenigd Koninkrijk is het zeer grote gebied Southern North Sea, waar een behoudsdoelstelling voor bruinvissen geldt. Als wordt uitgegaan van het toepassen van een geluidsnorm van 160 dB (SELss op 750 m) overlappen de geluidscontouren ook niet met dit gebied. Ook als van grotere verstoringcontouren zou worden uitgegaan, is het gezien de omvang van het gebied onwaarschijnlijk dat effecten van onderwatergeluid als significant zullen worden beoordeeld. In dit gebied wordt verstoring door onderwatergeluid als gevolg van een project of plan namelijk als significant beoordeeld als het bruinvissen verdrijft uit:

- Meer dan 20% van het voor bruinvissen relevante gebied op enige dag, en;

- Meer dan gemiddeld 10% van het voor bruinvissen relevante gebied gedurende een seizoen¹¹.



Figuur 4-5 Locaties van onderzoeksgebieden van de PH t.o.v. beschermde gebieden in en langs de kust van de Zuidelijke Noordzee (bron: Waardenburg Ecology).

4.6 CONCLUSIES INSCHATTING EN BEOORDELING EFFECTEN

De effecten op zeezoogdieren worden in sterke mate bepaald door het aantal turbines. Na de aanleg van de windparken van de Routekaart 21 GW resteren nog 0,6 miljoen bruinvisverstoringdagen voor de verdere ontwikkeling van windenergie op zee. Als de drie gebieden van de PH afzonderlijk worden beschouwd, kunnen daarom alleen in Lageland en Doordewind windparken worden ontwikkeld zonder dat de ecologische norm voor bruinvissen wordt overschreden. De aanleg van windparken in deze gebieden resulteert in (afgerond) respectievelijk 0,07 en 0,1 – 0,2 miljoen bruinvisverstoringdagen. Dit is niet het geval voor de beschouwde varianten voor zoekgebied 6/7. Vanwege het grotere aantal turbines dat in dit gebied kan worden geplaatst, resulterend in een aanzienlijk groter aantal bruinvisverstoringdagen dan in de andere twee gebieden wordt de norm met 1 tot 2,7 miljoen bruinvisverstoringdagen overschreden. De beschouwde varianten van zoekgebied 6/7 leveren dan ook de grootste bijdrage aan het totale te verwachten effect van de opgave van de PH van minimaal 23 – 26 GW.

Op grond van de huidige inzichten zijn significante effecten op de bruinvispopulatie in het Nederlandse deel van de Noordzee van de aanleg van minimaal 23 – 26 GW windenergie niet op voorhand uit te sluiten. Dit betekent dat significante effecten op de instandhoudingsdoelstellingen van de gebieden waarvoor de bruinvis is aangewezen via indirecte externe werking ook niet zijn uit te sluiten. Daarnaast is niet zeker of significante effecten via directe externe werking zijn uit te sluiten voor de Natura 2000-gebieden Klaverbank en de Doggersbank. Er is mogelijk sprake van overlap van verstoringcontouren van onderwatergeluid tijdens de constructie van windturbines met deze gebieden die op respectievelijk op 18 en 24 km van het dichtstbijzijnde zoekgebied 6/7 liggen.

¹¹ <https://data.jncc.gov.uk/data/206f2222-5c2b-4312-99ba-d59dfd1dec1d/SouthernNorthSea-conservation-advice.pdf>

Significante effecten van onderwatergeluid tijdens de aanleg van windparken in de gebieden van de PH op de populatie van gewone en grijze zeehonden zijn uit te sluiten. Daarmee zijn effecten op de instandhoudingsdoelstellingen op de Natura 2000-gebieden die voor zeehonden zijn aangewezen via indirecte externe werking ook uit te sluiten. Voor zeehonden zijn effecten via indirecte externe werking evenmin te verwachten.

5 Leemten in kennis

Bij het bepalen van effecten zijn verschillende leemten in kennis geïdentificeerd. Dit hoofdstuk bevat een overzicht van de belangrijkste leemten in kennis voor het inschatten en beoordelen van de effecten op de zeeoogdieren. Waar mogelijk is aangegeven in welke onderzoeksprogramma's aanvullend onderzoek is voorzien.

- De modellering van het onderwatergeluidniveau door heien in relatie tot de afstand van de heilocatie kent nog onzekerheden, vooral waar het de hogere frequenties van het afgestraalde geluid betreft. Modellering van het onderwatergeluid door het trillen van funderingen is nog niet goed mogelijk vanwege het ontbreken van meetgegevens voor het valideren van de modelresultaten, maar de kennis op dit gebied neemt naar verwachting snel toe. Ook voor het onderwatergeluid door geofysische surveys en UXO ruiming is de modellering door een gebrek aan meetgegevens slechts beperkt gevalideerd en daardoor onzeker. In de update van het KEC 5.0 zal nader worden onderzocht hoe de cumulatieve effecten van verschillende vormen van onderwatergeluid, ondanks het gebrek aan meetgegevens, kunnen worden beoordeeld.
- In het KEC 5.0 is uitgegaan van een *worst case* geluidsdosis-effectrelatie. In de berekeningen voor het KEC worden nu onrealistisch grote effectafstanden voorspeld, vooral waar het effecten van niet gemitigeerd heigeluid betreft. De keuze voor een andere relatie kan echter nog niet worden onderbouwd. Ook is in de berekeningen nog geen rekening gehouden met de gehoorgevoeligheid van de blootgestelde dieren als gevolg van de frequentie. Het is aannemelijk dat het toepassen van een met de frequentiegevoeligheid van het gehoor van de dieren gewogen SEL-waarde een betere voorspelling geeft van de gedragsreactie.
- De doorvertaling van effecten op het gedrag door geluidverstoring naar overlevingskans en voortplantingssucces (*vital rates*) en daarmee naar effecten op de populatie kent nog grote onzekerheden. Validatie van de gebruikte aannames is lastig vanwege een gebrek aan gegevens. In de update van het KEC 5.0 vormt de verdere ontwikkeling en validatie van de beschikbare populatiemodellen dan ook een belangrijk aandachtspunt.
- Voor het kwantificeren van het aantal verstoorde bruinvissen is gebruik gemaakt van een kaart die een schatting geeft van de gemiddelde zomerdichtheid van bruinvissen op de Zuidelijke Noordzee in de periode 2016-2019. Noordzeebrede gegevens over seizoens-afhankelijke verschillen in de verspreiding zijn niet beschikbaar. Verder is nog vrijwel niets bekend over eventuele seizoens-afhankelijke migratiepatronen, locatietrouw en mogelijke sexe- en leeftijd-specifieke variatie hierin. Onderzoek met gezenderde dieren geeft hier meer inzicht in, zoals is gebleken uit resultaten van onderzoek in Deense wateren. Voor het Nederlandse deel van de Noordzee worden de mogelijkheden in het kader van het MONS/Wozep programma momenteel onderzocht. Een eerste pilot met twee, in de Oosterschelde gezenderde bruinvissen is gestart. Het zal echter nog meerdere jaren duren voordat dit voldoende representatieve resultaten oplevert. Hierdoor blijft het lastig een nauwkeurigere schatting te maken van het aantal dieren dat in verschillende tijden van het jaar worden beïnvloed.
- Voor de effecten van scheepvaartgeluid en draaiende windturbines op zeezoogdieren zijn ook nog kennisleemtes. Onderzoek in de Borssele windparken heeft laten zien dat bruinvissen operationele windparken niet mijden, maar het is niet bekend of er andere effecten kunnen optreden die niet in dit onderzoek zijn meegenomen. In het DEMASK-project wordt nader onderzoek gedaan naar het in kaart brengen van het onderwatergeluid in en rond operationele windparken. Ook zal in nog aan te leggen Nederlandse windparken via *Passive Acoustic Monitoring* (PAM) netwerken onderzoek naar het gebruik van windparken door bruinvissen worden gedaan.
- Op grond van beschikbare literatuur kan niet worden geconcludeerd of en in hoeverre het foeragegedrag en/of andere vormen van gedrag van bruinvissen op locaties dicht bij EMV worden beïnvloed. Ook kunnen op grond van beschikbare wetenschappelijke studies geen conclusies worden getrokken over eventuele effecten van EMV rond gelijkstroom exportkabels of

(wisselstroom) in-field kabels, die weliswaar een zwakker EMV genereren, maar die meestal niet of minder diep worden ingegraven. De exacte effecten van de aanwezigheid van elektriciteitskabels binnen de windparken of langs de kabeltracés op het gedrag van zeezoogdieren (m.n. bruinvis) zijn dus niet goed bekend.

6 Conclusies en aanbevelingen

Voor bruinvissen worden effecten van verstoring door onderwatergeluid tijdens de aanleg van windparken in de drie gebieden van de PH verwacht. Deze worden met name bepaald door het totaal aantal te realiseren windturbines. De aanleg van windparken in zoekgebied 6/7 levert het grootste aandeel van de te verwachten effecten, omdat het aantal opgestelde windturbines in alle onderzochte getrechterde varianten veel groter is dan in Doordewind en Lageland. Als aan de opgave van de PH van minimaal 23 – 26 GW opgesteld vermogen wordt voldaan, zijn op grond van de huidige uitgangspunten significante gevolgen voor de bruinvispopulatie niet uit te sluiten. Het aantal bruinvisverstoringdagen dat na aanleg van de windparken van de Routekaart 21 GW nog beschikbaar is voor de verdere ontwikkeling op zee wordt in alle onderzochte verdelingsopties namelijk overschreden. Dit betekent dat significante gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van de Natura 2000-gebieden die voor bruinvissen zijn aangewezen ook niet zijn uit te sluiten. De windparken kunnen daarom alleen worden aangelegd als aanvullende mitigerende maatregelen worden genomen of als uit nader onderzoek zou blijken dat de effecten minder groot zijn dan met de indicatieve berekeningen voor de PH is ingeschat. Daarbij moet worden aangetekend dat mogelijke effecten van andere, aan de aanleg van windparken gerelateerde impulsgeluiden, zoals van geofysische surveys en UXO-detonaties, niet zijn meegenomen. Het verdient aanbeveling te onderzoeken op welke wijze de mogelijke effecten hiervan ‘optelbaar’ zijn bij de effecten van verstoring door heigeluid.

Voor zeehonden zijn de effecten van de aanleg van windparken in de drie gebieden van de PH, ook in voor de totale opgave van minimaal 23 – 26 GW verwaarloosbaar of zeer beperkt. Effecten op de populaties van grijze en gewone zeehonden zijn uit te sluiten.

In het KEC 5.0 (Heinis et al., 2025) zijn de volgende aanbevelingen gedaan, die hier samengevat zijn overgenomen:

- Monitoring van onderwatergeluid en gedragsreacties blijft essentieel om de huidige bevindingen te valideren. Dit geldt niet alleen voor de effecten van geluid door gangbare heihammers, maar ook voor het effect van alternatieve funderingstechnieken, het geluid van de akoestische bronnen die worden ingezet bij geofysisch onderzoek en het effect van het ruimen van explosieven.
- Onderzoeken van de mogelijkheden en beperkingen van het Interim PCoD + DEB model (zie § 2.3.5). Dit onderwerp vormt een van de speerpunten van onderzoek dat voor 2025 in het kader van de Wozep en de update van het KEC 5.0 is geprogrammeerd.
- Onderzoek naar de toepasbaarheid van voorstellen voor alternatieve blootstellingsmaten voor zowel impulsief als continu geluid, waaronder het meenemen van frequentieweging bij het bepalen van de effecten van onderwatergeluid op het gedrag.

7 Referenties

- Aarts, G., 2021. Memo “Estimated distribution of grey and harbour seals” for KEC 4.0, Wageningen Marine Research.
- Bellmann, M., T. Müller, K. Scheiblich, & K. Betke, 2023. Experience report on operational noise - Cross-project evaluation and assessment of under-water noise measurements from the operational phase of offshore wind farms. itap report no. 3926, funded by the German Federal Maritime and Hydrographic Agency, funding no. 10054419.
- Benhemma-Le Gall, A., P. Thompson, N. Merchant, N., & I. Graham, 2023. Vessel noise prior to pile driving at offshore windfarm sites deters harbour porpoises from potential injury zones. Environmental Impact Assessment Review, 103(107271).
- 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.
- Danish Energy Agency, 2023. Guideline for underwater noise. Installation of impact or vibratory driven piles. Rev. 1. Copenhagen: Danish Ministry of Energy.
- 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., H. Verdaat & T. Wilkes, 2022. Effect of electromagnetic fields generated by Borssele export cables in harbor porpoise acoustic activity. Wageningen Marine Research. Report C067/22.
- Gilles, A., N. Ramirez-Martinez, D. Nachtsheim & U. Siebert, 2020. Update of distribution maps of harbour porpoises in the North Sea. Commissioned by Rijkswaterstaat. University of Veterinary Medicine, Institute for Terrestrial and Aquatic Wildlife Research (ITAW).
- Gilles, A., S. Viqerat, 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., E. Pirodda, N.D. Merchant, A. Farcas, T.R. Barton, B. Cheney, G.D. Hastie & P.M. Thomson, 2017. Responses of bottlenose dolphins and harbor porpoises to impact and vibration piling noise during harbor construction. Ecosphere, 8(5). doi:10.1002/ecs2.1793.
- 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.A.F. de Jong & A.M. von Benda-Beckmann, 2022. Kader Ecologie en Cumulatie 2021 (KEC 4.0) – Zeezoogdieren. Rapport TNO 2021 R12503, Januari 2022.
- Heinis, F., C.A.F. de Jong & A.M. von Benda-Beckmann, 2025. KEC 5.0 report, Part B, marine mammals. Report TNO 2025 R10477. <https://www.noordzeeloket.nl/functies-gebruik/windenergie/ecologie/wind-zee-ecologisch-programma-wozep/kader-ecologie-cumulatie/>
- Hermans, A. & B. Schilt, 2024. Literatuurstudie elektromagnetische velden. Notitie Witteveen+Bos, referentie 139194/24-000.862.
- Kastelein, R., L. Helder-Hoek, A. Kommeren, J. Covi & R. Gransier, 2018. Effect of pile-driving sounds on harbor seal (*Phoca vitulina*) hearing. J. Acoust. Soc. Am., 143(6), 3583-3594.

- Kastelein, R., L. Hoek, R. Gransier, M. Rambags & N. Claeys, 2014. Effect of level, duration, and inter-pulse interval of 1–2 kHz sonar signal exposures on harbor porpoise hearing. *J. Acoust. Soc. Am.*, 136(1), 412-422.
- Kastelein, R., R. Gransier, M. Marijt & L. Hoek, 2015. Hearing frequency thresholds of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) temporarily affected by played back offshore pile driving sounds. *J. Acoust. Soc. Am.*, 137(2), 556-564.
- Klinowska, M. (1990). Geomagnetic Orientation in Cetaceans: Behavioural Evidence. In J. Thomas, & R. Kastelein (Eds.), *Sensory Abilities of Cetaceans*. NATO ASI Series, vol 196. Boston: Springer.
- Maxwell, S.M., F. Kershaw, C.C. Locke, C. M.G. Connors, C. Dawson, S. Aylesworth, R. Loomis & A.F. Johnson, 2022. Potential impacts of floating wind turbine technology for marine species and habitats. *Journal of Environmental Management*, 307(114577).
- 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.
- 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.
- NRC – National Research Council, 2005. *Marine mammal populations and ocean noise: Determining when noise causes biologically significant effects*. National Academies Press, Washington DC.
- Pigeault, R., A. Ruser, N.C. Ramírez-Martínez, S.C.V. Geelhoed, J. Haelters, D.A. Nachtsheim, T. Schaffeld, S. Sveegaard, U. Siebert & A. Gilles, 2024. Maritime traffic alters distribution of the harbour porpoise in the North Sea. *Marine pollution bulletin* 208: 116925.
- Popper, A. N., Hawkins, A. D., Fay, R. R., Mann, D. A., Bartol, S., Carlson, T. J., Coombs, S., et al. 2014. Sound Exposure Guidelines. In *ASA S3/SC1. 4 TR-2014 Sound Exposure Guidelines for Fishes and Sea Turtles: A Technical Report prepared by ANSI-Accredited Standards Committee S3/SC1 and registered with ANSI*, pp. 33–51. Springer, New York.
- Potlock, K.M., A.J. Temple & P. Berggren, 2023. Offshore construction using gravity-based foundations indicates no long-term impacts on dolphins and harbour porpoise. *Marine Biology* 170.92.
- Southall, B.L., J.J. Finneran, C. Reichmuth, P.E. Nachtigall, D.R. Ketten, A.E. Bowles, W.T. Ellison, D.P. Nowacek and P.L. Tyack, 2019. Marine Mammal Noise Exposure Criteria: Updated Scientific Recommendations for Residual Hearing Effects. *Aquatic Mammals* 2019, 45(2), 125-232.
- Tougaard, J., L. Hermannsen & P.T. Madsen, 2020. How loud is the underwater noise from operating offshore wind turbines? *J. Acoust. Soc. Am.* 148 (5): 2885-2893.
- Van Beest, F.M., J. Nabe-Nielsen, J. Carstensen, J. Teilmann & J. Tougaard, 2015. Disturbance effects on the Harbour Porpoise Population in the North Sea (DEPONS): Status report on the model development. Aarhus University, DCE-Danish Centre for Environment and Energy, 43 pp. Scientific Report from DCE-Danish Centre for Environment and Energy No. 140.
- Van der Knaap, I., J. Reubens, L. Thomas, M.A. Ainslie, H.V. Winter, J. Hubert, B. Martin & H. Slabbekoorn, 2021. Effects of a seismic survey on movement of free-ranging Atlantic cod. *Current Biology*, 31(7), 1555-1562.

BIJLAGE 1 MOGELIJKE EFFECTEN OP ZEEZOOGDIEREN

Mogelijke effecten van de aanleg, exploitatie en verwijdering van een windpark op zeezoogdieren.

Fase	Activiteit	Abiotisch effect	Mogelijk effect
Aanleg	1 Installatie monopaal, tripod, jacketfunderingen	Onderwatergeluid door hei- of trilhamers	Gehoor en/of gedrag
	2 Installatie drijvende en <i>gravity based</i> funderingen	Onderwatergeluid, vertroebeling	Gedrag Foerageermogelijkheden
	3 Geofysisch onderzoek	Onderwatergeluid	Gedrag
	4 Ruimen van explosieven en inzet ADDS	Onderwatergeluid	Verwonding, gehoor, gedrag
	5 Aanwezigheid schepen	Verstoring	Gedrag
	6 Aanleg kabels ¹²	Vertroebeling	Foerageermogelijkheden
Exploitatie	1 Draaiende turbines	Onderwatergeluid	Gedrag
	2 Aanwezigheid schepen	Verstoring	Gedrag
	3 Aanwezigheid kabels	Elektromagnetische velden	Gedrag
Verwijdering	1 Verwijderen funderingen	Onderwatergeluid	Gehoor en/of gedrag
	2 Aanwezigheid schepen	Verstoring	Gedrag
	3 Verwijderen kabels	Vertroebeling	Foerageermogelijkheden

Effecten van aanleg van het windpark

1. Installatie van monopaal-, tripod- en jacketfunderingen

Bij het heien van funderingen voor windturbines wordt veel geluid geproduceerd, waardoor hoge geluidsniveaus in de omgeving van de heillocatie kunnen ontstaan. Afhankelijk van de afstand waarop dieren zich van de bron bevinden, kan dit bij zeezoogdieren tot effecten op het gedrag leiden of tot tijdelijke of permanente effecten op het gehoor (TTS = *temporary threshold shift* en PTS = *permanent threshold shift*). Ook als bij de installatie van funderingen gebruik wordt gemaakt van zogenaamde trilhamers wordt geluid geproduceerd, waarvan het niveau niet verwaarloosbaar is. Voor de rapportage in het kader van de partiële herziening is voor de effectbepaling uitgegaan van onderwatergeluid bij het gebruik van heihammers. Tot nu toe is dat namelijk de installatietechniek die vrijwel uitsluitend wordt toegepast. Omdat trilhamers om diverse redenen nog niet breed worden toegepast, is de kennis over het geproduceerde geluid tijdens het gebruik ervan beperkt, en dat geldt ook voor de mogelijke effecten op zeezoogdieren. Uit een indicatieve effectinschatting in het kader van het MER voor Nederwiek Zuid blijkt dat het aantal verstoorde dieren bij gebruik van een trilhamer aanmerkelijk kleiner is dan bij het gebruik van conventionele heihammers, en dat het bij benadering overeenkomt met het aantal dieren dat wordt verstoord als wordt uitgegaan van toepassen van een geluidslimiet van 160 dB 1 re $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (SELs op 750) bij gebruik van heihammers.

Indirecte effecten op bruinvissen en zeehonden door vermindering van foerageermogelijkheden als gevolg van effecten van heigeluid op vissen kunnen worden uitgesloten. Dergelijke effecten kunnen alleen optreden als de verstoringafstand t.o.v. de heillocatie voor vissen groter zou zijn dan voor zeezoogdieren, waardoor de eventueel door onderwatergeluid verdreven/verstoorde zeezoogdieren in een zone terechtkomen met een verminderde prooibeschikbaarheid. Dit is niet het geval, aangezien uit uiteenlopend onderzoek blijkt dat vissen qua gedragsreacties minder gevoelig voor onderwatergeluid van impact heien zijn dan bruinvissen en zeehonden. Zo bleek uit onderzoek van van der Knaap et al. (2012) dat gezenderde kabeljauwen het gebied waar een windpark werd aangelegd niet verlieten. In tegenstelling tot de meeste demersale vissoorten bezitten kabeljauwen een zwembblaas en zijn daarom relatief gevoelig voor impulsief geluid. Ook

¹² Hiermee worden de infield kabels bedoeld die van de windturbines naar het TenneT-platform lopen.

liggen de niveaus waarbij vissen effecten op het gehoor kunnen ondervinden hoger dan bij bruinvissen en zeehonden (verg. Popper et al., 2014, Southall et al., 2019).

2. *Installatie drijvende- en gravity based funderingen*

Voor de windparken die tot 2040 op het Nederlands deel van het Continentaal Plat (NCP) worden aangelegd, is het aannemelijk dat de windturbines op monopaalfunderingen zullen worden geplaatst, hoewel niet is uitgesloten dat het tripod- of jacketfunderingen zullen zijn. In het kader van diverse mer-procedures voor windparken op het NCP zijn de effecten van de installatie van deze typen funderingen onderzocht en hieruit is gebleken dat de effecten hiervan in zeer beperkte mate verschillen van die van monopaalfunderingen. Vanwege het meer kwalitatieve karakter van het Plan-MER worden de effecten van de installatie van tripod- en jacketfunderingen niet verder uitgewerkt. Dit geldt ook voor de effecten van drijvende- en gravity based funderingen, enerzijds omdat onwaarschijnlijk is dat deze op de relatief ondiepe Noordzee zullen worden toegepast en anderzijds omdat zeker is dat de installatie van deze typen funderingen tot minder hoge geluidsniveaus zal leiden dan van monopaal, tripod- of jacketfunderingen (zie bijvoorbeeld Potlock et al., 2023 voor gravity-based funderingen). Van het heien van de benodigde ankers voor de installatie van drijvende turbines is dat niet bekend, maar de verwachting is dat dat niet meer zal zijn dan bij het heien van monopaal-funderingen (Maxwell et al., 2022). Eventuele effecten van vertroebeling tijdens de installatie van drijvende- en gravity based funderingen zijn tijdelijk, zeer lokaal en daarom verwaarloosbaar.

3. *Geofysisch onderzoek*

Ter voorbereiding van de aanleg van windparken op zee worden geofysische surveys in het windenergiegebied en langs de geplande kabeltracés uitgevoerd. Bij dit onderzoek wordt geluid producerende apparatuur gebruikt, zoals *multi-beam* en *side-scan* sonars, *sub-bottom profilers*, *sparkers* en akoestische positioneringssystemen. Omdat het soms om hoge geluidsniveaus kan gaan, zijn effecten op zeezoogdieren niet bij voorbaat uit te sluiten. In de berekeningen voor de effecten van de Routekaart 21 GW (KEC 5.0) is een indicatieve inschatting gemaakt van de mogelijke effecten van onderwatergeluid door geofysische surveys op bruinvissen en zeehonden. Voor bruinvissen bedraagt het aantal dierverstoringsdagen ongeveer 17% van het totale aantal als gevolg van heigeluid. Voor de gewone en grijze zeehonden is dit respectievelijk 5% en 7% van het aantal zeehondverstoringsdagen als gevolg van heigeluid. Hierbij wordt aangetekend dat de surveysignalen sterk afwijken van die van heigeluid en het om bewegende geluidsbronnen die 24/7 doorgaan. De voor het KEC 5.0 berekende dierverstoringsdagen voor de berekening van de effecten op de populaties kunnen daarom niet zomaar worden opgeteld bij die van heigeluid. Voor de gebieden van de PH zijn bovendien nog geen details bekend over de wijze waarop de surveys zullen plaatsvinden. De effecten zijn voor het bepalen van de effecten buiten beschouwing gelaten.

4. *Ruimen van explosieven en inzet van Acoustic Deterrent Devices*

Voor de aanleg van windparken op zee dienen eventueel in het gebied gevonden explosieven (unexploded ordnance, ofwel UXO, zoals vliegtuigbommen uit de tweede wereldoorlog) geruimd te worden. Blootstelling aan het geluid van onderwaterexplosies kan bij zeezoogdieren leiden tot inwendige bloedingen (blast trauma), acuut akoestisch trauma (gehoorverlies door letsel aan het binnenoor) of een permanente verhoging van de gehoordrempel (PTS). Om dit risico te verminderen wordt in de huidige praktijk een *seal scarer* (een *acoustic deterrent device*, ofwel ADD) ingezet voor het verjagen van dieren voor detonatie van een explosief. Over de effecten van deze activiteit op vissen (als voedsel voor vogels en zeezoogdieren) is geen informatie bekend. De verwachting is echter dat deze op populatieniveau beperkt zijn en dat indirecte effecten op hun predatoren kunnen worden uitgesloten. Effecten op zeezoogdieren zijn niet bij voorbaat uit te sluiten. Voor het KEC 5.0 scenario (Routekaart 21GW) zijn voor het berekenen van de effecten van

geofysische surveys en UXO's de plangebieden voor Lageland, Doordewind I en II en een deel van gebied 6/7 meegenomen. Voor het totale KEC 5.0 scenario (windparken van Routekaart 21 GW, inclusief infield- en zeekabels) is berekend dat ongeveer 40 bruinvissen acute effecten (met waarschijnlijke sterfte tot gevolg) ondervinden en ongeveer 4.000 bruinvissen permanente effecten op het gehoor oplopen (Appendix E in Heinis et al., 2025). Ten opzichte van het totale aantal bruinvissen op het Nederlandse deel van de Noordzee is het aantal bruinvissen met acute effecten zeer beperkt, maar het is niet duidelijk of en zo ja, in hoeverre de effecten op het gehoor doorwerken naar de populatieomvang. Voor het maken van een inschatting daarvan is meer informatie nodig over de aard en verspreiding van het geluid bij de detonatie van de explosieven (kennisleemte). Voor zeehonden zijn geen effecten op het gehoor te verwachten, maar zou een niet verwaarloosbaar aantal van m.n. gewone zeehonden acute effecten kunnen ondervinden. Voor deze berekeningen zijn, bij gebrek aan meetgegevens uit voorzorg echter *worst-case* aannames gehanteerd (kennisleemte). Eventuele effecten van verstoring door de ingezette ADD is ten opzichte van de verstoring door heigeluid zowel voor bruinvissen als voor zeehonden verwaarloosbaar.

De tijdens de detonaties ontstane geluidcontouren kunnen ook overlappen met Natura 2000-gebieden, waardoor (zeer) kortdurende effecten op de habitatkwaliteit kunnen optreden (directe externe werking). De afstand van de plangebieden tot de dichtstbijzijnde Natura 2000-gebieden Klaverbank, Doggersbank, Noordzeekustzone, Borkum Riffgrund (DU) en Southern North Sea (VK) is echter dermate groot dat contouren voor acute effecten of effecten op het gehoor van bruinvissen en zeehonden er niet mee overlappen.

5. *Aanwezigheid schepen*

Tijdens de aanleg van windparken kan verstoring door continu geluid optreden zoals trillingen door scheepsgeluid van aanleg- en transportschepen (van zowel het windpark als de infieldkabels). De aard van dit geluid is anders dan het geluid van heihammers (continu in plaats van impulsief) en het geluidsniveau is veel lager. Uit resultaten van recent onderzoek is gebleken dat voorafgaand aan de werkelijke heiwerkzaamheden al effecten op bruinvissen kunnen optreden (Graham et al., 2017; Benhemma-Le Gall et al., 2023). Het tijdens de verschillende activiteiten geproduceerde onderwatergeluid is de meest aannemelijke verklaring hiervoor. Daarbij kan worden gedacht aan het scheepsgeluid (m.n. schroefgeluid), geluid van akoestische sensoren, ankerkettingen, het neerlaten van de poten van de jack-up schepen etc. In een recente Duitse review-studie van Bellmann et al. (2023) wordt geconcludeerd dat windpark gerelateerde scheepvaart mogelijk tot een toename van het onderwatergeluid in het windpark kan leiden, maar dat de toename daarbuiten zeer beperkt is, zeker voor windparken nabij scheepsroutes. Recent beschikbaar gekomen resultaten van onderzoek laten zien dat bruinvissen gebieden met intensieve scheepvaart mijden (Pigeault et al., 2024). Onderzoek in de Borssele windparken heeft echter laten zien dat bruinvissen operationele windparken niet mijden, maar het is niet bekend of er andere, niet duidelijke zichtbare effecten optreden. Mogelijke effecten van scheepvaartgeluid in de operationele fase worden nader onderzocht in het kader van het InterReg project DEMASK¹³. Zodra er vanuit dat project meer duidelijkheid is over de aard en omvang van de mogelijke effecten op zeezoogdieren, kunnen daar in het vervolgproces (en in een volgende update van het KEC) uitspraken over worden gedaan. Vooralsnog wordt het effect van scheepvaart tijdens de aanleg als kennisleemte gedefinieerd en niet verder meegenomen in de effectbeoordeling.

6. *Aanleg kabels*

De bodem-beroerende activiteiten voor het aanleggen en verwijderen van de in-fieldkabels en

¹³ <https://www.interregnorthsea.eu/demask>

funderingen kunnen lokaal de waterkwaliteit beïnvloeden door vertroebeling (slibpluim). Directe beïnvloeding van zeezoogdieren kan worden uitgesloten, omdat bruinvissen en zeehonden niet op het zicht jagen. Bruinvissen gebruiken daarvoor hun echolocatiesysteem en zeehonden sporen prooien vooral via hun snorharen op. Indirect kunnen de foerageermogelijkheden voor zeezoogdieren wel worden aangetast, vanwege het feit dat een deel van hun prooidieren, te weten niet bodem gebonden, en op zicht jagende vissoorten het beïnvloede (troebelere) gebied zouden kunnen mijden. Het betreft een tijdelijk en lokaal effect en het is daarom onwaarschijnlijk dat dit in cumulatie met de effecten van onderwatergeluid van enige betekenis zal zijn. In dit rapport is het effect daarom niet nader onderzocht. In een project MER ter voorbereiding van een kavelbesluit kan dit mogelijke effect echter nader worden uitgewerkt.

Effecten tijdens de exploitatie van het windpark

1. *Draaiende turbines*

Continu geluid van operationele windturbines is in het algemeen alleen van belang wanneer het omgevingsgeluid van wind en scheepvaart heel laag is (Tougaard et al., 2020, Bellmann et al., 2023). Mogelijke effecten worden nader onderzocht in het kader van het InterReg project DEMASK. Zodra er vanuit dat project meer duidelijkheid is over de aard en omvang van de mogelijke effecten op zeezoogdieren, kunnen daar in een volgende fase preciezere uitspraken over worden gedaan.

2. *Aanwezigheid van schepen*

Met de aanwezigheid van windparken neemt het geluid van schepen van, naar en binnen die windparken mogelijk toe. Mogelijke effecten hiervan worden nader onderzocht in het kader van het InterReg project DEMASK (zie ook hiervoor 'Effecten tijdens aanleg van het windpark', punt 5). Zodra er vanuit dat project meer duidelijkheid is over de aard en omvang van de mogelijke effecten op zeezoogdieren, kunnen daar in het vervolgproces (en in een volgende update van het KEC) preciezere uitspraken over worden gedaan. Vanwege de onduidelijkheid van de effecten zijn deze hier niet nader beschouwd.

3. *Aanwezigheid van kabels*

De door de windturbines gegenereerde elektriciteit wordt via zogenaamde in-field kabels naar het TenneT-platform getransporteerd en daarvandaan via de zeekabels naar het land. De elektrische wissel- of gelijkstroom die door de kabels loopt, genereert een elektromagnetisch veld (EMV) rond de kabel. Een EMV bestaat uit een magnetisch en een elektrisch veld. Het elektrische veld wordt afgeschermd door de mantel van de in-field kabels en komt niet vrij in de directe omgeving van de kabel. Het magnetisch veld wordt niet volledig afgeschermd en is waarneembaar in de directe omgeving van de kabel. Wanneer organismen door het magnetische veld bewegen wordt daarnaast een zwak elektrisch veld gegenereerd, het zogenaamde geïnduceerd elektrische veld (iE-veld) (Hermans & Schilt, 2024). Het magnetische veld straalt dus wel uit naar de omgeving (tot tientallen meters buiten de kabel), en kan zo tot effecten op mariene organismen leiden.

Het is niet waarschijnlijk dat **zeehonden** effecten ondervinden van EMV, aangezien zij niet over ampullen van Lorenzini of andere elektroreceptoren beschikken waardoor zeehonden EMV kunnen waarnemen (Hermans & Schilt, 2024). Voor **bruinvissen** is niet uit te sluiten dat zij magnetische velden kunnen waarnemen vanwege de aanwezigheid van structuren in de tong en onderkaak die vergelijkbaar zijn met elektroreceptoren in sommige vissoorten (Klinowska, 1990). Dit hoeft echter niet te betekenen dat de magnetische velden die door de (al dan niet ingegraven) kabels van de windparken worden gegenereerd ook kunnen worden waargenomen en zo ja, of dat tot een effect op het gedrag leidt. Uit een onderzoek van (Teilmann et al., 2002) blijkt dat bruinvissen nog steeds door gebieden zwemmen waar windparken gebouwd zijn en waar dus ook stroomkabels liggen. Dit

betekent echter niet dat effecten van de magnetische velden rond de kabels van windparken op bruinvissen afwezig zijn, maar laat wel zien dat er mogelijk geen sprake is van volledige barrière werking. Er zou beïnvloeding van het oriëntatie vermogen kunnen optreden of een verstoring van migratiepatronen (Kirschvink, 1990) in: (Hermans & Schilt, 2024). Uit resultaten van monitoring rond de export wisselstroomkabels van windpark Borssele middels een *Passive Acoustic Monitoring Network* (PAM) is geen verband gebleken tussen de sterkte van EMV en het voorkomen van bruinvissen (Geelhoed et al., 2022). De afstand van de PAM-stations die het dichtst bij de kabel lagen was echter nog relatief groot. Op grond van deze studie kan daarom niet worden geconcludeerd of en in hoeverre het foerageergedrag en/of andere vormen van gedrag van bruinvissen op locaties dicht bij de kabel worden beïnvloed. Ook kunnen op grond van deze studie geen conclusies worden getrokken over eventuele effecten van EMV rond gelijkstroom exportkabels of (wisselstroom) in-field kabels, die weliswaar een zwakker EMV genereren, maar die meestal niet of minder diep worden ingegraven.

De conclusie is dat exacte effecten van de aanwezigheid van elektriciteitskabels binnen de windparken of langs de kabeltracés op het gedrag van zeezoogdieren (m.n. bruinvis) niet goed bekend zijn (leemte in kennis).

Effecten van de verwijdering/ontmanteling van het windpark

1. *Verwijderen funderingen*

Bij de ontmanteling van een windpark is hetzelfde type effecten te verwachten als bij de aanleg ervan (verstoring door onderwatergeluid). Er zijn nog geen voorbeelden beschikbaar van de wijze waarop ontmanteling van windparken op zee zal plaatsvinden en dus ook niet of, en zo ja, hoeveel onderwatergeluid daarbij zal worden geproduceerd. Om de monopalen op een duurzame en kosteneffectieve manier te verwijderen, worden nieuwe technieken ontwikkeld. Hydraulische extractie van monopalen is een van de nieuwe methoden voor het verwijderen van de volledige monopaal. Hierbij kan al het staal worden teruggewonnen en gerecycled. Deze techniek verkeert echter nog in de onderzoeksfase. Het effect wordt in dit rapport daarom niet nader onderzocht.

2. *Aanwezigheid schepen*

Zie hiervoor 'Effecten van aanleg' onder punt 5.

3. *Verwijderen kabels*

Zie hiervoor 'Effecten van aanleg' onder punt 6.

BIJLAGE 2 EFFECTEN VAN HEIGELUID OP HET GEHOOR

Naast een effect op het gedrag kan heigeluid ook een fysiologisch effect op het gehoor hebben, waardoor de dieren als gevolg van een langere blootstelling aan verhoogde geluidsniveaus tijdelijk (TTS: tijdelijke verhoging van de gehoordrempel)¹⁴ of permanent (PTS: permanente verhoging van de gehoordrempel) minder goed kunnen horen. Een effect op het gedrag treedt op zodra het geluid begint; dieren reageren op de eerste heiklap. Bij effecten op het gehoor (TTS of PTS) gaat het om de totale geluidsdosis, *i.e.* de 'optelsom' van meerdere geluidspulsen, waaraan dieren tijdens het heien van één paal zijn blootgesteld (cumulatieve SEL). Hierbij moet worden aangetekend dat de berekende cumulatieve SEL waarschijnlijk een overschatting is van de werkelijke blootstelling, omdat geen rekening is gehouden met herstel van het gehoor in de stillere periodes tussen de heiklappen (Kastelein et al., 2014).

Bij het heigeluid is het gebied waarin bruinvissen en zeehonden TTS en PTS kunnen oplopen veel kleiner 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). De frequenties waarbij in bruinvissen TTS na blootstelling aan heigeluid kan optreden, liggen niet in het frequentiegebied dat van belang is voor het vinden van voedsel via echolocatie. Bij een aan nagespeeld heigeluid blootgestelde bruinvis blijkt de verhoging zich namelijk te beperken tot een relatief smalle band van lage frequenties (Kastelein et al., 2015). Zeehonden, die minder gevoelig voor effecten op het gehoor zijn, maken bij het zoeken van voedsel naast het gebruik van hun gehoor en zicht, vooral gebruik van hun snorharen. Uit blootstellingsstudies blijkt dat de kans dat TTS door blootstelling aan heigeluid bij zeehonden veel kleiner is dan bij bruinvissen (Kastelein et al., 2018). In het KEC 5.0 is de conclusie dat door heien een dergelijke tijdelijke, geringe verhoging van de gehoordrempel (TTS) voor geen van de drie soorten een negatieve invloed heeft op de mogelijkheid om voedsel te vinden en te vangen, en daarmee ook niet op hun overlevingskans.

Om te bepalen of een dier door heiwerkzaamheden de kans loopt om PTS op te lopen wordt de cumulatieve blootstellingsdosis (SEL_{CUM}) berekend. De voor de gehoorgevoeligheid van het dier gewogen SEL_{CUM} wordt vergeleken met een frequentie- gewogen drempelwaarde voor de cumulatieve geluidblootstelling die leidt tot PTS (Southall et al., 2019):

- Bruinvissen: VHF gewogen $L_{E,VHF} > 155$ dB re $1 \mu Pa^2s$
- Zeehonden: PCW gewogen $LE_{PCW} > 185$ dB re $1 \mu Pa^2s$

Voor het heien van een funderingspaal is voor KEC 5.0, in overeenstemming met de in het KEC 4.0 rapport (Heinis et al., 2022) beschreven procedure, SEL_{CUM} bepaald over de periode waarin de paal geheid wordt. Daarbij wordt rekening gehouden met het heiscenario (de variatie van de hamerklapenergie gedurende het heien) en met het zwemscenario, afhankelijk van de afstand van de heilocatie waar het dier zich bij aanvang van het heien bevindt. Deze procedure stemt grotendeels overeen met wat in Denemarken wordt voorgeschreven (Danish Energy Agency, 2023).

Worst case scenario voor berekeningen van de kans op PTS door heigeluid

De consequenties van de geüpdatete uitgangspunten voor de berekening van de kans op PTS zijn onderzocht door middel van een voorbeeldberekening voor een *worst case* scenario op het NCP. Verder is in deze *worst case* berekening geen rekening gehouden met een eventuele *soft start* en *ramp up*, waarbij de hamerklapenergie en hamerfrequentie langzaam wordt opgevoerd naar de

¹⁴ Tijdelijk gehoorverlies (TTS) kan een fysiologisch aanpassingsmechanisme zijn, maar dit geldt niet voor permanente effecten (PTS).

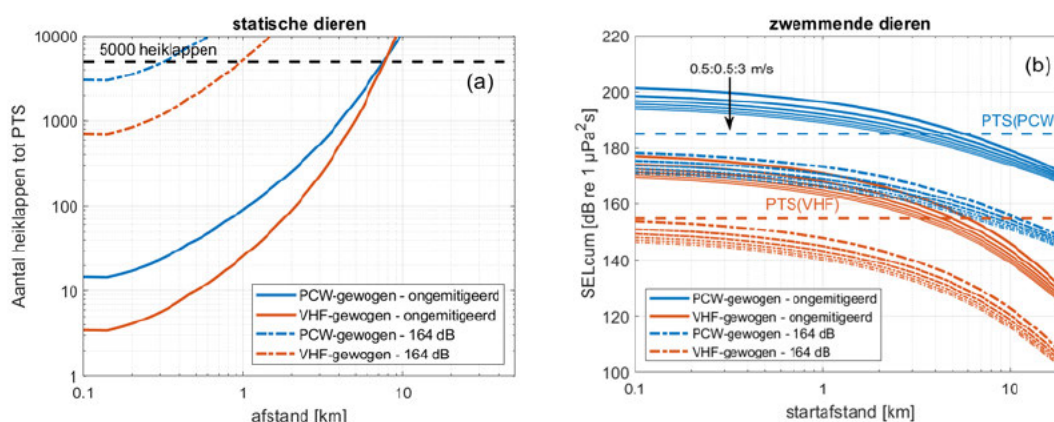
maximumwaarde. Bijlagetabel 2.1 geeft een overzicht van de belangrijkste invoergegevens voor deze berekening.

Bijlagetabel 2.1 Gegevens voor het scenario voor de berekening van de kans op PTS

Parameter	Waarde
Waterdiepte	39 m
Ongewogen breedband SEL _{ss} (750m)	187 dB (ongemitigeerd) en 164 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ geluidnorm
Heiscenario	35 klappen / minuut, max. 5000 gelijke heiklappen
Zwemsnelheid	0,5 tot 3 m/s, in stappen van 0,5 m/s

Resultaat worst case berekeningen

Bijlagefiguur 2.1 (a) toont de voor het *worst case* scenario berekende blootstellingsdosis als functie van de afstand van de dieren tot de heillocatie bij aanvang van het heien. De figuur laat zien dat dieren de kans lopen op een gehoorbeschadiging (PTS) wanneer ze zich gedurende het heien (5000 heiklappen) op een vaste afstand van de heillocatie bevinden. Bij ongemitigeerd heien bedraagt de afstand ~7,5 km voor bruinvissen en zeehonden en voor heien met een geluidnorm van 164 dB is dat 0,3 km voor zeehonden en 1 km voor bruinvissen. Bijlagefiguur 2.1 (b) laat zien dat ook wanneer wordt aangenomen dat de dieren van het heigeluid wegzwemmen (mijdingsgedrag), er bij ongemitigeerd heien een kans op PTS is voor dieren die zich binnen een straal van 2 tot maximaal 6 km van de paal bevinden. Die kans is aanzienlijk kleiner is bij toepassing van een geluidlimiet. Voor heien met een geluidnorm van 164 dB lopen zeehonden en bruinvissen die zich bij aanvang van het heien op 100 m of meer van de heillocatie bevinden geen kans op PTS, mits ze met meer dan 0,5 m/s wegzwemmen. Dat is een aanzienlijk lagere zwemsnelheid dan de 2 m/s die in het KEC 4.0 rapport is aangenomen, zie Heinis et al. (2022).



Bijlagefiguur 2.1 (a) Aantal heiklappen waarna de cumulatieve geluidblootstellingsdosis (SEL_{cum}, VHF-gewogen voor bruinvissen en PCW-gewogen voor zeehonden) bij statische dieren de PTS-drempelwaarde overschrijdt en (b) cumulatieve blootstellingsdosis voor zwemmende dieren, vergeleken met de PTS-drempelwaarden (- -). Resultaten voor de hier beschouwde *worst case* scenario's (zie Bijlagetabel 2.1) voor heien zonder mitigatie en met een SEL_{ss}(750m) geluidnorm van 164 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. De gegroepeerde lijnen tonen het effect van de zwemsnelheid (0,5 tot 3 m/s in stappen van 0,5 m/s), waarbij SEL_{cum} afneemt bij toenemende zwemsnelheid.

Conclusie

Uit de *worst case* berekening volgt dat er een verwaarloosbare kans is dat bruinvissen of zeehonden een permanente verhoging van de gehoordrempel (PTS) oplopen ten gevolge van het onderwatergeluid bij het heien voor de aanleg van wind op zee als het onderwatergeluid wordt gelimiteerd tot een geluidnorm van SEL_{ss}(750m) = 164 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. Uit aanvullende berekeningen blijkt dat dit geldt voor een geluidnorm SEL_{ss}(750m) = 168 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$, of lager (strenger). Deze conclusie is mede het gevolg van het wetenschappelijke inzicht (Southall et al., 2019) dat het optreden van gehoorbeschadiging bij blootstelling aan onderwatergeluid afhangt van de frequentieafhankelijke gehoorgevoeligheid van de dieren.